

OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2022
NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA 2012-2021

Warszawa 2023

Praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska
i sfinansowana ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej



Autorzy opracowania:

II.3.1.1 na podstawie raportów powstałych w ramach realizacji umowy nr GIOŚ/ZP/15/2021/DMS/NFOŚ z dnia 2 lutego 2021 r. pn. „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2021–2022” autorstwa **Zdzisława Ceniana, Tomasza Chodkiewicza, Macieja Kozakiewicza, Włodzimierza Meissnera, Łukasza Wardeckiego**.

II.3.1.2, II.4.1 na podstawie opracowań powstałych w ramach realizacji umowy nr GIOŚ/122/2022/DMS/NFOŚ z dnia 30 maja 2022 r. pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w 2022 roku” autorstwa **Adama Lejk (II.3.1.2), Joanny Calkiewicz (II.3.1.2), Łukasza Dziemiana (II.3.1.2), Piotra Margońskiego (II.3.1.2), Marzenny Pachur (II.3.1.2), Katarzyny Spich (II.3.1.2) Leny Szymanek (II.3.1.2), Tomasza Wandzla (II.3.1.2)** oraz umowy nr GIOŚ/205/2023/DMS/NFOŚ z dnia 29 czerwca 2023 r. pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w latach 2023–2025” autorstwa **Jana Horbowego i Leny Szymanek (II.4.1)**.

Pracownicy Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej:
Maria Suplińska (II.4.3.1)

Pracownicy Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego:
Beata Danowska (II.4.3.2), Natalia Drgas (II.2.1, II.2.2, II.2.3, II.4.2), Magda Grabowska-Piekarz (I.2), Agnieszka Grajewska (II.2.1, II.2.2, II.4.3.3, II.4.3.4, II.4.4), Michał Iwaniak (II.2.1, II.2.2, II.4.4, III), Violetta Koszuta (I.2, II.2.1, II.2.2, II.2.4), Beata Kowalska (I.2), Wojciech Kraśniewski (II.3.2.1, II.3.3.2, II.3.3.3, III), Anna Kubicka (I.2), Joanna Maciak (II.2.4, II.4.4), Marta Rybka-Murat (II.4.3.3), Bartłomiej Wilman (II.4.3.5), (Agnieszka Wochna (II.4.5), Michał Saniewski (II.3.3.1, II.4.3.1), Patryk Sapięga (I.1, I.3, I.4), Ewa Wiktorowicz (II.3.2.2), Tamara Zalewska (I.1, II.2.1, II.2.2, II.4.3, II.4.3.2, II.4.3.5, II.4.4, III)

Pod redakcją:
Tamary Zalewskiej, Wojciecha Kraśniewskiego

Zdjęcia:
Wojciech Kraśniewski, Ewa Wiktorowicz, Tamara Zalewska



©Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2023 r.

WPROWADZENIE.....	4
I. OGÓLNE WARUNKI METEOROLOGICZNO - HYDROLOGICZNE W OBSZARACH MORSKICH...	5
I.1 WARUNKI WIATROWE	5
I.2 POZIOM MORZA I ZŁODZENIE	10
I.3 FALOWANIE.....	15
I.4 PRĄDY MORSKIE.....	21
II. RAMOWA DYREKTYWA WS. STRATEGII MORSKIEJ	28
II.1. WSTĘP.....	29
II.2. OGÓLNE WARUNKI FIZYKOCHEMICZNE.....	33
II.2.1. Temperatura wody morskiej	33
II.2.2. Zasolenie.....	36
II.2.3. Odczyn wody morskiej	39
II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – pCO_2	44
II.3. CECHY STANU	48
II.3.1. Grupy gatunków	48
II.3.1.1 Ptaki	48
II.3.1.2 Ryby.....	86
II.3.2. Siedliska Pelagiczne	112
II.3.2.1. Fitoplankton	112
II.3.2.2. Zooplankton	118
II.3.3. Siedliska Bentosowe.....	128
II.3.3.1. Makrofity.....	128
II.3.3.2. Zoobentos	132
II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego.	141
II.4. CECHY PRESJI.....	142
II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców	142
Ocena GES na podstawie stad.....	145
Ocena stanu środowiska (GES) na podstawie Cechy D3	163
Ocena wiarygodności	164
II.4.2. Eutrofizacja	166
II.4.3. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji.....	183
II.4.3.1. Radionuklidy.....	184
II.4.3.2. Metale ciężkie	193
II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO).....	203
II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki.....	210
II.4.3.5. Test mikrojądrowy	217
II.4.4. Odpady w środowisku morskim.....	223
II.4.5. Podwodny hałas	235
III. PODSUMOWANIE	248
BIBLIOGRAFIA.....	271
SPIS RYSUNKÓW.....	278
SPIS TABEL	289

Wprowadzenie

Morze Bałtyckie stanowi unikalny ekosystem i jest dobrem ogólnym, nadrzędnym, niepodlegającym podziałom i granicom administracyjnym. Ze względu na znaczący wpływ działalności prowadzonej przez społeczności państw nadbałtyckich na cały ekosystem morski Bałtyku, niezbędne są wysiłki na rzecz poprawy i utrzymania dobrego stanu zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju.

Podstawową dyrektywą unijną dotyczącą ochrony wód i określającą politykę wodną jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r., zwana Ramową Dyrektywą Wodną (RDW – 2000/60/WE). Nakłada ona obowiązek monitorowania i oceny stanu wód, w tym części obszarów wód morskich określonych jako wody przejściowe i przybrzeżne wszystkich mórz europejskich, w tym Morza Bałtyckiego. Z kolei Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM – 2008/56/WE) z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawia ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego i nakłada na Państwa Członkowskie konieczność opracowania strategii mających na celu osiągnięcie dobrego stanu środowiska w obszarach morskich pozostających pod ich jurysdykcją. Dyrektywa została transponowana do prawa polskiego ustawą z dnia 4 stycznia 2013 roku o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. 2013 r, poz. 165). W 2017 roku RDSM została znowelizowana Dyrektywą Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r., zwaną dalej „dyrektywą 2017/845”, poprzez przyjęcie nowej wersji Załącznika III do dyrektywy 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich. Nowelizacja Dyrektywy Komisji została transponowana do prawa polskiego ustawą Ustawa z dnia 11 września 2019 roku o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw (Dz.U. 2022 poz. 2625).

Integralnym elementem wdrażania obydwu dyrektyw jest konieczność dokonywania ocen stanu środowiska morskiego w celu określenia kierunku koniecznych zmian i podejmowania działań niezbędnych do poprawy stanu ekosystemu Bałtyku, jeżeli uznany jest on za nieodpowiedni. RDW i RDSM zobowiązują także do utrzymania dobrego stanu wód, o ile są one już w dobrym stanie.

Prezentowane opracowanie zawiera ocenę stanu środowiska polskich obszarów morskich obejmujących obszary morza otwartego w 2022 roku w odniesieniu do poprzedzającego dziesięciolecia. Ocena została przygotowana na podstawie danych pomiarowych z lat 2012 – 2021 pozyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ).

Część I publikacji odnosi się do ogólnej charakterystyki warunków meteorologicznych i hydrologicznych obszarów morskich z uwzględnieniem warunków wiatrowych, charakterystyki falowania, mieszania i wymiany wód, prądów morskich oraz zmian poziomu morza, jak również warunków zlodzenia. Część II publikacji zawiera charakterystykę warunków fizykochemicznych oraz ocenę stanu środowiska morskiego Bałtyku z uwzględnieniem podziału na cechy zgodne z RDSM.

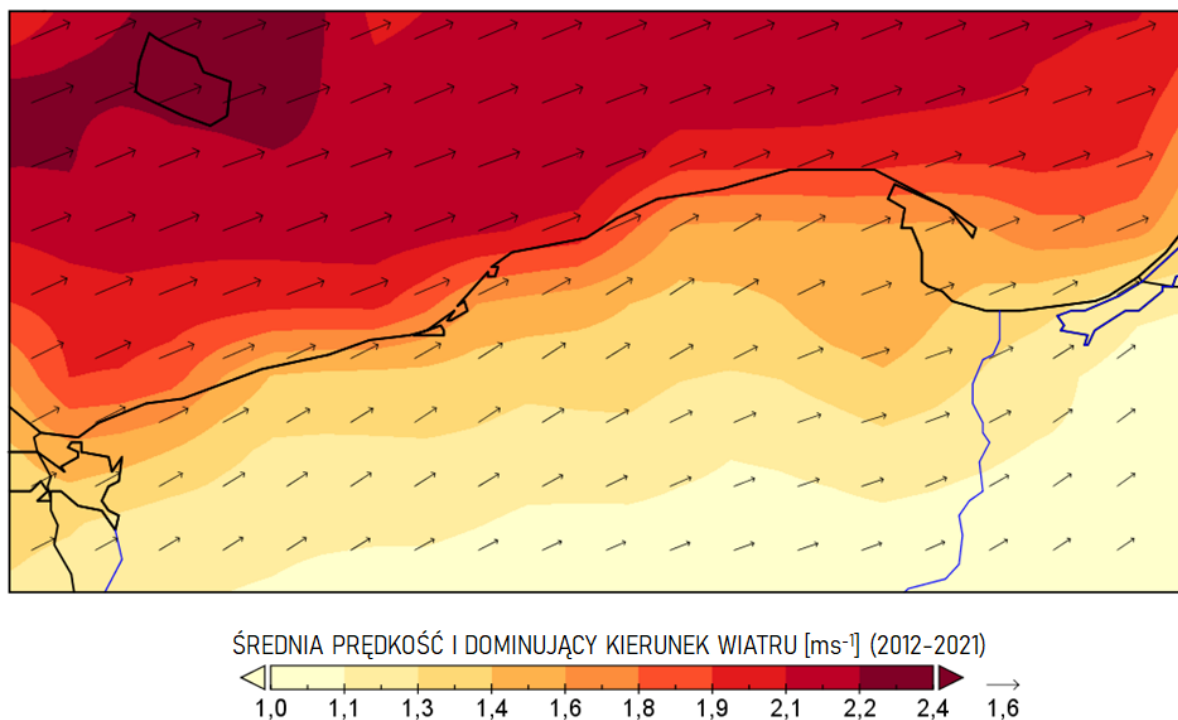
I. Ogólne warunki meteorologiczno – hydrologiczne w obszarach morskich



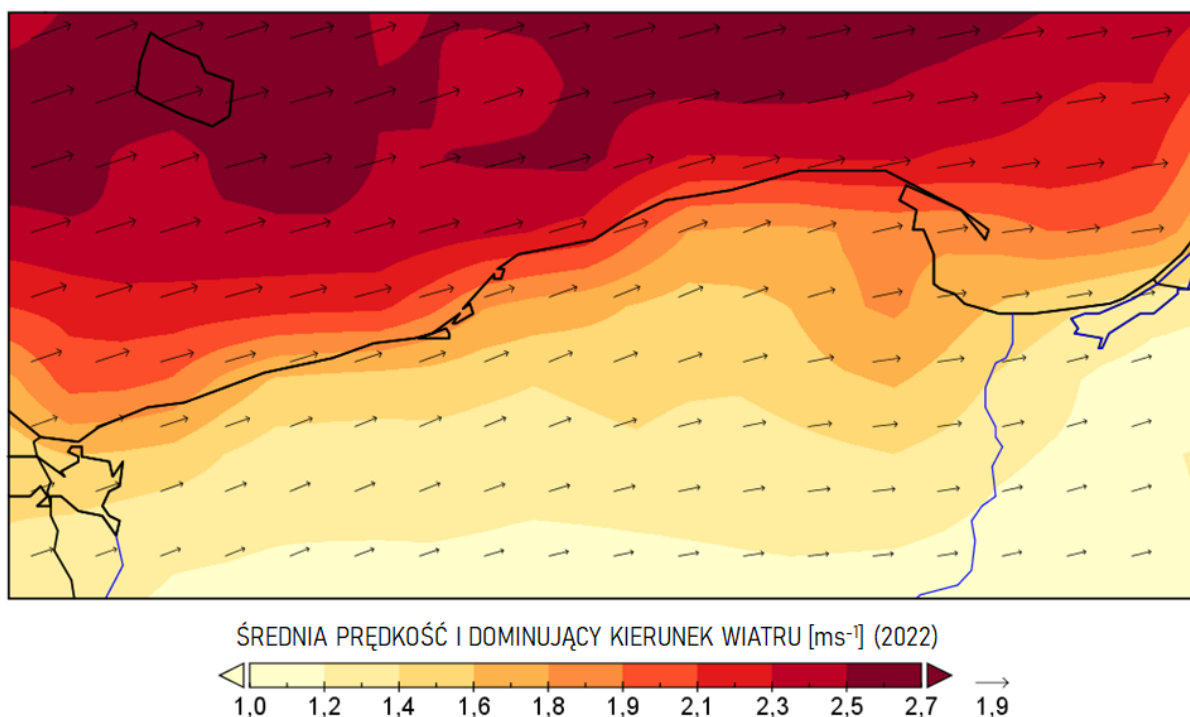
I.1 Warunki wiatrowe

W celu analizy rozkładu przestrzennego prędkości i kierunku wiatru, wykorzystano dane z reanalizy Copernicus oraz dane pomiarowe ze stacji brzegowych (Hel, Gdynia, Świnoujście, Ustka) i morskich (Petrobaltic) sieci pomiarowej IMGW-PIB. W poprzedzającym dziesięcioleciu 2012–2021 średnia prędkość wiatru w obszarze polskiego wybrzeża wynosiła ok. $1,4 - 1,6 \text{ m s}^{-1}$. Największymi wartościami średniej prędkości charakteryzował się Basen Bornholmski, gdzie średnia prędkość przekraczała $2,4 \text{ m s}^{-1}$. Najmniejszymi średnimi prędkościami wiatru, poza lądem, charakteryzowała się południowa część Zatoki Gdańskiej oraz Zalew Wiślany, tj. $1,1 - 1,3 \text{ m s}^{-1}$. Dominującym kierunkiem wiatru w analizowanym obszarze był wiatr z sektora zachodnio-południowego (Rys. I.1).

W 2022 roku rozkład prędkości i kierunku wiatru był zbliżony do obserwowanego w okresie 2012–2021. Najwyższe prędkości wiatru, tj. $2,7 \text{ m s}^{-1}$ zanotowano w północnej części analizowanego obszaru. Pozostałe obszary charakteryzowały się zbliżonym rozkładem prędkości do tych obserwowanych w wieloleciu 2012–2021. W zachodniej części, zarówno lądowej jak i wód analizowanego obszaru dominował wiatr z kierunku zachodnio-południowego, zaś w części wschodniej – z zachodu (Rys. I.2).

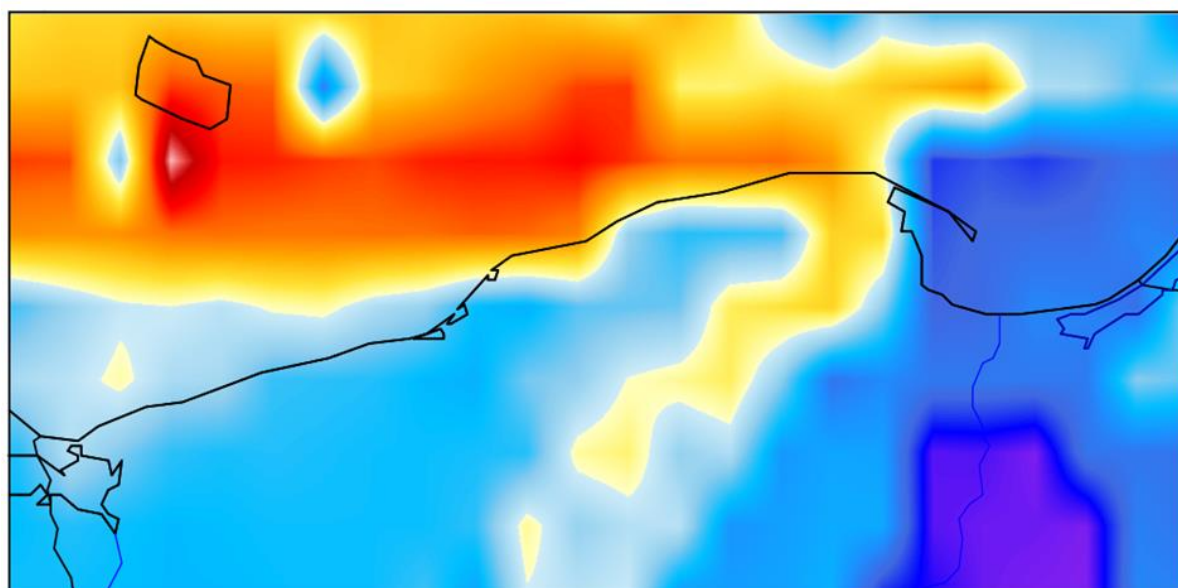


Rys. I.1. Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w okresie 2012-2021 (obliczone na podstawie Copernicus Marine Product, 2023)

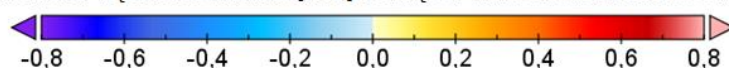


Rys. I.2. Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w 2022 roku (obliczone na podstawie Copernicus Marine Product, 2023)

Najwyższymi dodatnimi różnicami średnich prędkości wiatrów pomiędzy okresem 2012-2021, a 2022 rokiem charakteryzowała się północna część analizowanego obszaru, obejmując Basen Bornholmski i część Basenu Gotlandzkiego. Najwyższe ujemne wartości, tj. $0,8 \text{ m s}^{-1}$ wykazała Zatoka Gdańska. Pozostałe akweny nie wykazywały znaczącej różnicy w średnich prędkościach wiatru pomiędzy analizowanym wieloleciem, a 2022 rokiem (Rys. I.3).

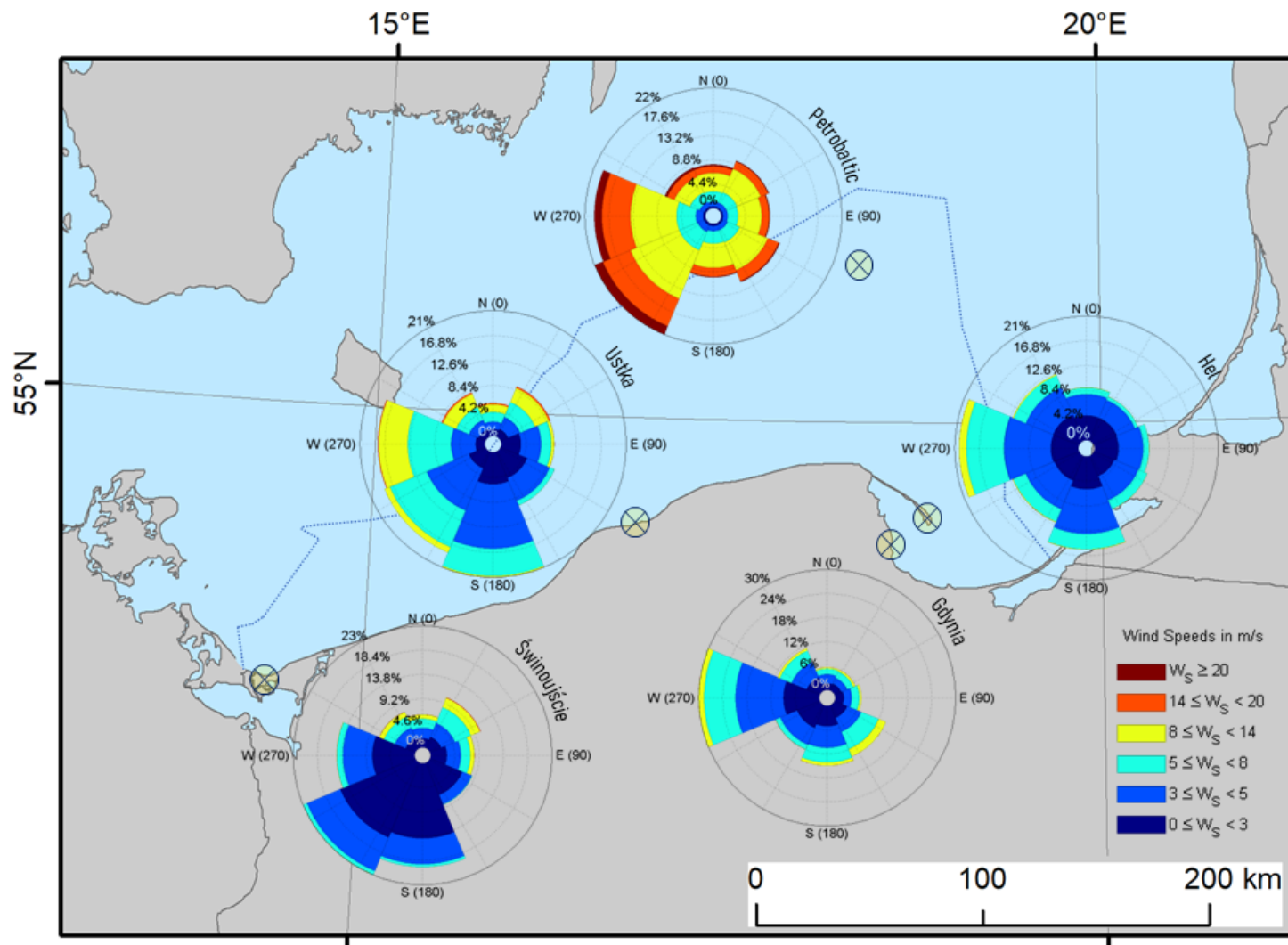


RÓŻNICA ŚREDNIEJ PRĘDKOŚCI WIATRU [ms^{-1}] POMIĘDZY WIELOLECIEM 2012-2021 A 2022 ROKIEM

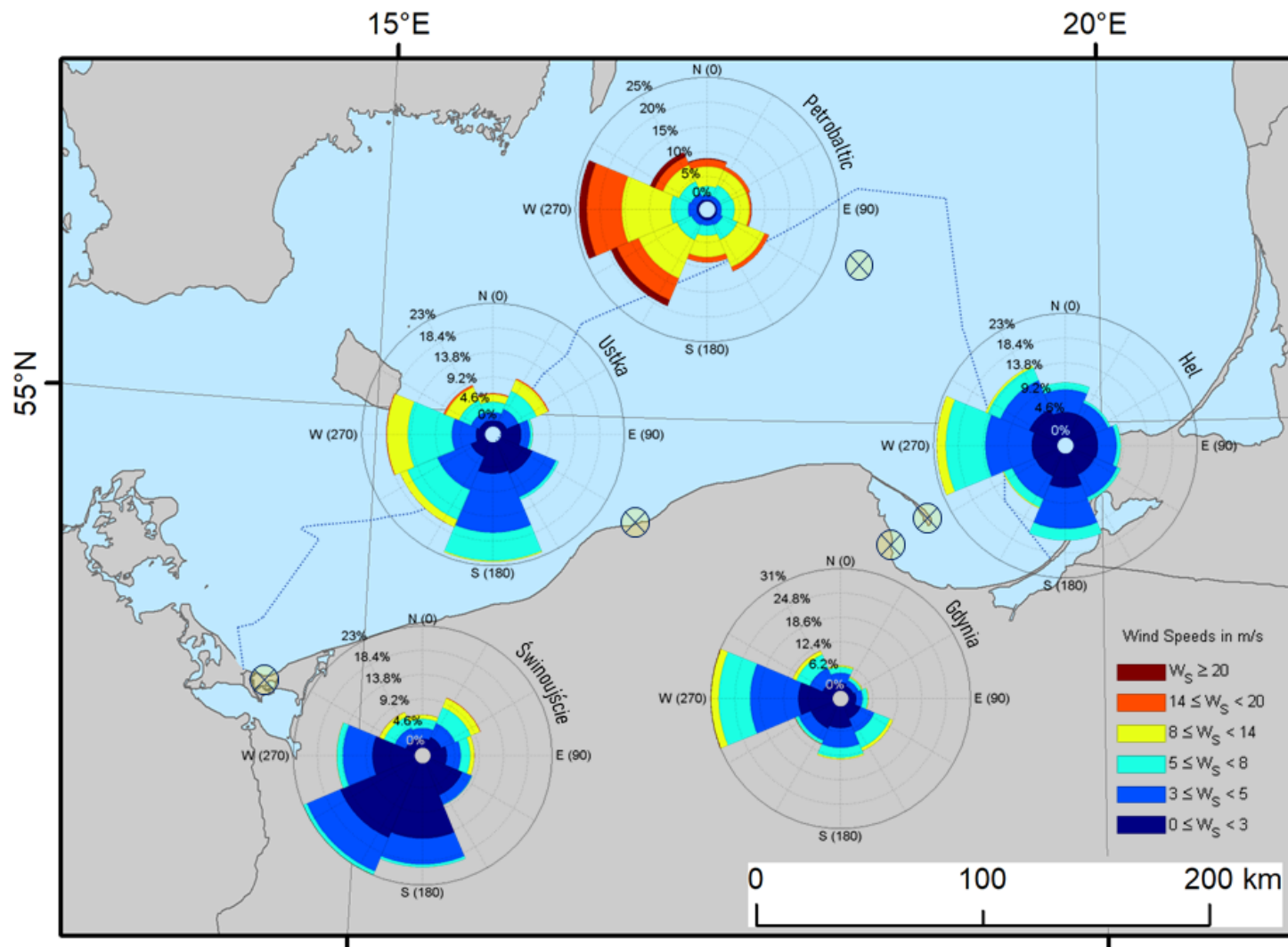


Rys. I.3. Różnica średniej prędkości wiatru pomiędzy okresem 2012-2021 a 2022 rokiem (obliczone na podstawie Copernicus Marine Product, 2023).

Ważną informację stanowią również stacje pomiarowe IMGW-PIB zlokalizowane w obszarze polskiego wybrzeża oraz w otwartej części morza na stacji Petrobaltic. Procentowy udział klas prędkości wiatru w okresie 2012-2021 (Rys. I.4) silnie korespondował z warunkami wiatrowymi w 2022 roku (Rys. I.5). Najwyższe różnice zaobserwowano na stacji Petrobaltic, gdzie udział wiatrów o prędkości powyżej 20 m s^{-1} różnił się o 3%.



Rys. I.4. Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w okresie 2012-2021.



Rys. I.5. Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w 2022 roku.

I.2 Poziom morza i zlodzenie

Poziom morza

Południowe wybrzeże Morza Bałtyckiego jest często narażone na wezbrania sztormowe spowodowane przez silne wiatry z sektora północnego. Występowanie wysokich poziomów morza stanowi zagrożenie nie tylko dla infrastruktury brzegowej i portów, ale przede wszystkim dla mieszkańców miejscowości usytuowanych na terenach przybrzeżnych. Wezbranie sztormowe nie występują regularnie, ich ilość i częstość występowania może się zmieniać, a okresy najczęstszego występowania w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat często przesunęły się z miesięcy jesienno-zimowych na typowo zimowe.

Charakterystykę zmian poziomów morza ze szczególnym uwzględnieniem występowania niebezpiecznych wezbrań sztormowych wykonano dla roku 2022 na tle wielolecia 2012–2021. Analiza została przeprowadzona na podstawie danych hydrologicznych zgromadzonych w bazie IMGW-PIB. Dane poddane analizie pochodziły ze stacji zlokalizowanych wzdłuż całego wybrzeża: od Świnoujścia, Kołobrzegu, poprzez Ustkę, Władysławowo oraz Gdańsk Port Północny. Dane ze wszystkich stacji zawierały pomiary codzienne, w ilości 24 pomiarów na dobę. Każda stacja wodowskazowa posiada ustalone stany ostrzegawcze oraz alarmowe (Tabela I.1).

Tabela I.1. Stany ostrzegawcze i alarmowe na wybranych morskich stacjach wodowskazowych.

stacja	stan ostrzegawczy [cm]	stan alarmowy [cm]
Świnoujście	560	580
Kołobrzeg	570	610
Ustka	570	600
Władysławowo	550	570
Gdańsk Port Północny	550	570

W 2022 roku na w/w stacjach zanotowano wielokrotne przekroczenia stanów ostrzegawczych oraz alarmowych (Tabela I.2).

Tabela I.2. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2022 oraz w wieloleciu 2012–2021.

Stacja Stan	Okres	Świnoujście	Kołobrzeg	Ustka	Władysławowo	Gdańsk Port Północny
ostrzegawczy	2012–2021	0,64	0,59	0,45	2,44	2,56
	2022	1,14	1,02	0,89	4,08	3,24
alarmowy	2012–2021	0,32	0,08	0,07	0,52	0,52
	2022	0,42	0,03	0,07	1,47	1,26

W roku 2022 przekroczenia stanu ostrzegawczego występowały częściej na wybrzeżu wschodnim niż na zachodnim, analogicznie do wielolecia 2012–2021. W roku 2022 najwyższą częstość występowania stanów ostrzegawczych odnotowano we Władysławowie (4,08%) oraz w Gdańsku Porcie Północnym (3,24%) natomiast najniższą w Ustce (0,89%). W stosunku do wielolecia 2012–2021 częstość występowania stanów ostrzegawczych w roku 2022 była zdecydowanie wyższa na całym wybrzeżu: prawie dwukrotnie w Ustce, a w Świnoujściu i Kołobrzegu odpowiednio wyższa o około 70%, we Władysławowie o 67%, w Gdańsku Porcie Północnym o 27%.

W roku 2022 przekroczenia stanów alarmowych wystąpiły najczęściej we Władysławowie (1,47%) oraz w Gdańsku Porcie Północnym (1,26%), na wybrzeżu zachodnim przekroczenia stanów alarmowych stanowiły jedynie od 0,42% w Świnoujściu do 0,03% w Kołobrzegu. W stosunku do wielolecia 2012–2021 częstość przekroczenia stanów alarmowych w roku 2022 była zdecydowanie większa zarówno na wybrzeżu wschodnim jak i na zachodnim, z wyjątkiem Kołobrzegu. W Gdańsku Nowym Porcie i we Władysławowie częstości te wynosiły w okresie 2012–2021 dokładnie 0,52%. Na wybrzeżu zachodnim

częstość przekroczenia stanów alarmowych w okresie 2012–2021 wynosiła w Świnoujściu 0,32%, w Kołobrzegu 0,08%, a w Ustce jedynie 0,07%.

Tabela I.3. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2022 r. i w wieloleciu 2012–2021.

Stacja	Stan ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	560	2012–2021	2,05	0,8	0,37	0,19					0,22	0,73	1,77	1,64
		2022	7,67	6,4										
Kołobrzeg	570	2012–2021	2,5	1,08	0,14	0,02					0,06	1,39	0,57	1,37
		2022	9,29	2,98										
Ustka	570	2012–2021	1,91	0,77	0,09	0,01					0,01	0,93	0,5	1,12
		2022	7,67	3,13										
Władysławowo	550	2012–2021	8,67	4,7	1,16	0,13			0,13	0,04	2,39	2,65	2,83	6,68
		2022	9,96	40,48	0,67				0,4			0,13		0,27
Gdańsk Port Północny	550	2012–2021	8,55	3,98	1,21	0,17			0,07	0,16	2,72	3,18	3,6	7,01
		2022	8,75	31,4	0,94									

Badania nad wezbrzeniami sztormowymi w okresie ostatnich kilkudziesięciu lat wykazały, że zjawiska te, niebezpieczne dla żeglugi i strefy brzegowej najczęściej występowały w okresie od listopada do marca, jednak w roku 2022 wyjątkowo zostały zaobserwowane jedynie w miesiącach od stycznia do marca, z wyjątkiem Władysławowa, gdzie zaobserwowano je dodatkowo w miesiącach: lipiec, październik i grudzień. Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2022 oraz wielolecia 2012–2021 została przedstawiona w Tabeli I.3. W roku 2022 przekroczenia stanów ostrzegawczych na wybrzeżu zachodnim i środkowym najczęściej występowały w miesiącu styczniu i stanowiły odpowiednio w Kołobrzegu 9,29%, a w Świnoujściu 7,67% pomiarów, w Ustce również 7,67%. Natomiast na wybrzeżu wschodnim poziomy ostrzegawcze najczęściej występowały i były przekraczane w miesiącu lutym: w Gdańsku Porcie Północnym stanowiły 31,4%, we Władysławowie 40,48% pomiarów. Należy dodać, że na w/w stacjach wybrzeża wschodniego również w styczniu zaobserwowane były wezbrzenia sztormowe i częstość przekroczenia stanów ostrzegawczych osiągnęła odpowiednio 8,75% oraz 9,96% pomiarów.

W roku 2022 przekroczenia stanów ostrzegawczych na stacjach morskich w miesiącach styczeń i luty były dużo częstsze w stosunku do wielolecia 2012–2021, zwłaszcza w Gdańsku Porcie Północnym oraz we Władysławowie – w miesiącu lutym około 8-krotnie. Natomiast w odróżnieniu od wielolecia 2012–2021 przekroczenia stanów ostrzegawczych w roku 2022 nie występowały wcale w miesiącach od kwietnia do grudnia (z wyjątkiem Władysławowa).

Tabela I.4. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2022 r. i w wieloleciu 2012–2021.

Stacja	Stan alarmowy [cm]	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	580	2012–2021	1,72	0,25	0,05						0,01	1,1	0,29	0,35
		2022	4,44	0,6										
Kołobrzeg	610	2012–2021	0,84											0,16
		2022	0,4											
Ustka	600	2012–2021	0,74									0,03		0,11
		2022	0,81											
Władysławowo	570	2012–2021	2,65	1,02	0,07						0,06	0,97	0,32	1,12
		2022	12,25	5,65										
Gdańsk Port Północny	570	2012–2021	2,8	0,81	0,01						0,01	1	0,31	1,23
		2022	10,77	4,46										

Podobnie jak w ubiegłych latach przekroczenia stanów ostrzegawczych na stacjach morskich były częściej obserwowane na wybrzeżu wschodnim niż na zachodnim.

Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2022 oraz w wieloleciu 2012–2021 została przedstawiona w Tabeli I.4.

Rok 2022 wyróżnił się na tle poprzednich ponieważ, co należy podkreślić, przekroczenia stanów alarmowych wzdłuż wybrzeża zanotowano jedynie w miesiącach styczniu i lutym, przy czym na stacjach w Kołobrzegu i Uście jedynie w styczniu (0,4% i 0,81% poziomów). W Świnoujściu przekroczenia stanów alarmowych zaobserwowano w styczniu 4,44% oraz w lutym 0,6%. Najczęściej przekroczenia stanów alarmowych zaobserwowano na wybrzeżu wschodnim: we Władysławowie w miesiącach styczniu 12,25% oraz w lutym 5,65%, a także w Gdańsku Porcie Północnym odpowiednio w styczniu 10,77% oraz w lutym 4,46% poziomów.

Wielolecie 2012–2021 charakteryzowało się natomiast występowaniem poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy w typowych okresach czyli od stycznia do marca oraz od września do grudnia. W okresie tym największą intensywność zaobserwowano na stacjach wybrzeża wschodniego, gdzie najczęściej przekroczenia poziomów alarmowych, a więc gwałtowne wezbrania sztormowe obserwowano w styczniu: 2,8% poziomów w Gdańsku Porcie Północnym oraz 2,65% we Władysławowie. Na tym tle rok 2022 należał do mniej typowych ponieważ jak już wspomniano stany alarmowe były przekraczane jedynie w styczniu i lutym. W styczniu w Gdańsku Porcie Północnym oraz we Władysławowie częstość występowania stanów alarmowych była prawie 4 krotnie wyższa niż w analogicznym miesiącu wielolecia 2012–2021, w lutym ponad 5 krotnie wyższa. W odniesieniu do Świnoujścia intensywność przekroczeń stanów alarmowych w miesiącach styczni i luty w roku 2022 była ponad dwukrotnie wyższa niż wartość z wielolecia 2012–2021 (4,44% w stosunku do 1,72% oraz 0,6% w stosunku do 0,25%).

Podsumowując rok 2022 charakteryzował się wyjątkowo krótkim okresem sztormowym obejmującym jedynie 2 miesiące styczni i luty wzdłuż całego wybrzeża w (z wyjątkiem Władysławowa).

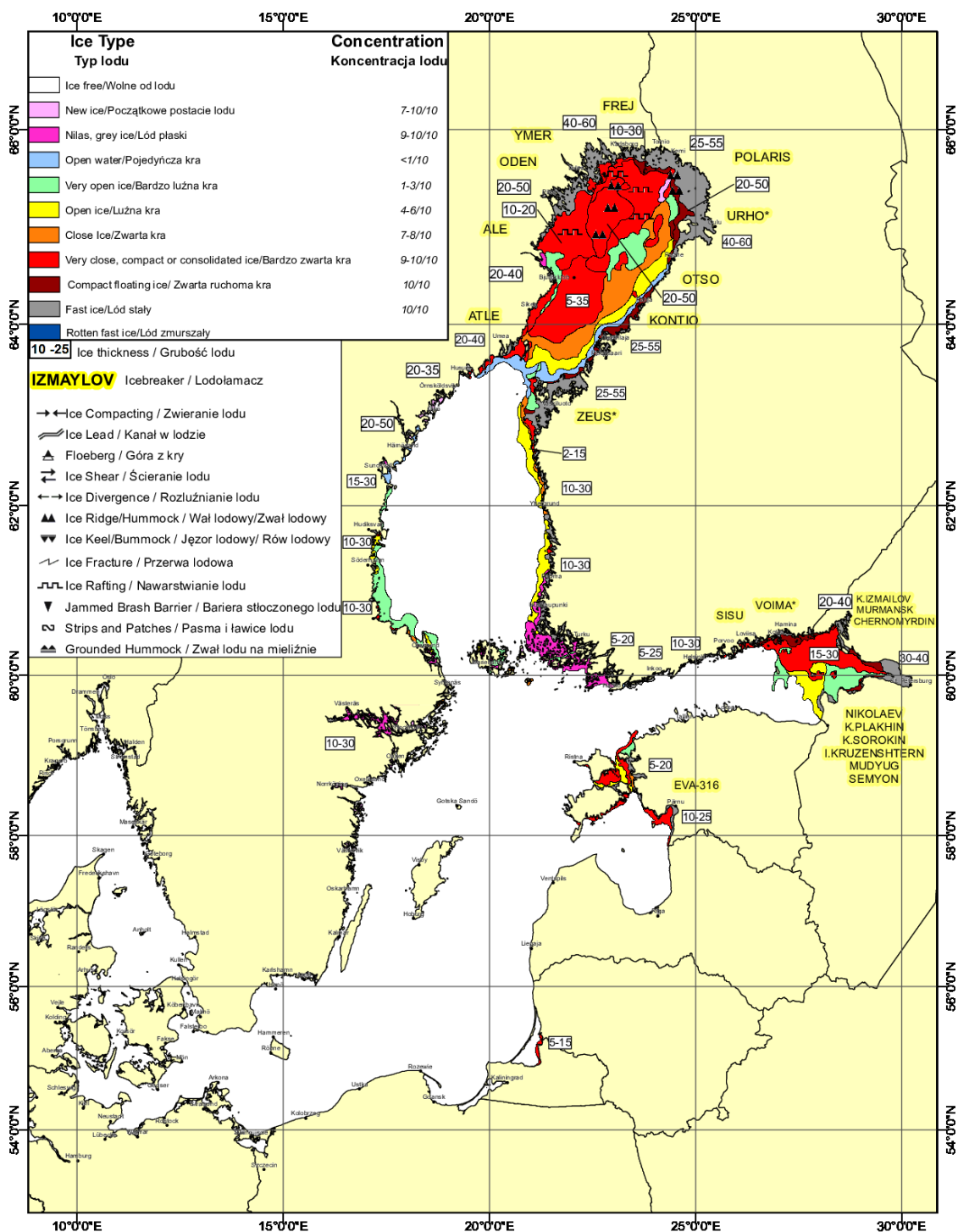
Zlodzenie

Naturalnym czynnikiem, który wpływa na rozwój procesów biologicznych oraz dystrybucję zanieczyszczeń z lądu jest występowanie pokrywy lodowej na obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych. Sezon zimowy 2021/22 na polskim wybrzeżu należał do łagodnych. W strefie brzegowej otwartego morza nie wystąpiły znaczące zjawiska lodowe. Zlodzenie w polskiej strefie przybrzeżnej w tym sezonie lodowym nie spowodowało istotnych utrudnień nawigacyjnych. Średnie miesięczne temperatury powietrza w okresie zimy na polskim wybrzeżu były dodatnie. Odnotowano trzy bardzo krótkie okresy większego chłodu: na początku i pod koniec grudnia oraz na początku stycznia. Przeważał wtedy lekki mróz. Wartości temperatury powietrza w grudniu były najbardziej zbliżone do średnich wieloletnich. Występowanie zjawisk lodowych ograniczyło się w tym sezonie do wód na obszarach polskich wód wewnętrznych: Zalew Szczeciński, Zalew Wiślaný oraz Zatoka Pucka. W portach wybrzeża zaobserwowano zlodzenie w Ustce, Darłowie i Świnoujściu. Pierwszy lód pojawił się pod koniec grudnia na Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim oraz na Zatoce Puckiej. Najdłużej zjawiska lodowe utrzymywały się na Zalewie Wiślanym, gdzie ostatni lód zaobserwowano w połowie stycznia, długość sezonu lodowego wyniosła 40 dni. Najczęściej notowano krę, śryż i lód brzegowy. W portach wybrzeża zlodzenie nie występowało, poza kilkoma dniami w porcie Ustka, w porcie Darłowo oraz w porcie Świnoujście (Tabela I.5)

Tabela I.5. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2021/22.

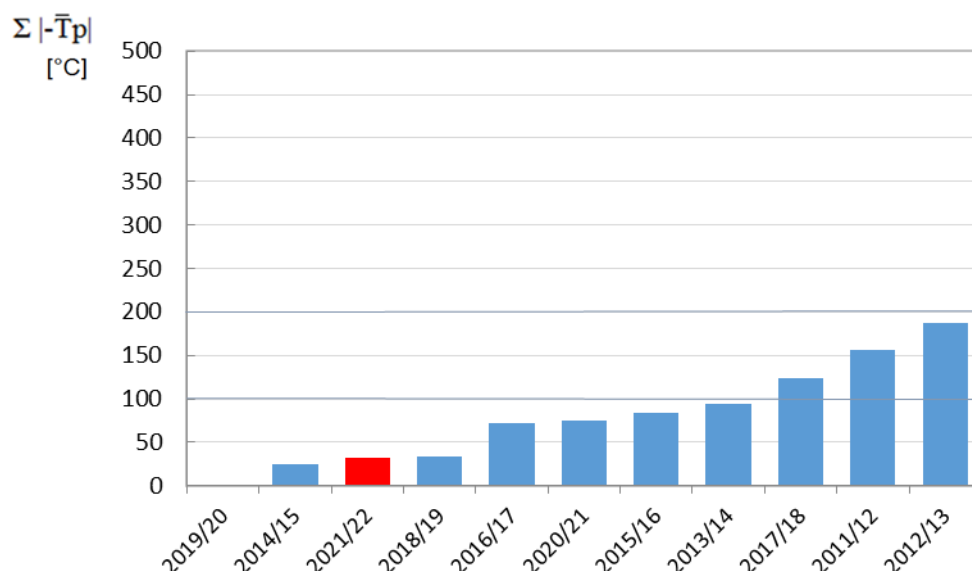
Stacje	Pierwszy lód	Ostatni lód	Długość sezonu	Liczba dni z lodem	Max grubość
Morze:					
Morze przed Świnoujściem	x	x	x	x	x
Morze przed Gdynią	x	x	x	x	x
Porty:					
Gdańsk Port Północny	x	x	x	x	x
Gdynia	x	x	x	x	x
Hel	x	x	x	x	x
Ustka	28.12.	12.01.	16	5	x
Darłowo	11.01.	11.01.	1	1	x
Kołobrzeg	x	x	x	x	x
Dziwnów	x	x	x	x	x
Świnoujście	28.12.	29.12.	2	2	x
Zalewy / wody przybrzeżne:					
Zalew Wiślaný	08.12.	16.01.	40	29	8
Puck, port i wody przyległe	28.12.	31.12.	4	4	x
Zalew Szczeciński	28.12.	31.12.	4	4	x
Tor wodny Szczecin – Świnoujście	28.12.	31.12.	4	4	x

Według danych umieszczonych na stronie Szwedzkiego Instytutu Meteorologiczno-Hydrologicznego (<https://www.smhi.se/oceanografi/istjanst/havsis.en.php>) maksymalny zasięg lodu na Bałtyku wystąpił w dniu 4 lutego 2022 r. i wyniósł około 93 000 km². Szwedzka służba lodowa w sezonie zimowym tworzy mapy zlodzenia codziennie, natomiast polska służba lodowa, w przypadku łagodnej zimy i braku zlodzenia w polskiej strefie przybrzeżnej, tworzy jedną mapę zlodzenia całego Morza Bałtyckiego na tydzień (w poniedziałek), zatem kilka dni później, według danych zebranych przez IMGW-PIB i stworzonej Mapy Zlodzenia Bałtyku, maksymalny zasięg lodu na Morzu Bałtyckim zmalał do około 67 000 km² (Rys. I.6Tabela I.1).



Rys. I.6. Maksymalny zasięg zlodzenia całego Bałtyku w zimie 2021/22.

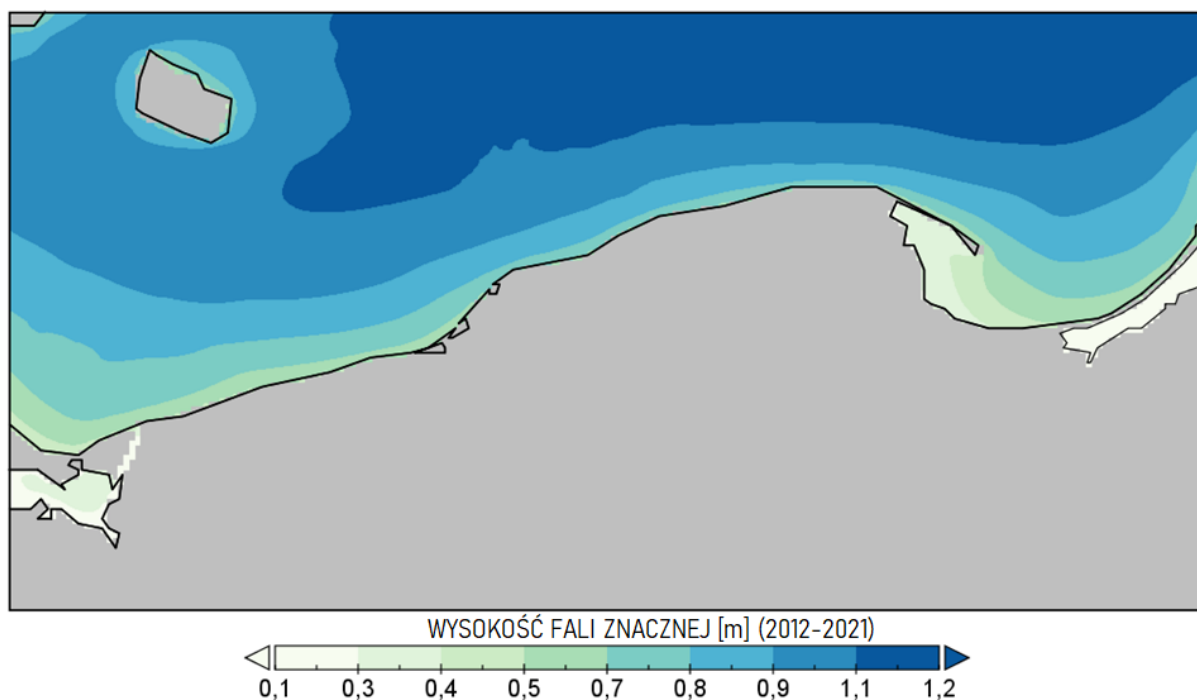
Dla południowego obszaru Morza Bałtyckiego „suma chłodu” („cold sum”) temperatur powietrza w sezonie zimowym 2021/22 stanowiła zimę łagodną i w okresie 2011-2022 plasuje się na początku wśród najcieplejszych zim (Rys. I.7)



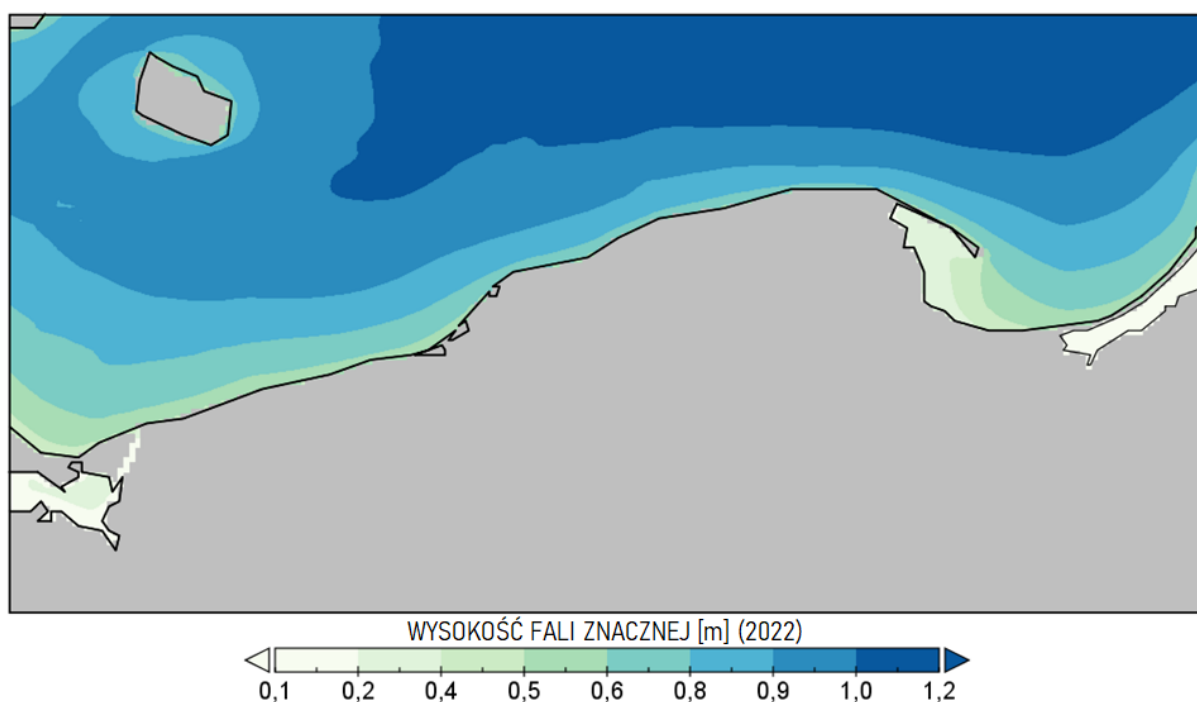
Rys. I.7. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – ‘suma chłodu’ dla polskiego wybrzeża, 2011/12 – 2021/22.

I.3 Falowanie

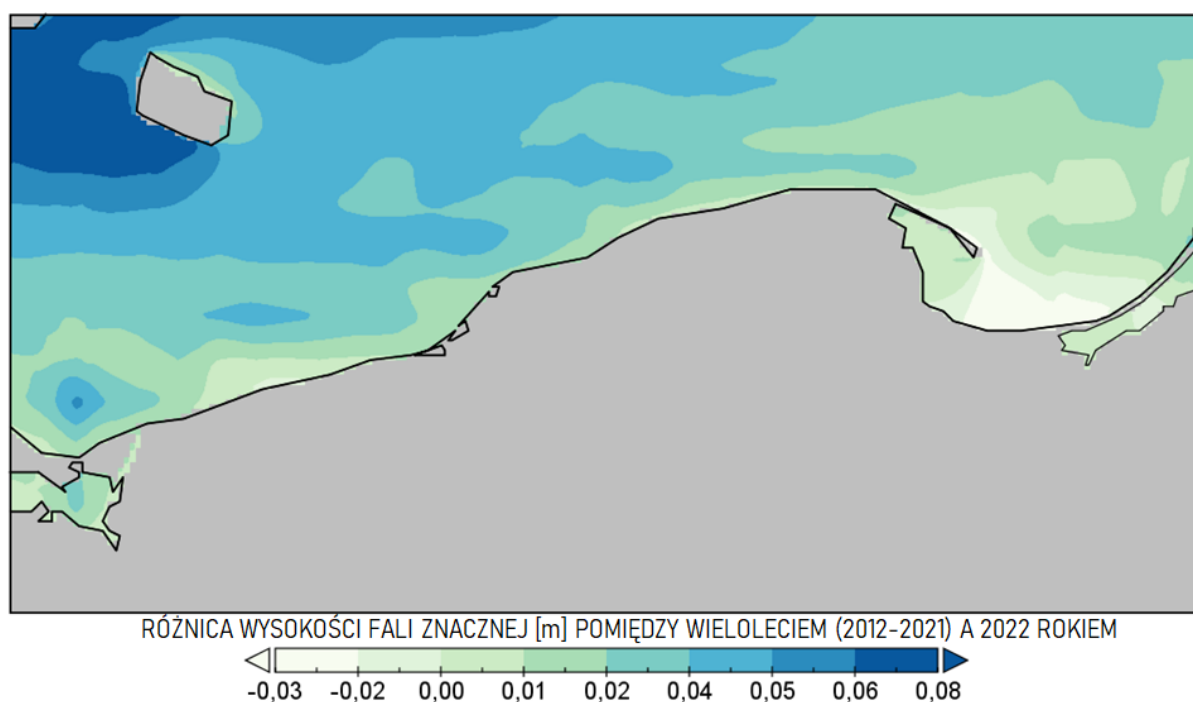
Falowanie jako proces stochastyczny stanowi ważny element środowiska morskiego mający znaczący wpływ na transport i koncentrację innych fizykochemicznych i biologicznych składowych środowiska morskiego. Intensywność falowania wpływa także na mieszanie się wód oraz morfologiczną zmienność dna morskiego i strefy brzegowej, warunkując erozję wybrzeża i destrukcję infrastruktury brzegowej. Wysokość falowania uzależniona jest głównie od prędkości wiatru i jego czasu trwania oraz od głębokości i morfologii dna morza. Czynniki tłumiącymi fale są m.in.: ograniczony rozbieg fali, ekspozycja ląd-morze oraz dyssypacja wskutek oddziaływania pokrywy lodowej, fitobentosu dennego, prądów morskich i sztucznych barier w postaci obiektów i infrastruktury hydrotechnicznej. Wykorzystane w analizie warunków falowych dane z reanalizy Copernicus (Copernicus Marine Product, 2023) pochodzą ze zweryfikowanych danych modelowych, pomiarowych i satelitarnych o rozdzielczości $0,083^\circ \times 0,083^\circ$ i jednogodzinnym kroku czasowym. Na podstawie ww. danych obejmujących okres 2012–2021 porównano średnie wartości wysokości fali znacznej (Rys. I.8; Rys. I.9, Rys. I.10), średni okres fali (Rys. I.11; Rys. I.12, Rys. I.13) oraz najwyższe wartości fal sztormowych, tj. najwyższych średnich wysokości fali znacznej (Rys. I.14, Rys. I.15). Szczegółowo przeanalizowano warunki falowe w 2022 roku w odniesieniu do wielolecia 2012–2021. Rozkład i wartości analizowanych parametrów falowania w 2022 są stosunkowo zbliżone do tych z okresu 2012–2021. Wartości wysokości fali znacznej, zarówno w wieloleciu jak i 2022 roku, plasowały się w przedziale 0,1 – 1,2 m. Najmniejsze wartości charakteryzowały akweny Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej (poniżej 0,5 m). Najwyższymi wartościami średnimi, przekraczającymi 1 m charakteryzowała się południowa część Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego (Rys. I.8; Rys. I.9), w szczególności w wieloleciu 2012–2021, gdzie zasięg najwyższych średnich wartości wysokości fal znacznych był większy w kierunku południowo-zachodnim (Rys. I.8, Rys. I.9). Najwyższe różnice, tj. 8 cm, pomiędzy średnimi wartościami wysokości fali znacznej, z wielolecia 2012–2021 w stosunku do wartości charakteryzujących 2022 rok, występowały zachodnio-północnej części południowego Bałtyku (południowe wybrzeże Szwecji, wody przyległe do wyspy Bornholm). Najmniejszymi różnicami ww. wartości charakteryzowała się Zatoka Gdańska i wody przybrzeżne, tj. 0–3 cm (Rys. I.10).



Rys. I.8. Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2012-2021. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023.

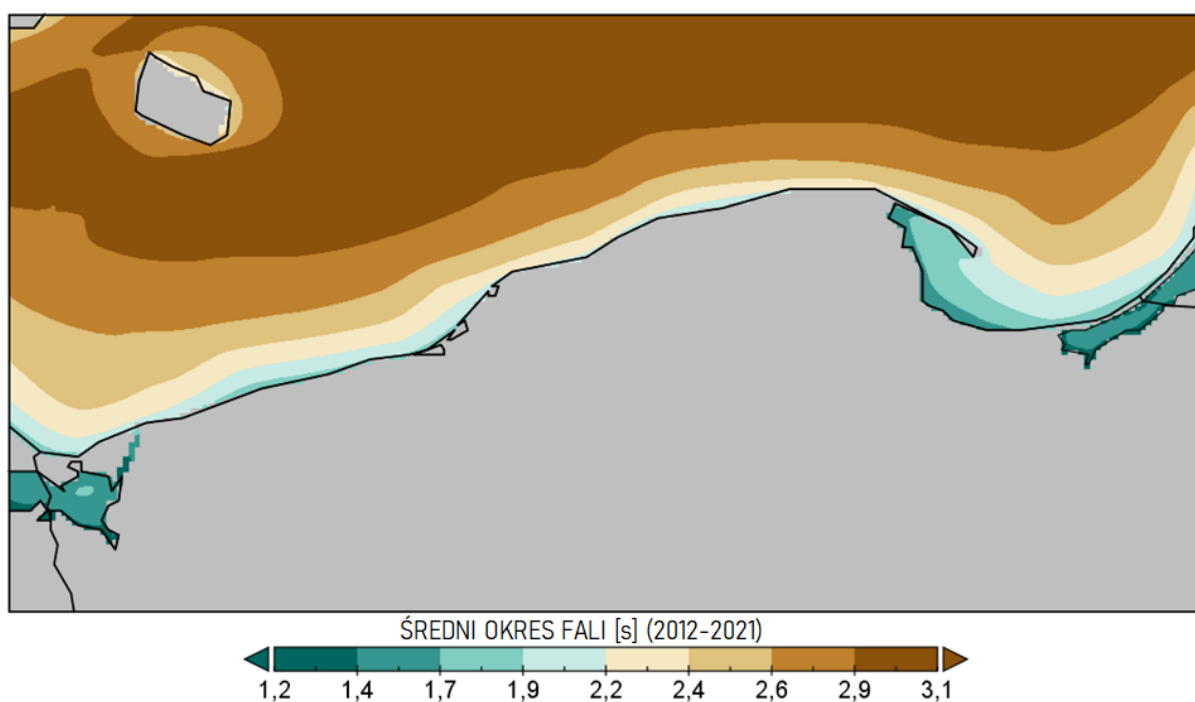


Rys. I.9. Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w 2022 roku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023.

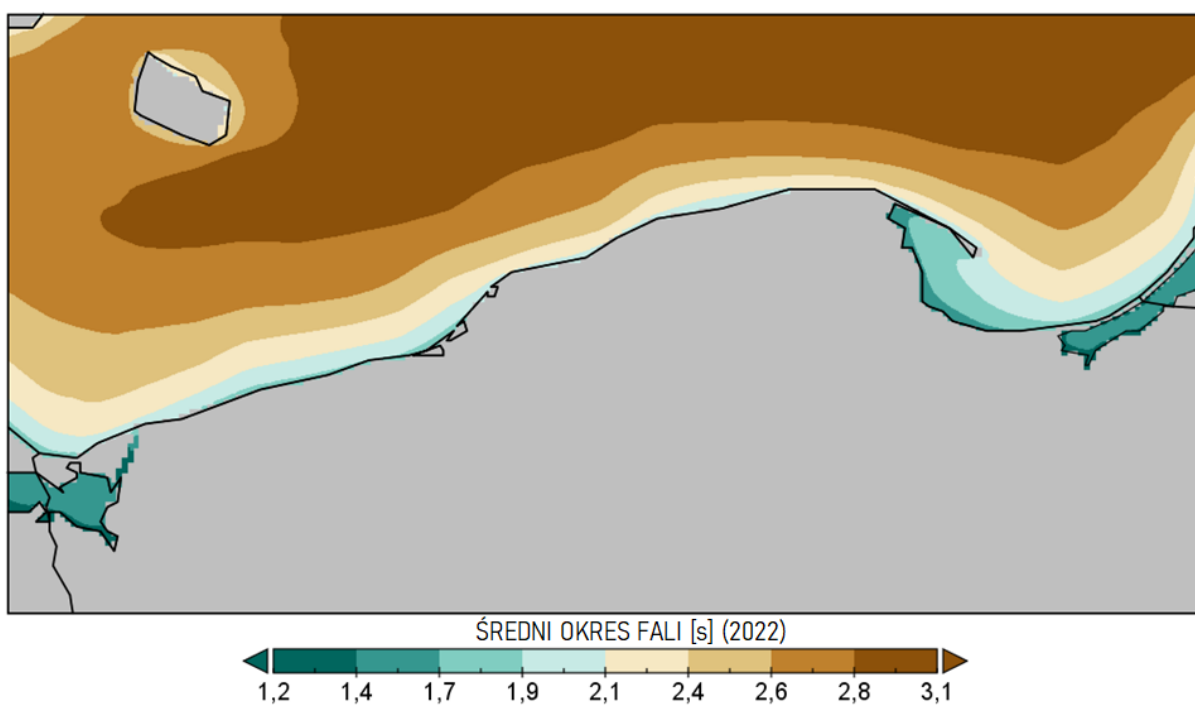


Rys. I.10. Różnica średniej wysokości fali znacznej charakteryzującej wielolecie 2012-2021 oraz 2022 rok w obszarze południowego Bałtyku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023.

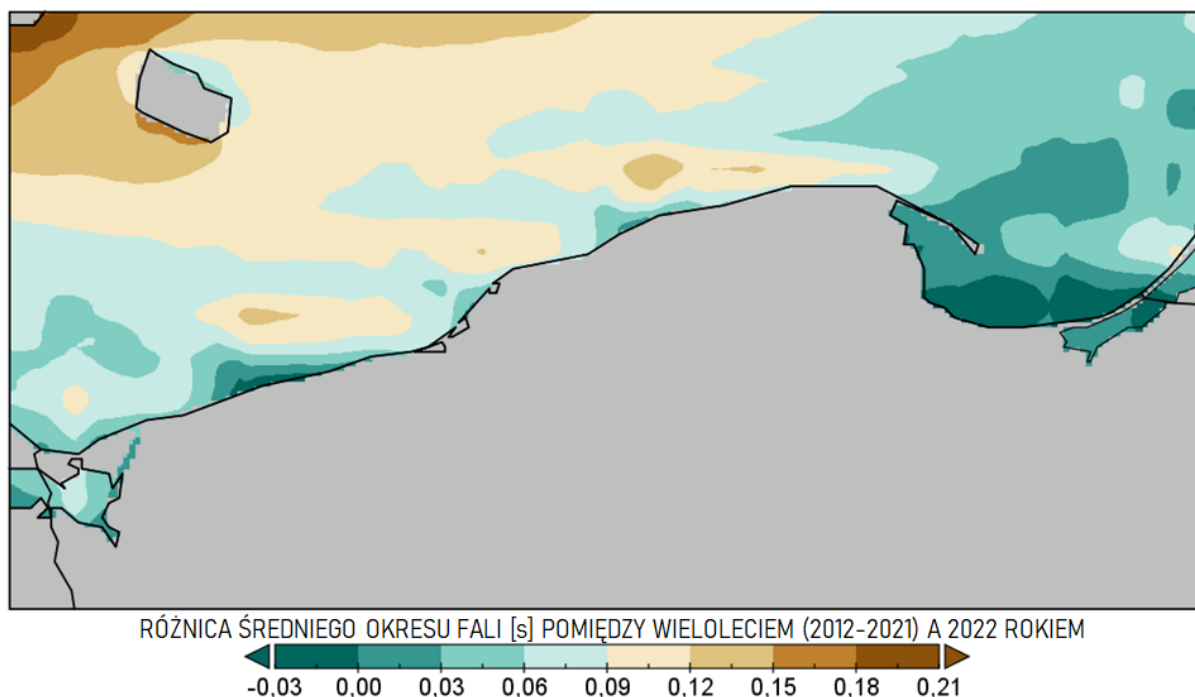
Najwyższe wartości średniego okresu fali (powyżej 2,8 s) występowały w północnej części analizowanego obszaru południowego Bałtyku. Rozkład i zasięg średniego okresu fali w 2022 roku był zbliżony do rozkładu obserwowanego w wieloleciu 2012-2021, za wyjątkiem wód przyległych do wyspy Bornholm, gdzie zasięg najwyższych wartości średniego okresu fali w 2022 był mniejszy (Rys. I.11, Rys. I.12). Zatoka Gdańska charakteryzowała się falą o średnim okresie nieprzekraczającym 2 sekundy. Zalew Wiśłany i Zalew Szczeciński ze względu na ograniczoną ekspozycję i rozbieg fali wykazywały najmniejsze wartości średniego okresu, tj. poniżej 1,2 s. (Rys. I.11, Rys. I.12). Największe różnice pomiędzy średnim okresem fali w analizowanym wieloleciu a 2022 roku występowały, podobnie jak w przypadku wysokości fali znacznej, w wodach przyległych południowego wybrzeża Szwecji i wyspy Bornholm (0,15-0,21 s.). Najmniejsze różnice zaś w Zatoce Gdańskiej i południowej części Basenu Gotlandzkiego, gdzie wartości te nie przekraczały 0,06 s (Rys. I.13).



Rys. I.11. Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2012-2021. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023.

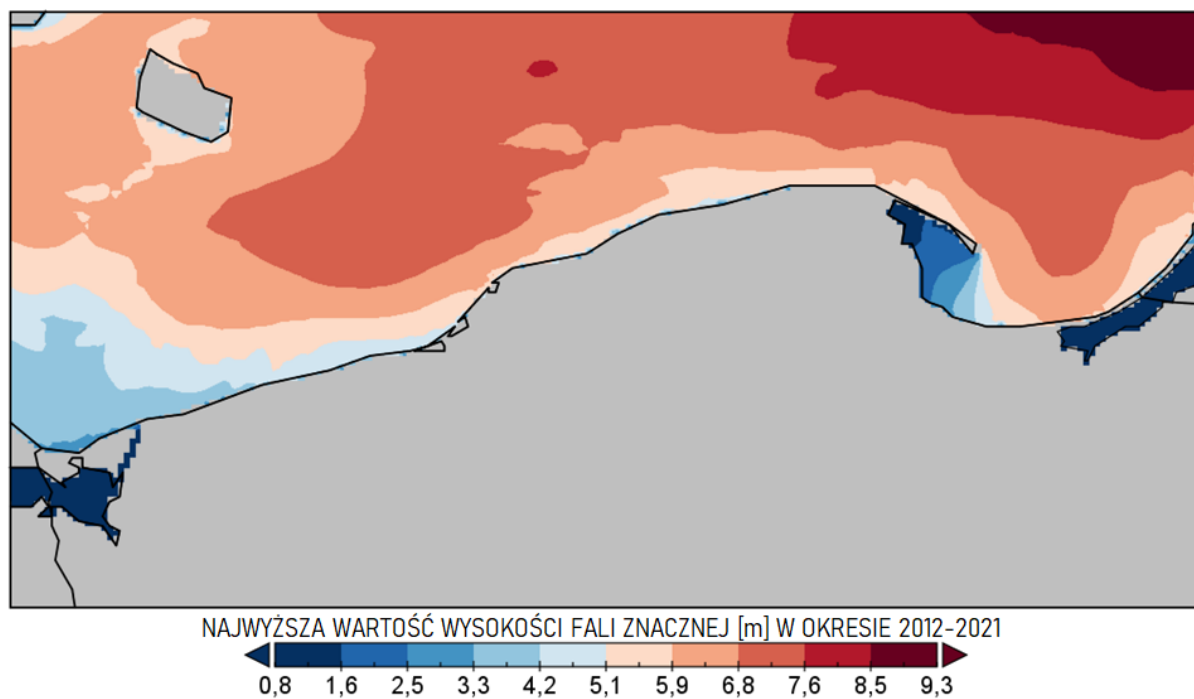


Rys. I.12. Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w 2022 roku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023.

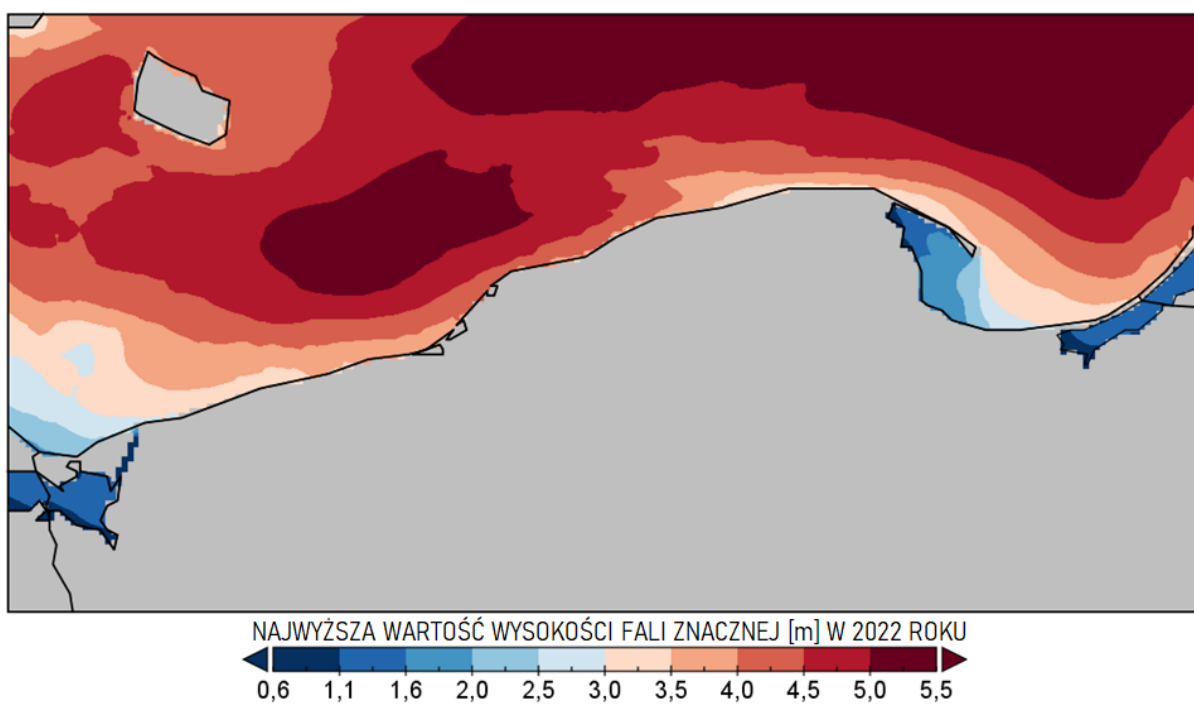


Rys. I.13. Różnica średniego okresu fali charakteryzującego wielolecie 2012-2021 oraz 2022 rok w obszarze południowego Bałtyku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023.

Najwyższe wartości wysokości fali znacznej znacząco różniły się w 2022 roku w porównaniu do tych obserwowanych w okresie 2012-2021. Najmniejsze różnice wykazują akweny o półzamkniętym lub ograniczonej ekspozycji na działanie fal, tj. Zatoka Gdańska, południowa część Zatoki Pomorskiej oraz Zalew Wiślany i Zalew Szczeciński, gdzie fale wynosiły odpowiednio 1,6 m dla 2022 roku oraz 2,5 m dla okresu 2012-2021. Najwyższymi wartościami wysokości fali znacznej w wieloleciu 2012-2021, tj. powyżej 9 m wysokości fali znacznej charakteryzował się akwen południowo-wschodniej części Basenu Gotlandzkiego (Rys. I.14). Takich wartości nie zarejestrowano w 2022 roku, a najwyższe, tj. 5,5 m występowały w północno-wschodniej części analizowanego obszaru oraz wodach okalających Ławicę Słupską (Rys. I.15)



Rys. I.14. Najwyższa wartość wysokości fali znacznej (H_s) w okresie 2012-2021.

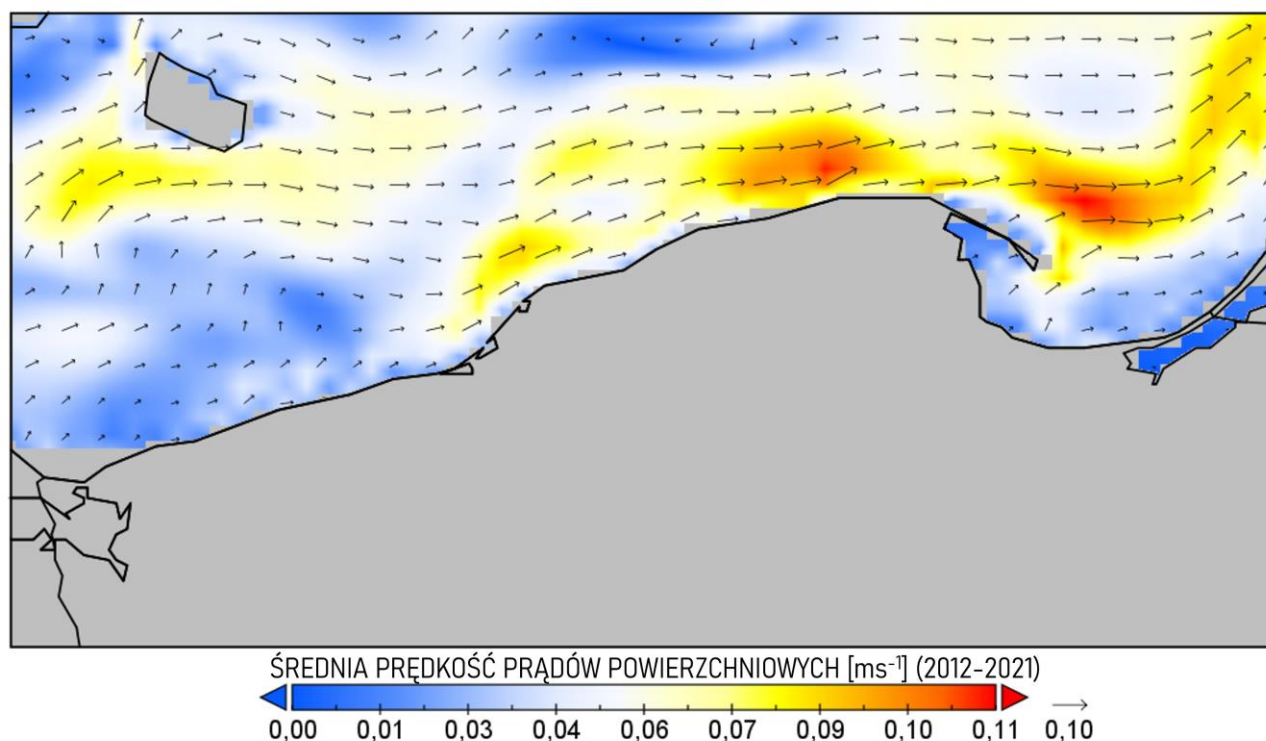


Rys. I.15. Najwyższa wartość wysokości fali znacznej (H_s) w 2022 roku.

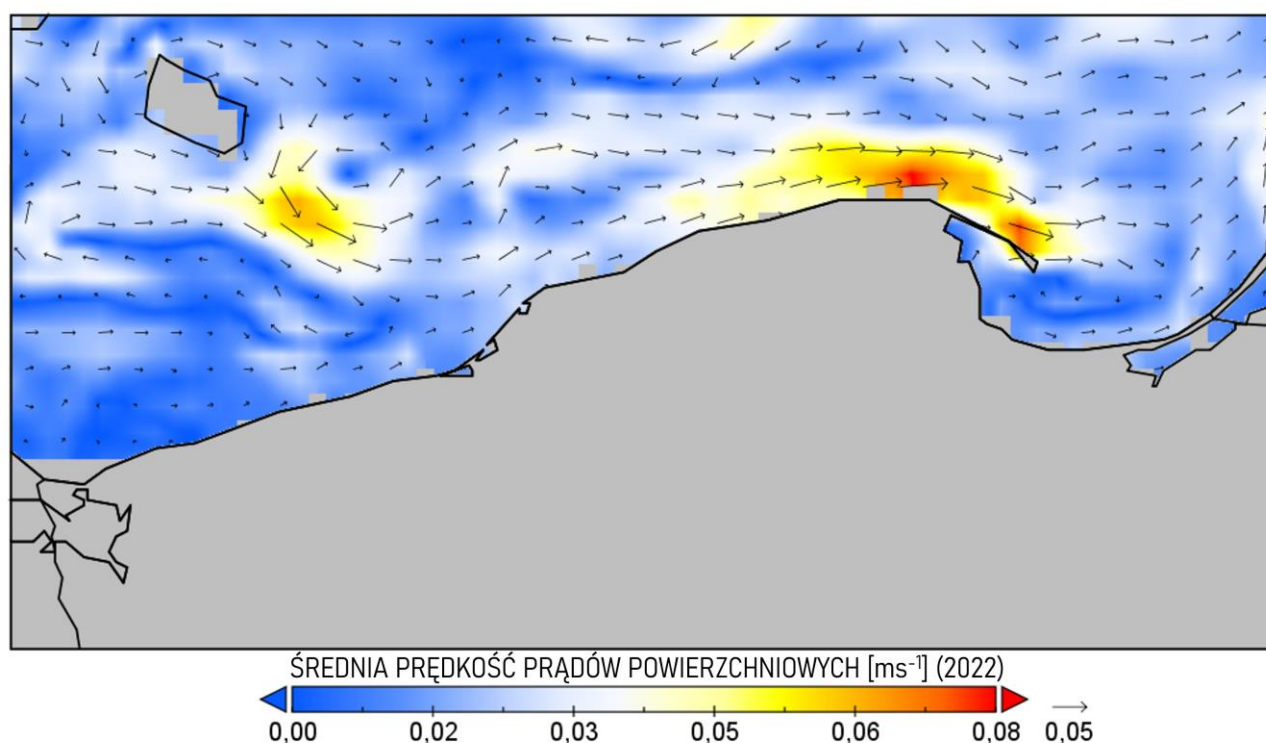
I.4 Prądy morskie

Prądy morskie stanowią ważną rolę, podobnie jak falowanie, jako medium hydrodynamiczne odpowiedzialne jest za transport i dystrybucję oraz koncentrację wielu elementów środowiska morskiego, w tym zanieczyszczeń, fito- i zoobentosu oraz osadów w transporcie suspensyjnym. W obszarze polskiego wybrzeża występują prądy kompensacyjne, tym samym wartość bilansu denudacyjno-erozyjnego dna morskiego jest zbliżona do zera. Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskich obszarach morskich wykorzystano dane z reanalizy PM3D (Kowalewski, 2021), Copernicus (Copernicus Marine Product, 2023) oraz pomiary ekspedycyjne przeprowadzone przy pomocy prądomierza ADCP RDI na transektach w trakcie ruchu statku. Na podstawie reanalizy PM3D (Kowalewski, 2021) o rozdzielczości $\sim 5,5$ km uzupełnioną o Copernicus ($0,083^\circ \times 0,083^\circ$) (Copernicus Marine Product, 2023) obliczono średnią prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w wieloletnim okresie 2012–2021 (Rys. I.16) oraz 2022 roku (Rys. I.17). Ponadto porównano średnie prędkości i dominujący kierunek na głębokości 15 m (Rys. I.18, Rys. I.19) i 30 m (Rys. I.20, Rys. I.21). Analizę uzupełniono o dane pozyskane z rejsów badawczych, które zwizualizowano w postaci różnorodnych kierunkowych z rozkładem prędkości prądów na głębokości powyżej i poniżej 30 m (Rys. I.22, Rys. I.23).

W okresie 2012–2021 najwyższe średnie wartości prędkości prądów morskich, tj. powyżej $0,1 \text{ m s}^{-1}$ wykazywały wody przybrzeżne Środkowego Wybrzeża oraz w tej samej rozciągłości południkowej (wynikające z ukształtowania wybrzeża, w tym półwyspu Helskiego) Zatoki Gdańskiej. Najniższymi wartościami, poniżej 3 cm s^{-1} charakteryzowała się wewnętrzna część Zatoki Gdańskiej (Rys. I.16). W 2022 roku maksymalne prędkości prądów były niższe o ok. $0,03 \text{ m s}^{-1}$ i wynosiły one $0,8 \text{ m s}^{-1}$ i obejmowały one wody przybrzeżne w środkowej części wybrzeża Polski. Zarówno w 2022 roku jak i analizowanym wieloletnim okresie, dominowały prądy morskie rozprzestrzeniające się z zachodu na wschód o charakterze wzdłużbrzegowym (Rys. I.16, Rys. I.17).



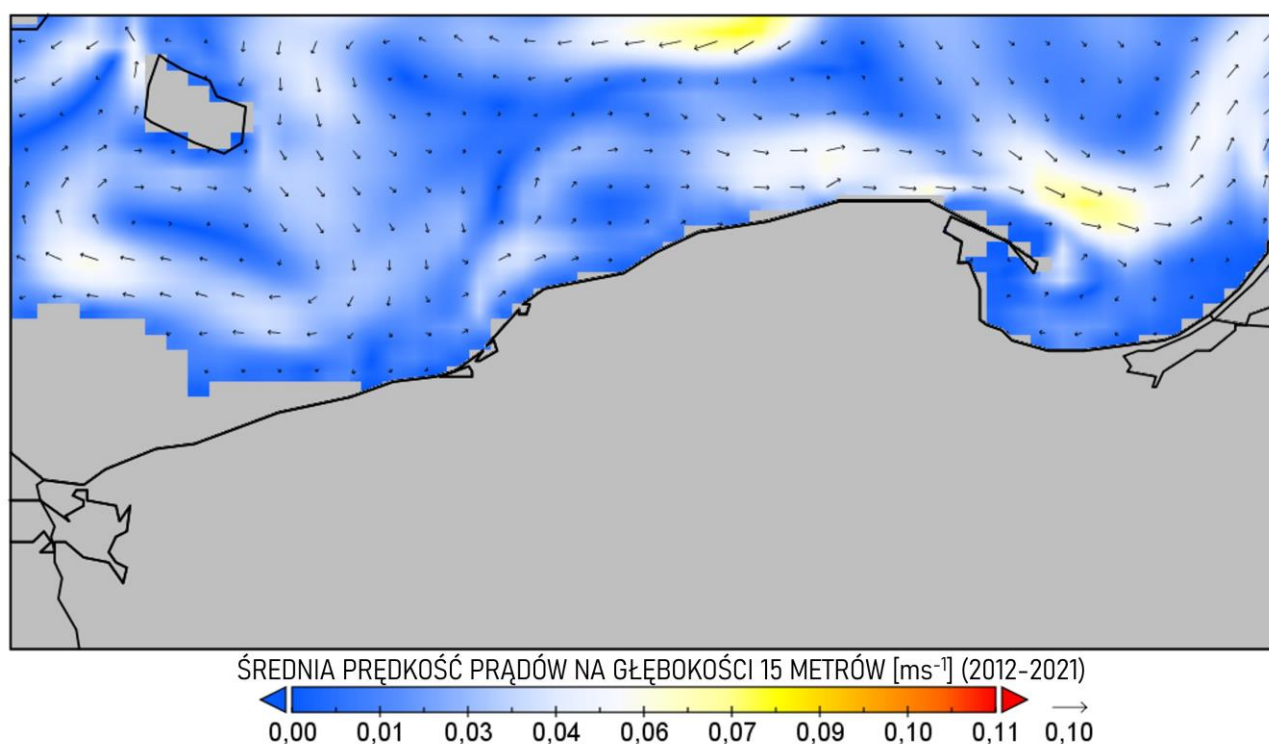
Rys. I.16. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w okresie 2012–2021. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023.



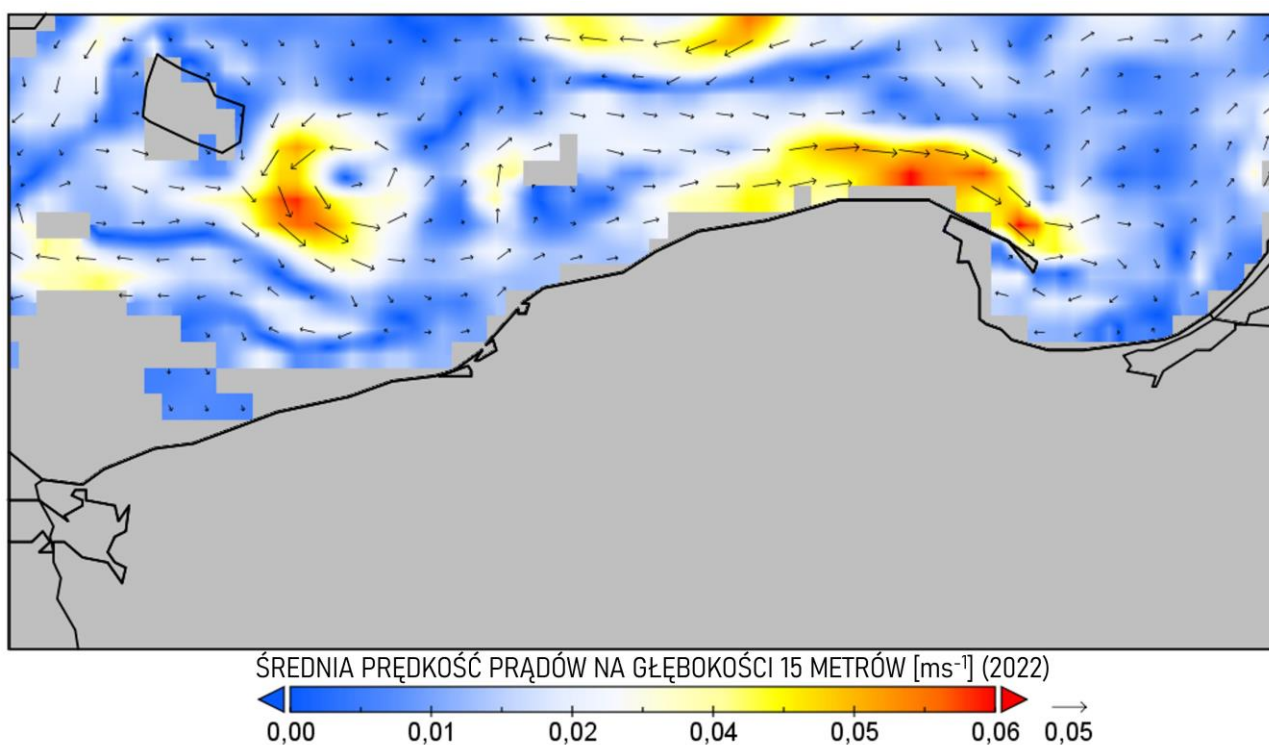
Rys. I.17. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w 2022 roku. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023.

Na głębokości 15 metrów, zgodnie z teorią Ekmana, prędkość prądów morskich maleje i staje się niezależna od warunków cyrkulacji atmosferycznej. W okresie 2012-2021 maksymalna wartość prędkości nie przekracza $0,09 \text{ m s}^{-1}$ (Rys. I.18), zaś w 2022 roku nie przekracza $0,06 \text{ m s}^{-1}$ (Rys. I.19). W obu analizowanych przypadkach najwyższe wartości dominowały w obszarze równoleżnika 55° .

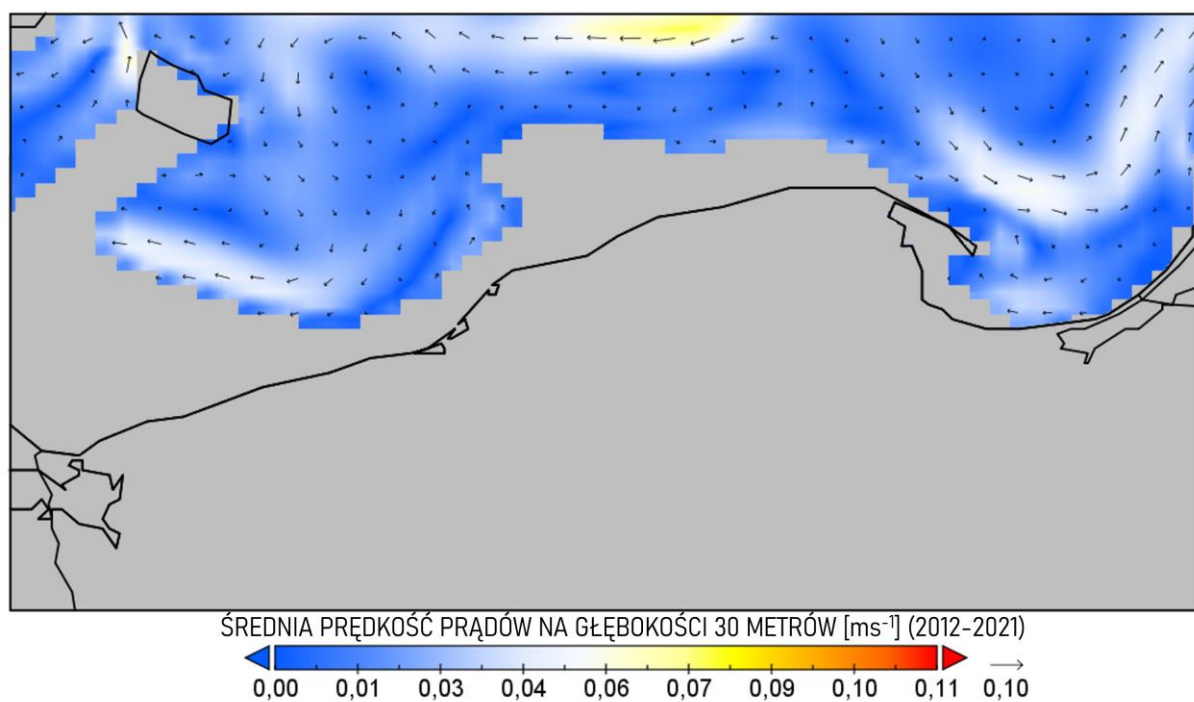
Warunki prądów morskich na 30 metrach były zbliżone rozkładem do występujących na głębokości 15 metrów, jednakże maksymalna prędkość w przypadku okresu 2012-2021 zmalała do $0,06 \text{ m s}^{-1}$ i występowała na północnej granicy analizowanego obszaru (Rys. I.20), zaś w 2022 roku nie przekraczała ona $0,06 \text{ m s}^{-1}$ (Rys. I.21).



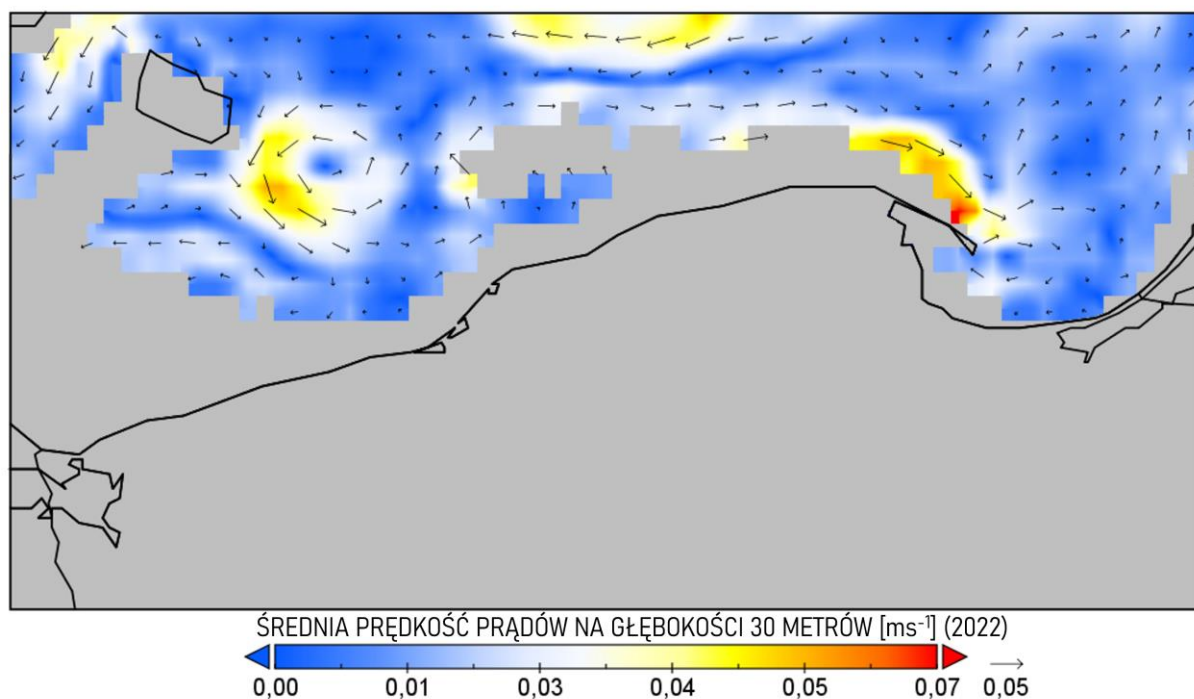
Rys. I.18. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 15 metrów w okresie 2012-2021. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023.



Rys. I.19. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 15 metrów w 2022 roku. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023.



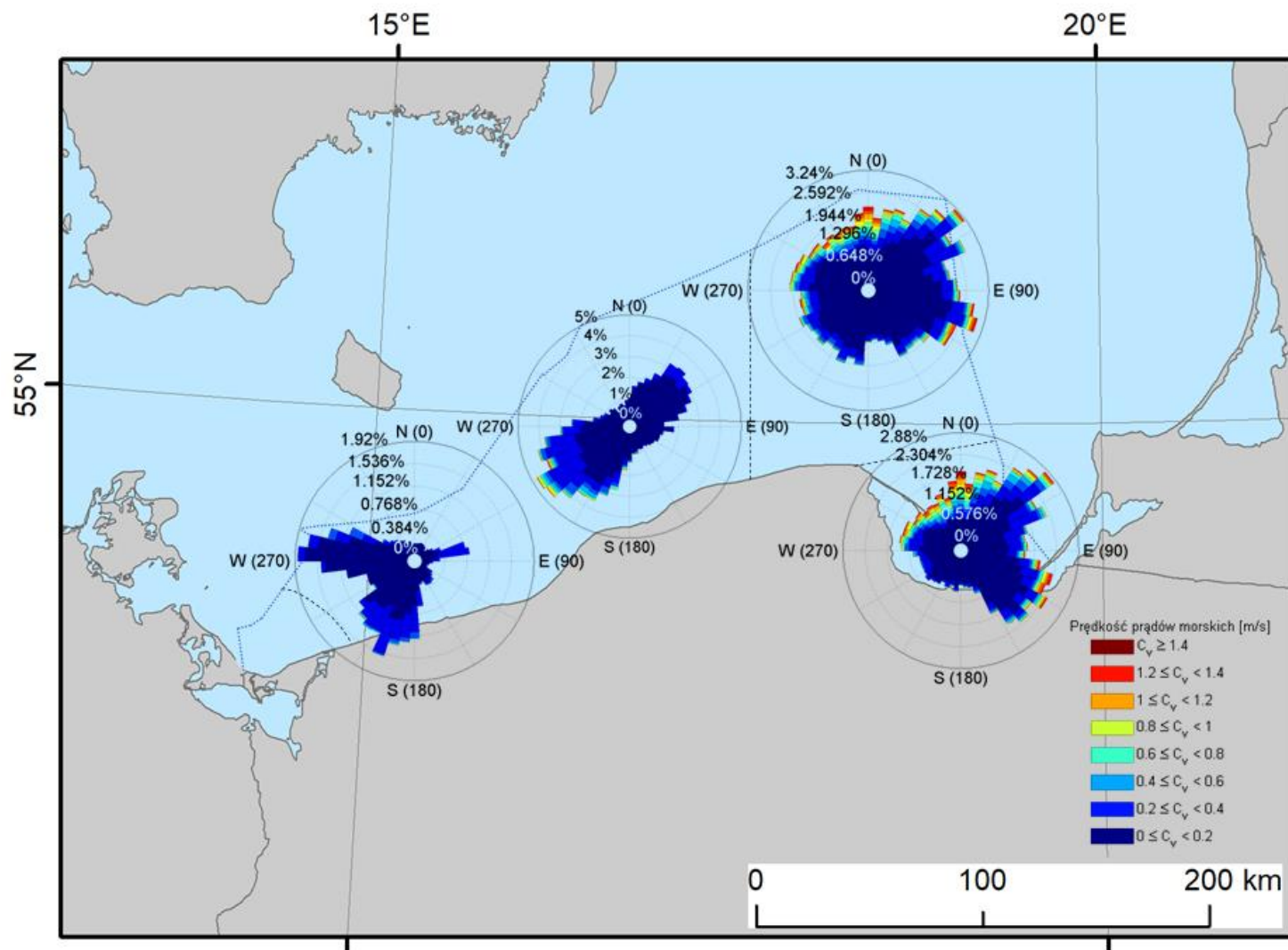
Rys. I.20. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w okresie 2012-2021. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023.



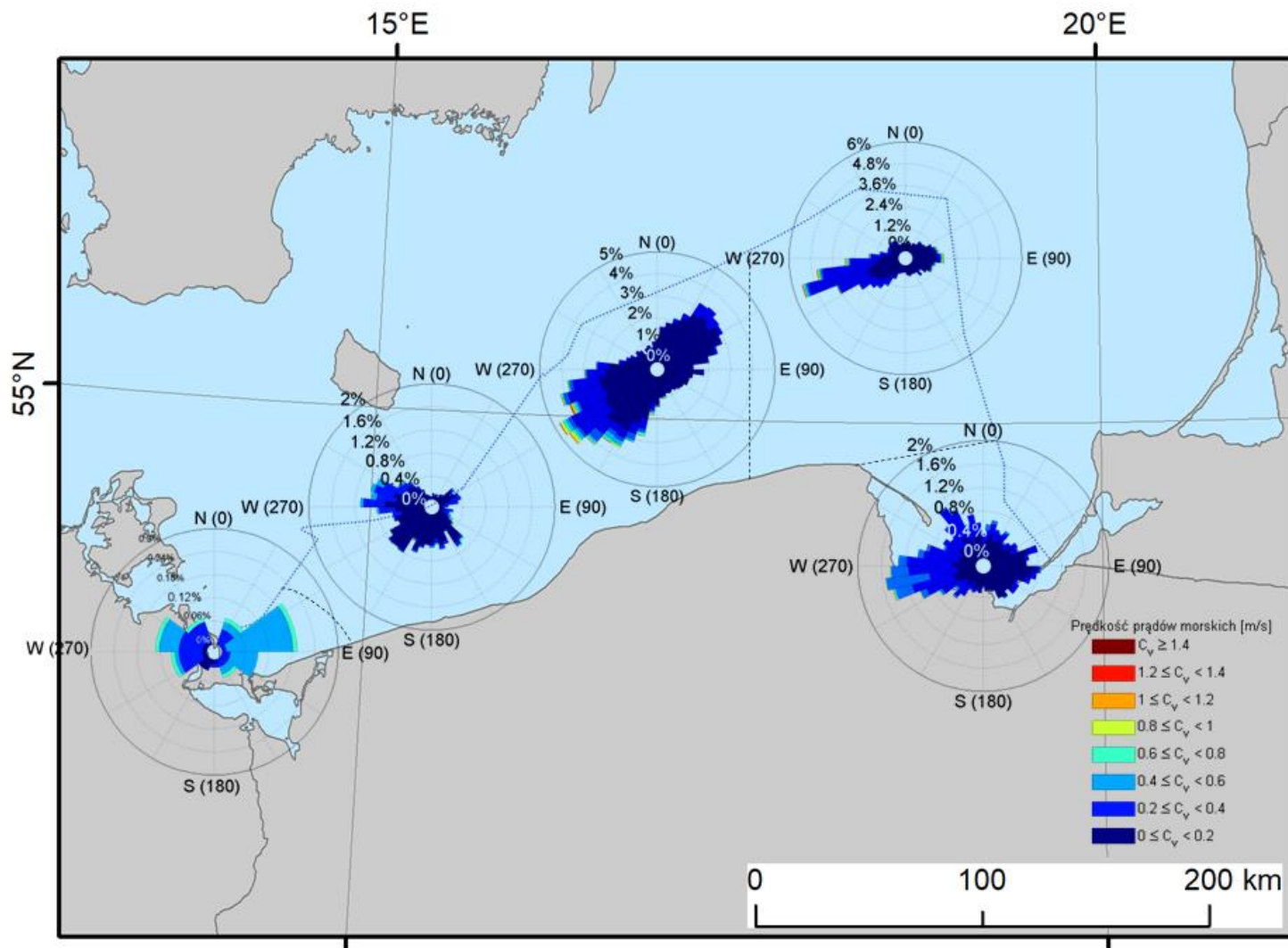
Rys. I.21. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w 2022 roku. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023.

Prądy morskie pozyskane z urządzenia ADCP rejestrującego podczas rejsów badawczych sześciokrotnie razy w ciągu roku mogą ze względu na intensywną dynamikę i zmienność prądów morskich niecałkowicie odzwierciedlać rzeczywisty roczny rozkład, jednakże obrazuje on średnie warunki dla wybranych basenów wg Majewski, 1989. Przedstawione wartości są wypadkową prądów morskich zmierzonych w kolumnie wody do głębokości 30 m i poniżej tej głębokości. Na głębokości poniżej 30 metrów (Rys. I.22) w Zatoce Gdańskiej i południowej części Basenu Gotlandzkiego prądy morskie charakteryzowały się wielokierunkowym rozkładem a ich dominujące prędkości nie przekraczały $0,4 \text{ m s}^{-1}$. Wyższe prędkości stanowiły marginalny udział. Wschodnia część Basenu Bornholmskiego wykazywała dominujące kierunki propagacji: SW oraz NE. Prędkość prądów morskich w zachodniej części Basenu Bornholmskiego nie przekraczała $0,4 \text{ m s}^{-1}$ a dominującym kierunkiem był zachód i południowy zachód (Rys. I.22).

Prądy morskie na głębokości do 30 metrów, charakteryzowały się wyższym udziałem procentowym prędkości powyżej $0,4 \text{ m s}^{-1}$, ale mniejszym udziałem wartości ekstremalnych. Kierunek prądów morskich we wschodniej części Basenu Bornholmskiego był zbliżony do rozkładu występującego na głębokości powyżej 30 m. W Basenie Gotlandzkim prędkość prądów morskich nie przekraczała $0,8 \text{ m s}^{-1}$ a dominującym kierunkiem był SWW. W pozostałych basenach prądy morskie miały charakter wielokierunkowy o niskich, mniejszych niż $0,6 \text{ m s}^{-1}$, prędkościach (Rys. I.23).



Rys. I.22. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2022 roku na głębokości poniżej 30 m.



Rys. I.23. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2022 roku na głębokości do 30 m.

II.

Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej



II.1. Wstęp

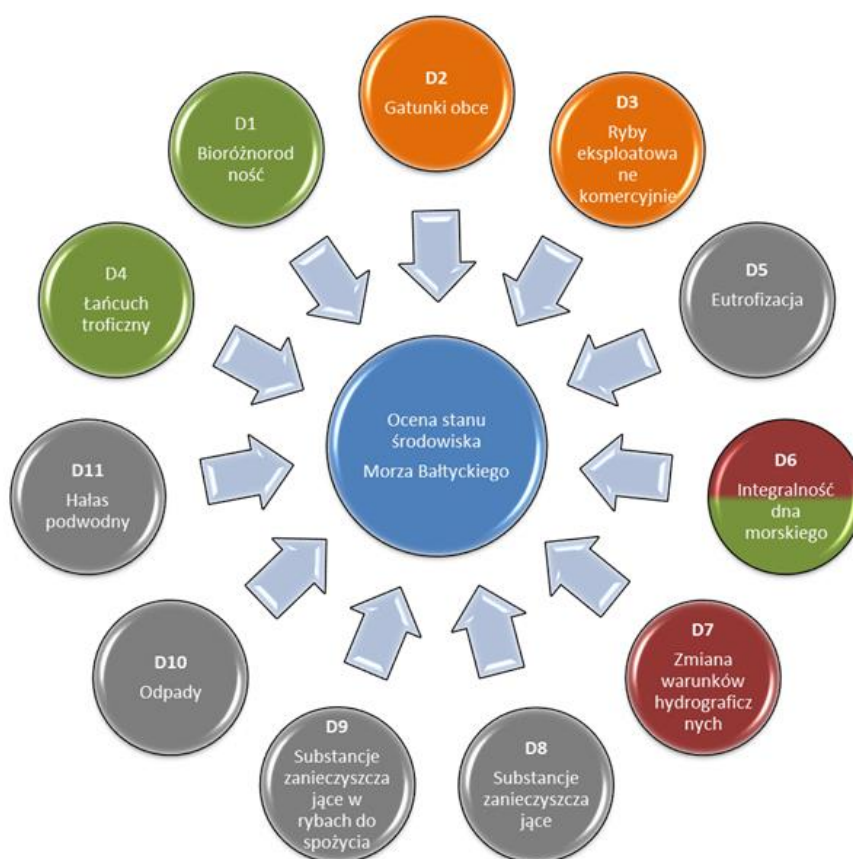


Utrzymanie lub poprawa stanu środowiska Morza Bałtyckiego w zakresie różnych elementów ekosystemu morskiego jest celem, do którego dążą wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Działania podejmowane w tym kierunku mają zarówno charakter formalny, wynikający z obowiązującego prawodawstwa krajowego i UE, ale również są oparte na współpracy regionalnej, koordynowanej przez Komisję Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku – Komisję Helsińską (HELCOM). Jednym z podstawowych aktów prawnych określających ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego jest Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM, 2008/56/WE) odnosząca się do zrównoważonego wykorzystywania mórz zintegrowanego z zachowaniem ekosystemów morskich w stanie jak najmniej zmienionym. Dyrektywa ta została znowelizowana Dyrektywą Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. poprzez przyjęcie nowej wersji załącznika III do dyrektywy 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich.

Podstawowymi celami dyrektywy są: (i) ochrona i zachowanie środowiska morskiego, (ii) zapobieganie pogarszaniu się stanu środowiska morskiego oraz (iii) poprawa i docelowo osiągnięcie **dobrego stanu środowiska** (Good Environmental Status – GES). Zgodnie z definicją RDSM przez dobry stan środowiska należy rozumieć: „...taki stan środowiska wód morskich tworzących zróżnicowane i dynamiczne pod względem ekologicznym oceany i morza, które są czyste, zdrowe i urodzajne w odniesieniu do panujących w nich warunków, zaś wykorzystanie środowiska morskiego zachodzi na poziomie, który jest zrównoważony i gwarantuje zachowanie możliwości użytkowania i prowadzenia działań przez obecne i przyszłe pokolenia”. Realizacja celu osiągnięcia dobrego stanu środowiska ma być oparta na opracowaniu przez państwa członkowskie strategii działań, które muszą uwzględniać określone kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich. Kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny zostały określone w Decyzji Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r., zwanej dalej „decyzją 2017/848”, uchylającej decyzję Komisji Europejskiej 2010/477/UE. Ma to zapewnić zunifikowane podejście w zakresie opracowania ocen stanu środowiska morskiego, celów środowiskowych, programów monitoringowych oraz planów działań w kierunku przywrócenia dobrego stanu obszarów morskich.

Krajową podstawą prawną regulującą sposób przeprowadzania ocen stanu środowiska wód morskich w sposób zgodny z art. 8 RDSM jest art. 150 ustawy Prawo Wodne (Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 16 czerwca 2023 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy – Prawo wodne (Dz.U. 2023 poz. 1478).

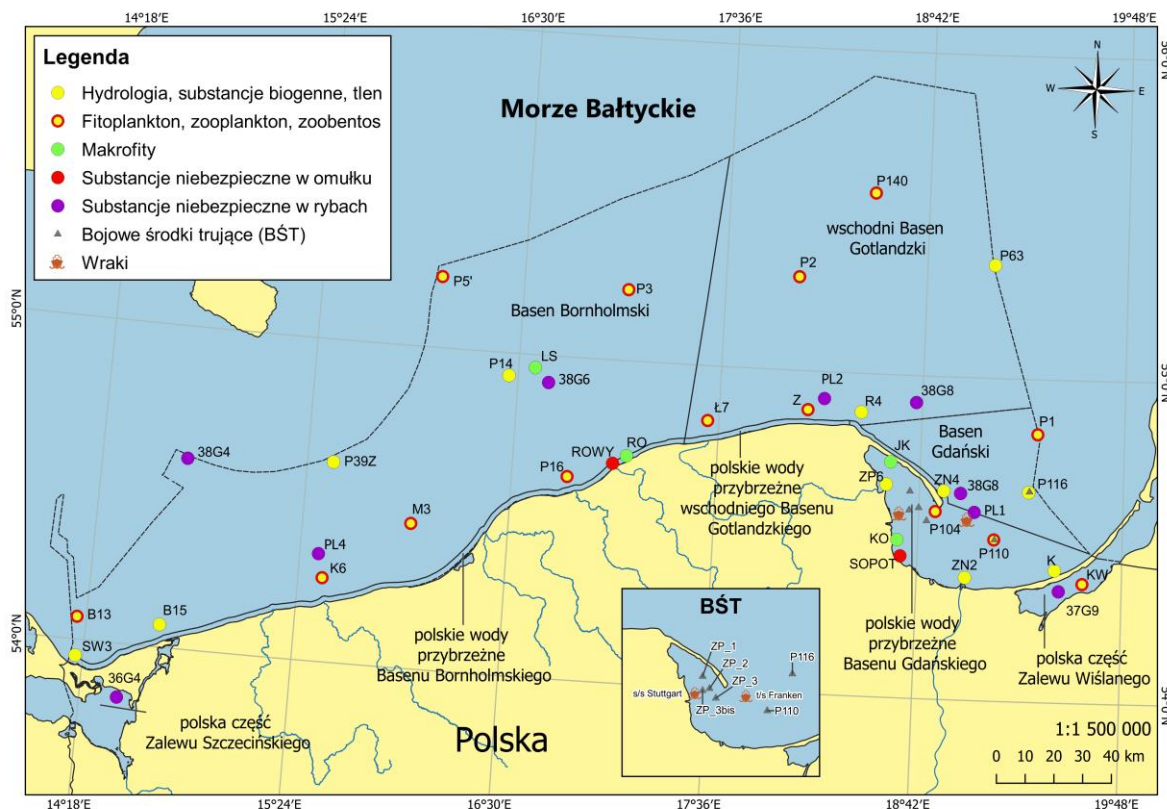
Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 RDSM wszystkie państwa Wspólnoty Europejskiej zostały zobligowane do przeprowadzenia, do 2012 roku, wstępnej oceny stanu środowiska obszarów morskich pozostających pod ich jurysdykcją. Zgodnie z art. 151 ust. 13 ustawy – Prawo wodne, wstępna ocena stanu środowiska wód morskich podlega przeglądowi co 6 lat i w razie potrzeby aktualizacji, czego efektem było opracowanie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 roku (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230). Ocenę stanu środowiska przeprowadzono dla **11 cech – wskaźników opisowych** (Załącznik 1 RDSM; decyzja 2017/848; Rys. II.1).



Rys. II.1. Cechy – wskaźniki opisowe: stanu – kolor zielony, presji biologicznych – kolor pomarańczowy, związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii – kolor szary, presji fizycznych – kolor brązowy (źródło: aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (Uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r. – MP 2019 poz. 230).

Decyzja 2017/848 wprowadziła podział wskaźników na dwie grupy, które muszą być uwzględnione w aktualizacji oceny stanu środowiska morskiego. Zgodnie z RDSM należą do nich cechy presji: D2, D3, D5, D6 (część), D7, D8, D9, D10 i D11 oraz 3 cechy: D1, D4 i D6 (część) dotyczące **elementów ekosystemu** (ssaki, ryby, ptaki, siedliska pelagiczne, siedliska bentosowe). W celu zachowania zgodności z wersją anglojęzyczną RDSM przyjęto następującą konwencję oznaczeń cech i kryteriów: D – dla cechy, C – dla kryterium. Kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody określone w załączniku (Załącznik I RDSM; decyzja 2017/848) są wykorzystywane do uzupełnienia kryterium podstawowego lub gdy istnieje zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska morskiego dla danego kryterium.

Kryteria i wskaźniki dobrego stanu środowiska morskiego zostały zweryfikowane i zharmonizowane dla obszaru Morza Bałtyckiego w ramach współpracy koordynowanej przez HELCOM. Harmonizacja regionalna dotyczyła między innymi wydzielenia w Morzu Bałtyckim wspólnych, większych obszarów oceny HELCOM, z których następnie wydzielono polskie części, podlegające niniejszej ocenie (Rys. II.2, Tabela II.1).



Rys. II.2. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS z uaktualnieniami (HELCOM 2013); na mapach zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM.

W podziale akwenów wg HELCOM MAS (HELCOM 2013), zostały uwzględnione wody otwarte Zatoki Gdańskiej, dla których przyjęto nazwę Basen Gdański (Tabela II.1). Obszary Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego zostały włączone do odpowiednich akwenów obejmujących wody przybrzeżne: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Ze względu na specyfikę ustroju hydrologicznego oraz zakres badań monitoringowych prowadzonych w zalewach, w ramach programu monitoringu cech RDSM zachowano wydzielenie tych obszarów, tak jak we wcześniejszych opracowaniach (Łysiak-Pastuszek i in. 2016; Krzymiński i in. 2017 i nowszych) wydanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska.

Tabela II.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (*op.cit.*).

Nazwa polska	Nazwa angielska
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Eastern Gotland Basin Polish coastal waters
wschodni Basen Gotlandzki	Eastern Gotland Basin
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Gdansk Basin Polish coastal waters
Basen Gdański	Gdansk Basin
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Bornholm Basin Polish coastal waters
Basen Bornholmski	Bornholm Basin
polska część Zalewu Wiślanego	Vistula Lagoon Polish part
polska część Zalewu Szczecińskiego	Szczecin Lagoon Polish part

W celu pozyskania odpowiedniej informacji o poszczególnych elementach środowiska morskiego, będącej podstawą przeprowadzania ocen i wyznaczania kierunków działań, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska prowadzone są systematyczne badania zgodnie z aktualizacją Programu Monitoringu Wód Morskich.

W 2022 r. pomiary i obserwacje były wykonywane z częstotliwością zależną od monitorowanego elementu, np. sześciokrotnie w ciągu roku w przypadku podstawowych właściwości wody morskiej, substancji biogenicznych i chlorofilu *a* – na stacjach położonych w strefie głębokowodnej i płytkowodnej oraz 12 razy w roku na 1 stacji wysokiej częstotliwości (Rys. II.2). Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne, pobranie materiału biologicznego oraz osadów dennych wykonywane były przede wszystkim podczas ekspedycji na pokładzie r/v „Baltica” zgodnie z procedurami zawartymi w podręczniku do monitoringu HELCOM.

Ocenę za rok 2022 przeprowadzono zgodnie z zasadami aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230). Ocena została wykonana na podstawie wyników monitoringu przeprowadzonego zgodnie z zapisami aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, które zostały uzupełnione o dane i informacje z innych źródeł, w tym pochodzących z pomiarów i obserwacji prowadzonych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy. Badania monitoringowe polskiej strefy Bałtyku prowadzone były na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, a finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Dane uzyskane w 2022 r. w umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech D1/D4 – bioróżnorodność na podstawie oceny zooplanktonu, fitoplanktonu oraz ryb D6 – integralność dna morskiego oraz cech: D3 – ryby i skorupiaki eksploatowane komercyjnie, D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami, D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego oraz D10 – odpady w środowisku morskim.

W przypadku cechy D11 – podwodny hałas i inne formy energii w opracowaniu przedstawiono wyniki badań w postaci opisowej bez wieloletniego tła, jak również bez oceny ze względu na brak regionalnie uzgodnionych wskaźników i kryteriów oceny.

Ocenę w zakresie indeksu PMFI, indeksu wielkich ryb LFI, Liczebności kluczowych grup troficznych i Liczebności gatunków kluczowych przygotowano na podstawie opracowań wykonanych w ramach realizacji umowy nr GIOŚ/122/2022/DMS/NFOŚ pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w 2022 roku” zawartej dnia 30.05.2022 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym w Gdyni. Ocenę w zakresie cechy D3 wykonano w ramach umowy nr GIOŚ/205/2023/DMS/NFOŚ z dnia 29 czerwca 2023 r. pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w latach 2023-2025” pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym w Gdyni.

Ocenę ptaków przygotowano na podstawie sprawozdania OTOP z prac wykonanych w ramach umowy „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2021-2022”. nr GIOŚ/ZP/15/2021/DMS/NFOŚ z dnia 2 lutego 2021 r.

II.2. Ogólne warunki fizykochemiczne

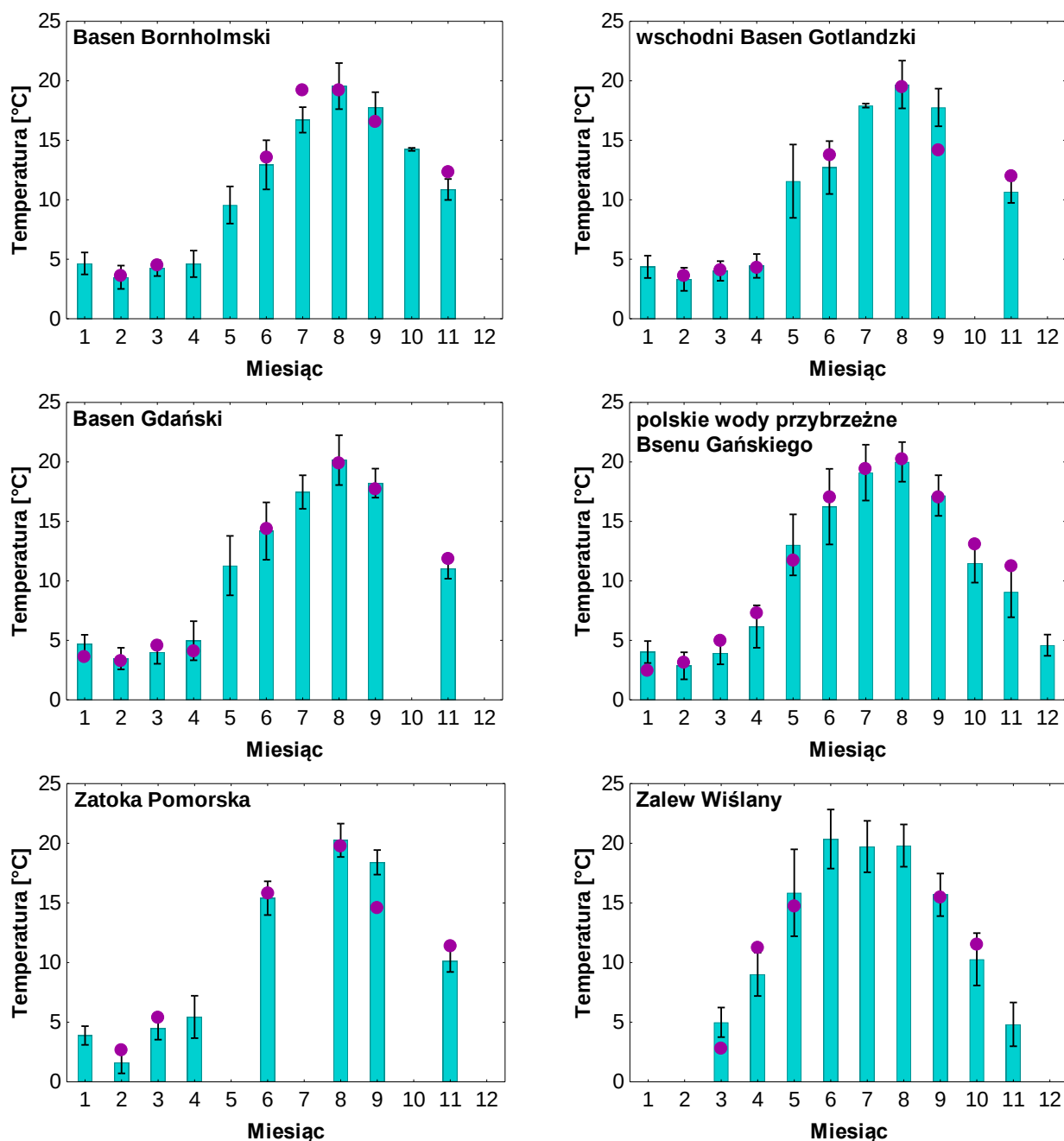


II.2.1. Temperatura wody morskiej

W 2022 roku zakresy średnich wartości temperatury wody w warstwie powierzchniowej (0–10 m) w basenach głębokowodnych pozostawały w bardzo zbliżonych zakresach: 3,6–19,2°C w Basenie Bornholmskim, 3,6–19,5°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 3,3–19,9°C w Basenie Gdańskim (Rys. II.3). Zakresy te były bardzo zbliżone do obserwowanych w roku 2021, w którym temperatura wód powierzchniowych pozostawała w zakresie 3°C do 20°C, podobnie jak w roku 2019. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego najniższa średnia temperatura była nieznacznie niższa od obserwowanej w obszarach morza otwartego i wynosiła 2,5°C, natomiast najwyższa odnotowana w sierpniu wyniosła 20,2°C, co oznacza, że była niższa o ok. 2°C w stosunku do roku poprzedniego. Podobne zakresy temperatury odnotowano w wodach Zatoki Pomorskiej (2,6–19,8°C), natomiast w Zalewie Wiślanym najniższa średnia temperatura charakteryzowała marzec (2,8°C), najwyższa (15,4°C) odnotowana została we wrześniu ze względu na brak pomiarów wykonywanych w miesiącach letnich. Najniższe wartości średniej temperatury przypadają na miesiące od stycznia do marca, natomiast wartości największe wystąpiły w lipcu i sierpniu, co odróżniało charakterystykę zmian warunków w porównaniu z rokiem poprzednim, w którym najwyższe temperatury występowały najczęściej w sierpniu i wrześniu. Obserwowany w 2022 roku zakres temperatury w poszczególnych obszarach był praktycznie identyczny z zakresem średnich wartości wyznaczonym dla okresu odniesienia (2012–2021): 3,5–19,6°C – Basen Bornholmski, 3,3–19,6°C – wschodni Basen Gotlandzki, 3,5–20,2°C – Basen Gdański, 1,6–20,3°C – Zatoka Pomorska. Nieznacznie odmienne wartości wynikające z miesięcy, w których wykonywano pomiary charakteryzowały Zalew Wiślaną (5,0–19,8°C).

Największe różnice pomiędzy wartościami średnimi charakteryzującymi rok 2022 a średnimi wyznaczonymi dla okresu 2012–2021 w poszczególnych obszarach wystąpiły w czerwcu we wschodnim Basenie Gotlandzkim i lipcu w Basenie Bornholmskim, gdzie temperatura w omawianym roku była wyższa odpowiednio o 1,1°C i 2,5°C.

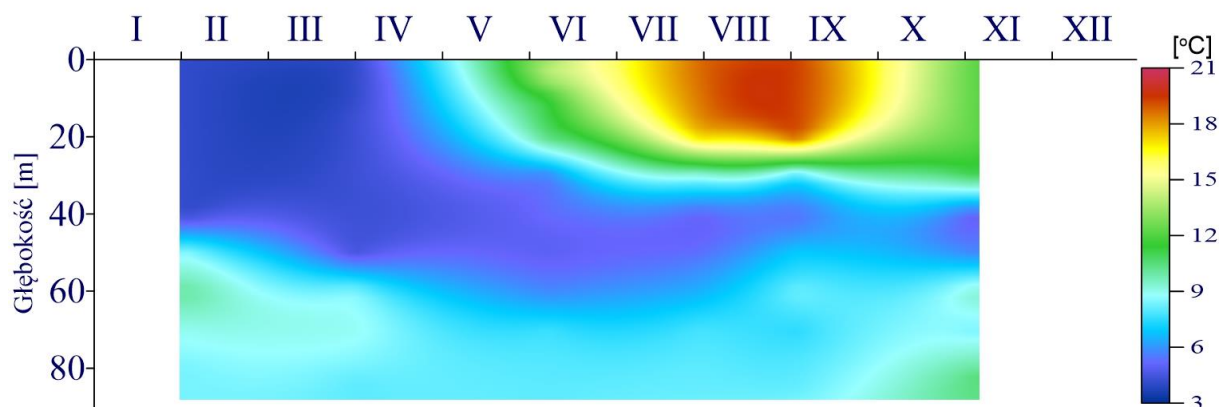
W Basenie Gdańskim zauważalne różnice na poziomie 1°C charakteryzowały miesiące chłodne, przy czym w styczniu średnia temperatura w 2022 roku była niższa, a w listopadzie wyższa. W obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego średnia temperatura charakteryzująca w 2022 roku październik i listopad była wyższa o ok. 2°C w porównaniu do średniej z poprzedzającego dziesięciolecia. Największą zmiennością i odchyleniem od wartości charakterystycznych dla wielolecia charakteryzowały się średnie wartości temperatury w Zatoce Pomorskiej i Zalewie Wiślanym, co może mieć związek z odmienną dynamiką nagrzewania wód w obszarach płytszych.



Rys. 11.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2022 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2012–2021; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2012–2021; punkty – średnia 2022.

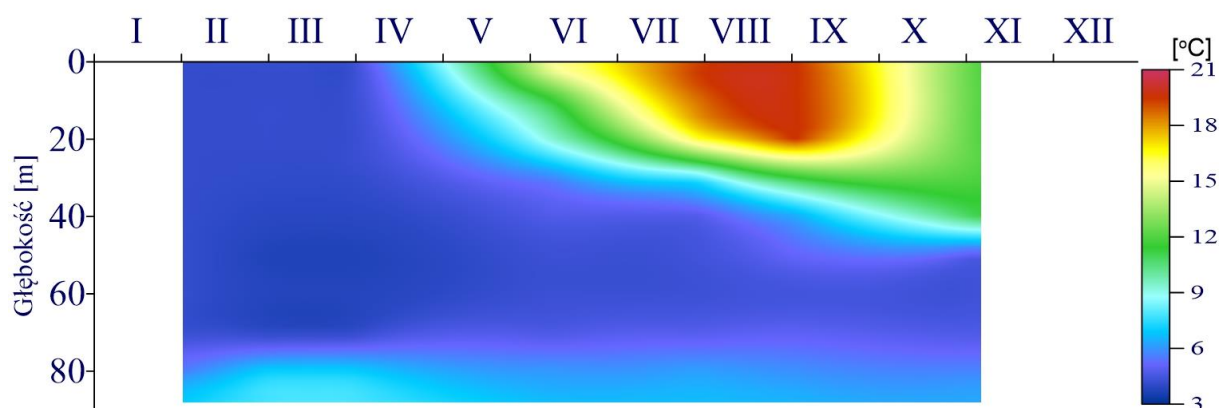
Największa sezonowa zmienność temperatury w profilu pionowym w rejonie Głębi Bornholmskiej w 2022 roku dotyczy warstw do 30 m głębokości (Rys. 11.4). W lutym na stacji P5C temperatura wody pozostawała praktycznie niezmienna (4,0–4,1°C) do głębokości 40 m, co oznacza, że była nieznacznie niższa od obserwowanej w tym samym miesiącu 2021 roku. Na głębokościach 50 i 60 m odnotowano wzrost do wartości odpowiednio 8,6°C i 10,0°C, po czym warstwach poniżej temperatura utrzymywała się na jednym poziomie 8,4°C. W marcu warstwy do 50 m głębokości charakteryzowały się bardzo zbliżoną temperaturą pozostającą w zakresie od 4,0°C do 4,5°C, podczas gdy na głębokościach wartości były w zakresie od 8,0°C do 8,9°C. W czerwcu najwyższa temperatura na poziomie 13,4°C (o 1°C niższa niż w roku poprzednim) wystąpiła w warstwach do 5 m, poniżej odnotowano systematyczny spadek do 5,6°C na głębokości 30 m. Warstwy od 40 do 60 m charakteryzowały się temperaturą na poziomie 4,9–5,7°C, a poniżej temperatura pozostawała w zakresie 7,6–

8,0°C. Najwyższą temperaturę na poziomie 18–19°C odnotowano w sierpniu i wrześniu, przy czym miąższość warstw charakteryzujących się taką temperaturą wzrosła z 15 m w sierpniu do 20 m we wrześniu. W sierpniu temperatura warstw na głębokościach 40–60 m utrzymywała się w zakresie od 5,1°C do 6,5°C, natomiast od 70 m pozostawała w zakresie 7,8–8,1°C. Zbliżony zakres temperatury (7,4–8,2°C) charakteryzował warstwy od 60 m do dna we wrześniu. Najbardziej wyrównana w kolumnie wody temperatura wystąpiła w listopadzie, w którym wartość 12,2°C była charakterystyczna dla warstw 0–20 m. Na poziomach 40 i 50 m temperatura wynosiła odpowiednio 4,9°C i 5,7°C, natomiast od 60 m do dna zmieniała się w zakresie od 8,4°C do 10,5°C.



Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.

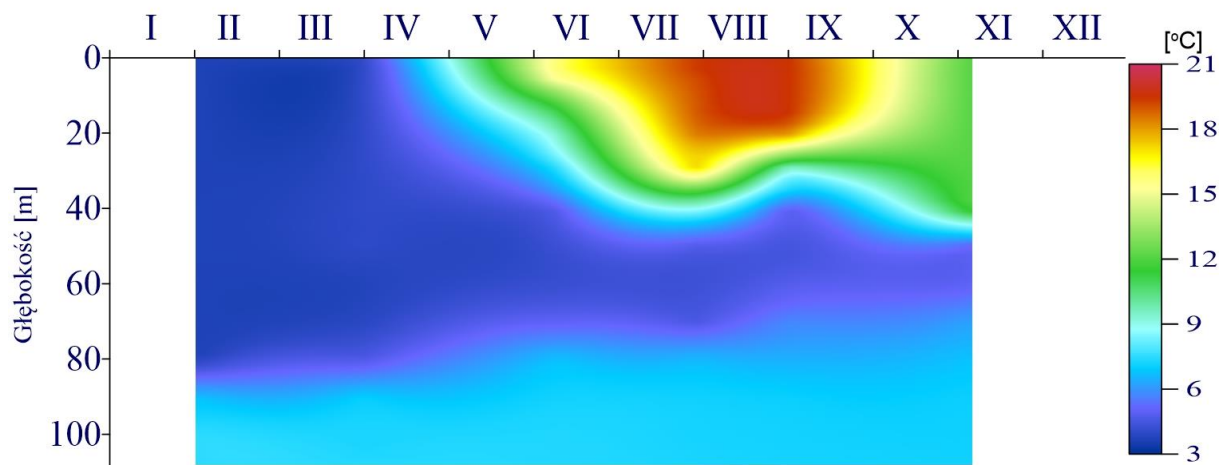
Zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.5) w lutym i marcu 2022 roku wykazują mniejszą zmienność niż w przypadku obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej. Warstwy do głębokości 70 m charakteryzowały się temperaturą pozostającą w zakresie 3,7 – 4,1°C. Poniżej tej głębokości temperatura wrastała przy dnie do wartości 6,6°C w lutym i 7,7°C w marcu. W czerwcu w warstwach do 2,5 m temperatura była na poziomie 15°C, na głębokości 5 m wynosiła 13,7°C, w zakresie głębokości od 10 do 70 m spadała od 11,2°C do 4,6°C, a poniżej była na poziomie 6°C. Temperatura zbliżona na poziomie 18–19°C charakteryzowała warstwy od powierzchni do 15 m głębokości, na głębokości 20 m temperatura wynosiła 16,4°C, a od 30 m do dna pozostawała w zakresie od 4,2°C do 7,5°C. We wrześniu stała wartość temperatury (19,6°C) wystąpiła do 20 m, od 40 m do dna wartości mieściły się w zakresie od 4,4°C do 6,3°C. W listopadzie stała temperatura na poziomie 12,0°C charakteryzowała warstwy do głębokości 30 m, na głębokościach od 40 m do dna temperatura pozostawała w zakresie 4,3–6,2°C.



Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.

W lutym 2022 roku temperatura w rejonie Basenu Gdańskiego (Rys. II.6) pozostawała na zbliżonym poziomie (3,6–3,7°C) do głębokości 80 m, poniżej której następował nieznaczny wzrost od 6,7°C na głębokości 90 m do 7,4°C na głębokości 105 m. W marcu bardzo wyrównana temperatura na poziomie 4,0°C charakteryzowała warstwy od 0 do 70 m. Poniżej tej głębokości temperatura wzrastała do 7,0°C przy dnie. W czerwcu temperatura na poziomie 15,7°C charakteryzowała warstwy do 5 m, na 10 m i 15 m spadała do wartości odpowiednio 12,6°C i 10,7°C. Na głębokościach od 20 do 60 m

obserwowano dalszy spadek temperatury od 9,3°C do 4,2°C, natomiast poniżej obowiązywały wartości od 6,7°C do 7,3°C. W sierpniu i wrześniu do 20 m temperatura była wyrównana na poziomie 19°C. W sierpniu od głębokości 40 m do 60 m obserwowano spadek od wartości 8,9°C do 4,3°C, po którym następował wzrost i ustabilizowanie temperatury na poziomie 7°C w warstwach najgłębszych. We wrześniu, temperatura wody morskiej w na głębokościach 30-104 m mieściła się w zakresie od 4,4°C do 8,6°C. Stałą temperaturą na poziomie 12°C charakteryzowały się warstwy od 0 do 40 m w listopadzie, natomiast w warstwach od 50 do 104 m pozostawała w zakresie od 4,9°C do 7,1°C.



Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.

II.2.2. Zasolenie

W 2022 r. w Basenie Bornholmskim średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej (0–10 m) w wybranych miesiącach mieściło się w wąskim zakresie od 7,53 do 7,71, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała listopad, a największa luty (Rys. II.7). Wyższe w stosunku do dziesięciolecia 2012–2021 średnie wartości pomiarów zasolenia dla roku 2022 zmierzono w lipcu (7,54), sierpniu (7,64) i wrześniu (7,62). Największą różnicę (0,61) pomiędzy okresem odniesienia, a rokiem 2022 odnotowano w lipcu. W czerwcu (7,64) i listopadzie (7,53) zasolenie pozostawało na zbliżonym poziomie w stosunku do lat ubiegłych, a różnica w wartościach średnich pomiędzy dwoma okresami nie przekroczyła 0,04. Niższe odpowiednio o 0,10, i 0,21 względem średniej z lat 2012–2021, zasolenie opisano w lutym (7,71) i marcu (7,59). Wschodni Basen Gotlandzki (Rys. II.7) na przestrzeni roku 2022 był akwenem o najmniej zróżnicowanym zasoleniu wody powierzchniowej, mieszczącym się w zakresie od 7,50 (październik) do 7,63 (luty). Jediną wartością niższą w odniesieniu do średniej opisującej wielolecie 2012–2021 była średnia wartość zasolenia wody powierzchniowej w marcu 2022 (7,54). W pozostałych przypadkach wartości opisujące średnie zasolenie w 2022 roku były od 0,10 (październik) do 0,22 (sierpień) wyższe niż średnie z wielolecia.

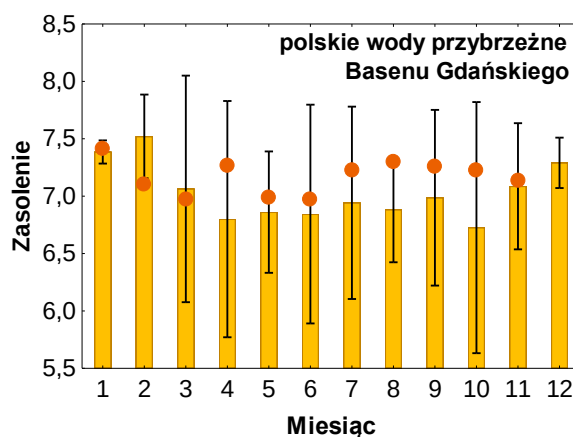
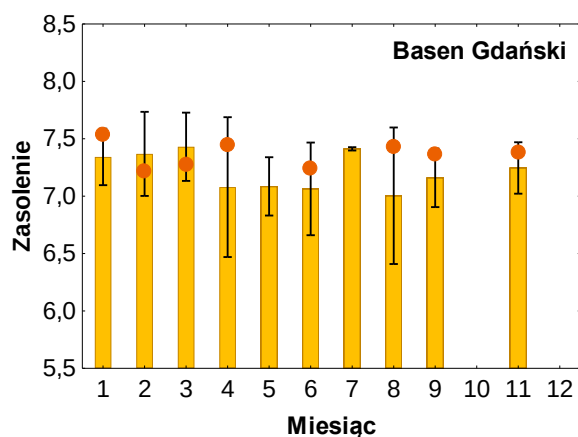
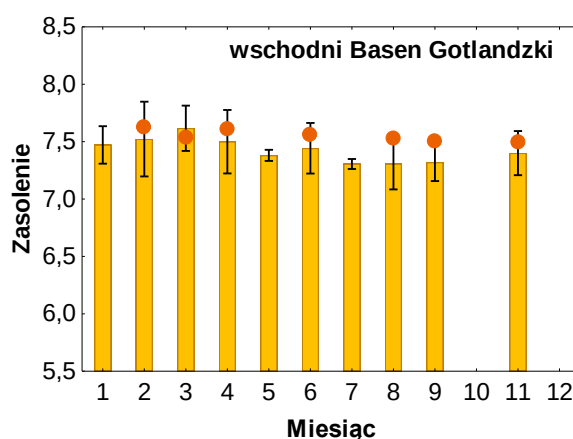
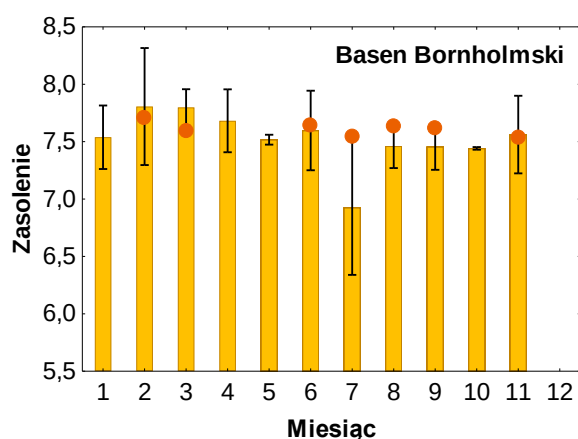
W wodach Basenu Gdańskiego zmierzono niższe średnie wartości zasolenia w porównaniu z wodami dwóch wcześniej omówionych akwenów (Rys. II.7). Różnica pomiędzy maksymalną (7,54, styczeń), a minimalną (7,21, luty) średnią wartością zasolenia w 2022 roku wyniosła 0,33. Większość wartości średnich wyznaczonych na podstawie pomiarów przeprowadzonych w 2022 roku wykazywała dodatni kierunek odchylenia względem danych z wielolecia 2012–2021. W styczniu (7,54), kwietniu (7,44), czerwcu (7,24), sierpniu (7,43), wrześniu (7,36) oraz listopadzie (7,38), wyniki były od 0,13 do 0,43 wyższe niż w okresie 2012–2021. Największą różnicę pomiędzy rokiem 2022 a wieloleciem odnotowano w sierpniu, a najmniejszą w listopadzie. Dla pozostałych miesięcy – lutego i marca (odpowiednio 7,21 i 7,27) – wartości charakteryzujące rok 2022 były niższe od wyznaczonych dla wielolecia, w obu przypadkach różnica wyniosła 0,16.

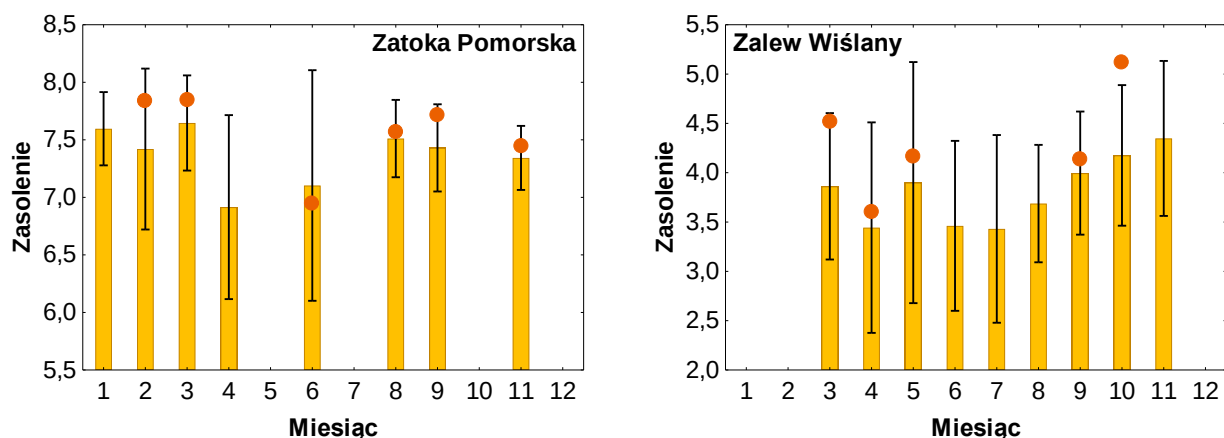
Zasolenie w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego było niższe oraz charakteryzowało się szerszym zakresem średnich wartości zasolenia, przyjmując wartości w przedziale od 6,97 do 7,41 (Rys. II.7). Miesiącem o najwyższym średnim zasoleniu podobnie jak w przypadku Basenu Gdańskiego był styczeń. Najniższe średnie zasolenie w roku 2022 zmierzono w marcu i czerwcu. Jedyne w lutym (7,10) i marcu (6,97) średnie wartości zasolenia wody

powierzchniowej były niższe niż wartości średnie dla tych samych miesięcy w wieloleciu 2012–2021. Wyższe zasolenie w stosunku do danych dotyczących dekady poprzedzającej rok 2022 zaobserwowano w styczniu (7,41), oraz od kwietnia do listopada (odpowiednio: 7,27, 6,99, 6,97, 7,22, 7,30, 7,26, 7,22, 7,14). Odnotowane w tych miesiącach wartości różnic pomiędzy rokiem 2022 a okresem odniesienia mieściły się w zakresie od 0,02 do 0,47.

Średnie zasolenie wody powierzchniowej w Zatoce Pomorskiej w roku 2022 było wyższe w porównaniu do wartości średnich opisujących te same miesiące w okresie 2012–2021 (Rys. II.7). Wyjątkiem był czerwiec 2022 roku, w którym średnie zasolenie było o 0,15 niższe od wartości wyznaczonych dla wielolecia. Czerwiec był jednocześnie miesiącem, w którym średnie zasolenie w 2022 roku było najniższe, natomiast miesiącem, w którym woda była najbardziej zasolona był marzec (7,85).

Zakres wartości zasolenia dla wód powierzchniowych Zalewu Wiślanego zdecydowanie różnił się od wartości opisujących pozostałe obszary (Rys. II.7). Średnie zasolenie wody powierzchniowej w 2022 roku wyniosło od 3,61 do 5,12, dając tym samym największy, spośród omawianych, rozrzut pomiędzy wartością minimalną i maksymalną. Najniższą z wartości zmierzono w marcu. We wszystkich przypadkach (marzec, kwiecień, maj, wrzesień, październik) średnie wartości zasolenia wody powierzchniowej w 2022 roku były wyższe niż średnie opisujące dziesięciolecie 2012–2021, przy czym w październiku średnia wartość dla roku 2022 przewyższała nawet wartość maksymalną odnotowaną dla tego miesiąca w poprzedzającej dekadzie oraz była wartością maksymalną charakteryzującą zasolenie w 2022 roku.

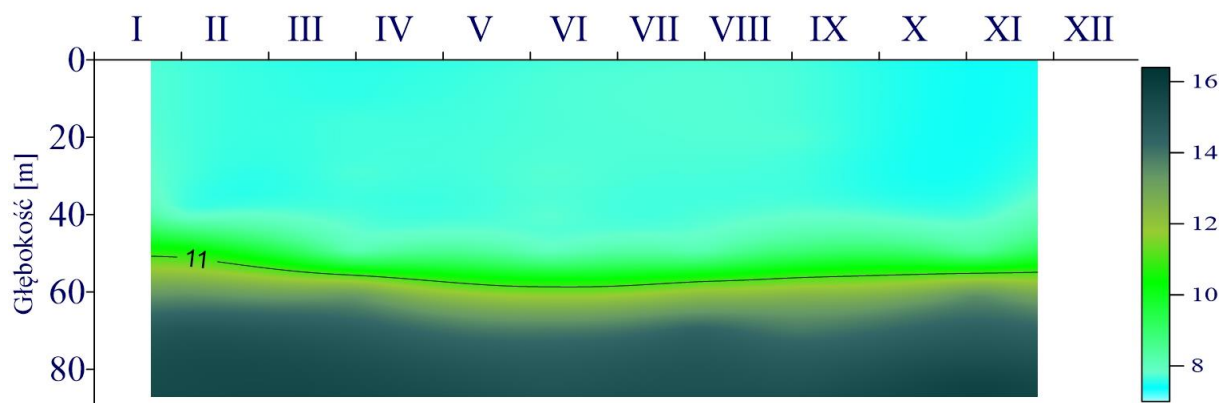




Rys. II.7. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2022 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2012-2021; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2012-2021; punkty – średnia 2022.

Na stacji zlokalizowanej w rejonie Głębi Bornholmskiej (P5C) (Rys. II.8) wartości zasolenia były wyższe niż w południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140) (Rys. II.9) i Głębi Gdańskiej (P1) (Rys. II.10). Zimą i jesienią (luty, wrzesień, listopad) roku 2022, haloklina na stacji P5C formowała się na głębokości 40 m, zaś wiosną i latem (marzec, czerwiec, sierpień) nieco głębiej, poniżej 50 m (Rys. II.8). Woda nad halokliną charakteryzowała się zasoleniem w zakresie od 7,42 do 8,18. W obszarze Basenu Bornholmskiego zmiany zasolenia w obrębie halokliny zachodziły najgwałtowniej. Największy przyrost wartości zasolenia wraz z głębokością (5,04) miał miejsce w marcu w warstwie 50–60 m. W pozostałych miesiącach warstwa największego wzrostu zasolenia charakteryzowała się zmianami wynoszącymi od 3,07 (luty) do 4,95 (listopad) na 10 m.

Zasolenie wody w warstwie przydennej, poniżej 80 m głębokości w roku 2022 przyjmowało wartości w przedziale od 14,99 (czerwiec) do 15,70 (listopad). Zarejestrowane wyniki pomiarów były niższe w porównaniu do lat 2020 i 2021, w których zasolenie w tej warstwie przekroczyło odpowiednio 17 i 16.

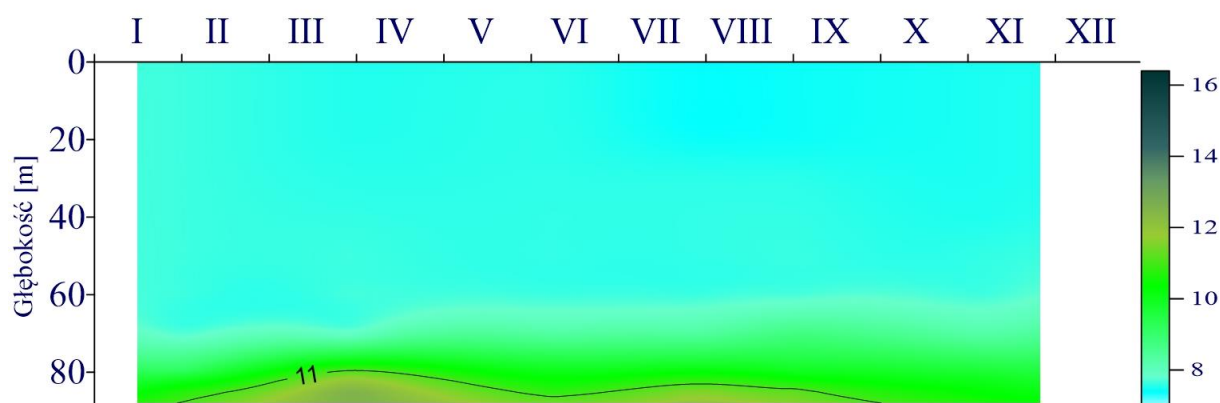


Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.

W południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140) głębokość warstwy wody dobrze wymieszanej sięgała, zależnie od miesiąca 70 (luty, marzec) lub 60 m (czerwiec, sierpień, wrzesień, listopad), a opisujące ją wartości pomiarów zasolenia mieściły się w zakresie od 7,41 do 7,72 (Rys. II.9). W sierpniu i wrześniu przebieg zmian zasolenia w kolumnie wody był bardzo podobny, w obu przypadkach powyżej halokliny zaobserwowano niewielki skok wartości zasolenia wynoszący 0,15 i 0,14 w warstwie wody 20–30 m.

We wszystkich miesiącach, w których wykonano pomiary, największe zmiany zasolenia wraz z głębokością zachodziły w warstwie 70–80 m, przy czym największy wzrost zasolenia wody w tej warstwie zanotowano w marcu (3,45/10 m).

najbardziej zasolona woda (10,28-12,54) zalegała w warstwie poniżej 80 m głębokości, najwyższe wartości przyjmując w marcu, a najniższe w listopadzie.

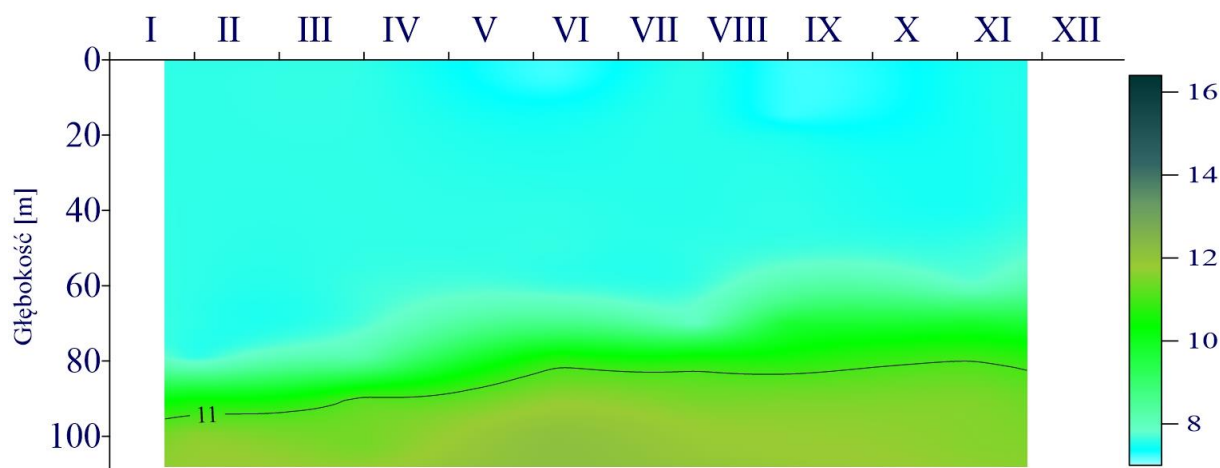


Rys. II.9. Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.

Na Głębi Gdańskiej (Rys. II.10) w styczniu 2022 roku zasolenie do głębokości 80 m wynosiło 7,57 formując w ten sposób najgłębiej sięgającą warstwę wody dobrze wymieszanej. W kwietniu oraz sierpniu haloklina tworzyła się w warstwie poniżej 70 m głębokości, zaś w listopadzie nieco płycej – poniżej 60 m. W tym czasie zasolenie jednorodnej warstwy wody nad halokliną mieściło się w zakresie 7,46 do 7,87.

Nieco odmiennym przebiegiem w profilu pionowym górnej warstwy charakteryzowało się zasolenie wody w czerwcu i wrześniu. Zasolenie wody podpowierzchniowej było wtedy niższe w porównaniu do reszty roku i wynosiło około 7,20. Niewielki wzrost zasolenia zaobserwowano na głębokości 10 m w czerwcu i 20 m we wrześniu, natomiast haloklina w tych miesiącach tworzyła się poniżej odpowiednio 60 i 50 m głębokości.

Największą zmianą wartości zasolenia (wzrost o 2,88), charakteryzowała się warstwa wody 80–90 m w kwietniu. Woda naddenna była mniej zasolona niż w przypadku Głębi Bornholmskiej, natomiast w stosunku do wód południowo wschodniego basenu Gotlandzkiego jej zasolenie było nieco wyższe. W całym okresie badań mieściło się w zakresie od 11,42 do 12,14, przy czym najwyższą wartość zmierzono w czerwcu, a najniższą w kwietniu.



Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.

II.2.3. Odczyn wody morskiej

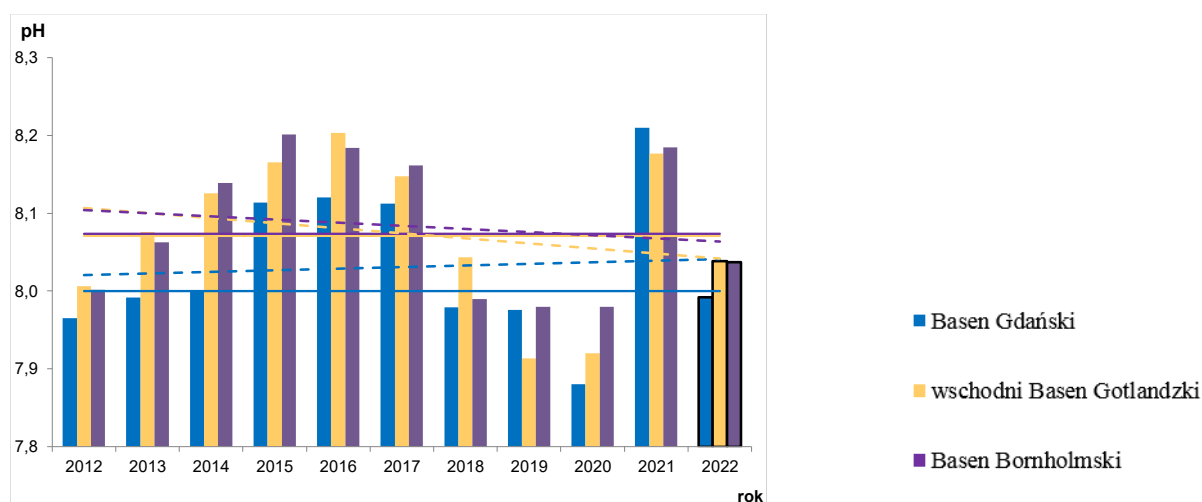
Odczyn pH wody morskiej jest wskaźnikiem służącym do oceny skali problemu potencjalnego zakwaszania wód oceanu światowego głównie na skutek zwiększonego dopływu dwutlenku węgla z atmosfery. Jest parametrem opisującym kwasowość/zasadowość wody morskiej. Monitorowanie pH środowiska morskiego stanowi podstawę do wychwycenia

trendów zmian czasowych i przestrzennych wynikających zarówno z działalności człowieka (głównie spalania paliw kopalnych) jak i czynników naturalnych (geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych). Zmiany pH mogą mieć wpływ na wiele ważnych procesów chemicznych i biologicznych zachodzących w środowisku morskim. Do analizy zmian pH wody morskiej zostały wykorzystane dane pomiarowe zebrane w latach 2012–2022 podczas rejsów badawczych przeprowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku (Rys. II.2). W 2022 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru i w całym zakresie głębokości była niższa od średniej charakteryzującej okres 2012–2021 i wynosiła 8,02. Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2022 r. zmieniły się w granicach od 7,18 do 8,80, a zakres zmienności był mniejszy i delikatnie przesunięty w stronę niższych wartości w stosunku do poprzedniego roku (Zalewska 2021). Również średnie wartości pH wody morskiej w 2022 r. poszczególnych akwenów były zdecydowanie niższe od zmierzonych w roku ubiegłym, na co wpływ miały zanotowane warunki środowiskowe zarówno hydrologiczne jak i biologiczne. W porównaniu do poprzedzającego dziesięciolecia zakres ten był zdecydowanie węższy. Wartości dla poszczególnych akwenów zestawiono w Tabeli II.2.

Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2022 r w porównaniu z 2021 r. (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)

Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2021	2022	2021	2022	2021	2022
Basen Gdański	7,23	7,19 ↓	9,01	8,80 ↓	8,21	7,99 ↓
wschodni Basen Gotlandzki	7,20	7,18 ↓	8,78	8,53 ↓	8,17	8,04 ↓
Basen Bornholmski	7,28	7,30 ↑	8,79	8,52 ↓	8,19	8,04 ↓

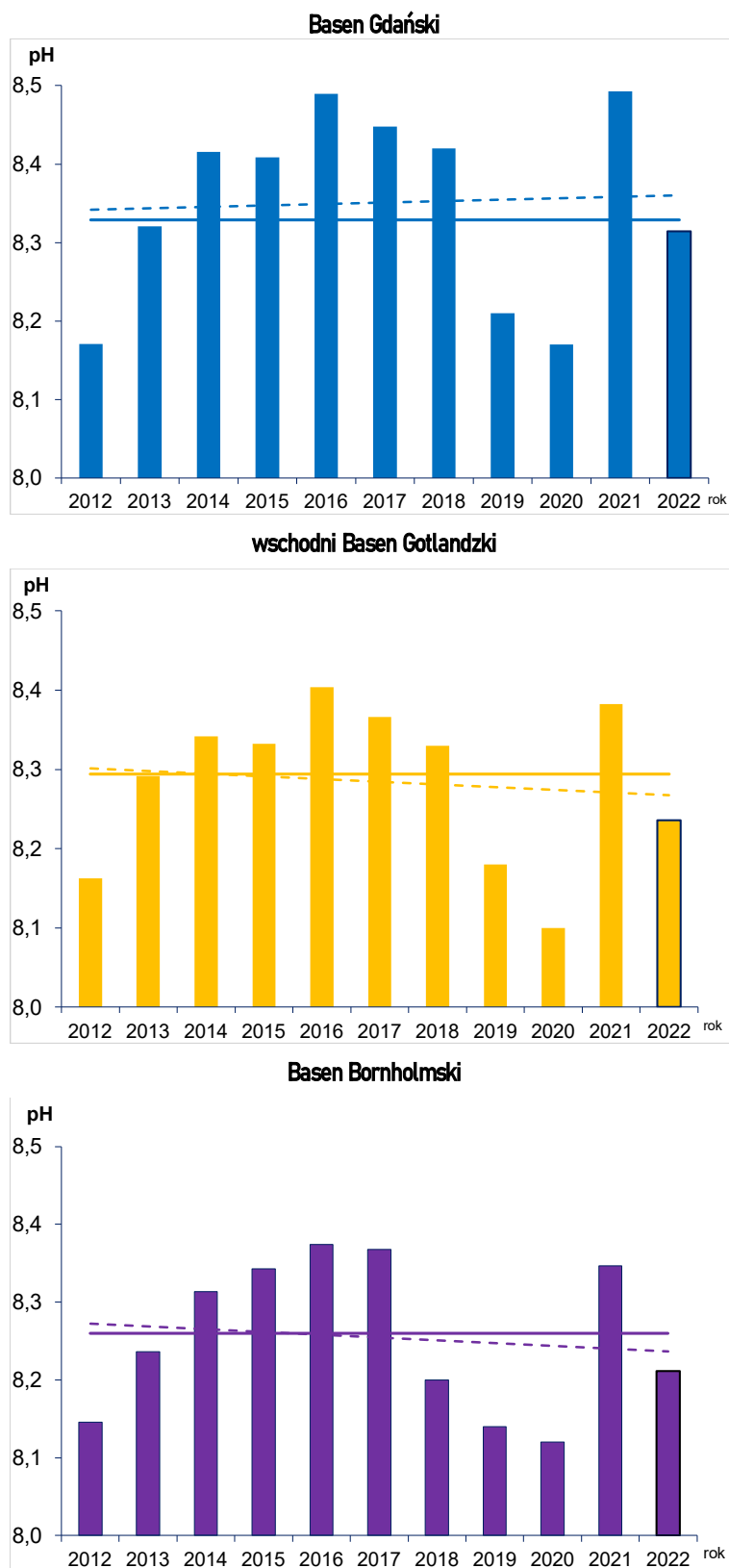
Rozpatrując okres ostatnich dziesięciu lat stwierdzono zahamowanie niekorzystnego kierunku zmian wartości średnich pH w pełnym zakresie głębokości (od powierzchni do dna) zarówno w całym obszarze objętym badaniami jak i na poziomie wydzielonych akwenów: w Basenach Bornholmskim oraz Gotlandzkim stwierdzono bardzo słabą tendencję spadkową, natomiast w Basenie Gdańskim utrzymała się tendencja wzrostowa. Średnie wartości pH w 2022 r. w poszczególnych akwenach były niższe od średniej dekadowej (Rys. II.11).



Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2012–2022 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2012–2021, linia przerywana – tendencja zmian.

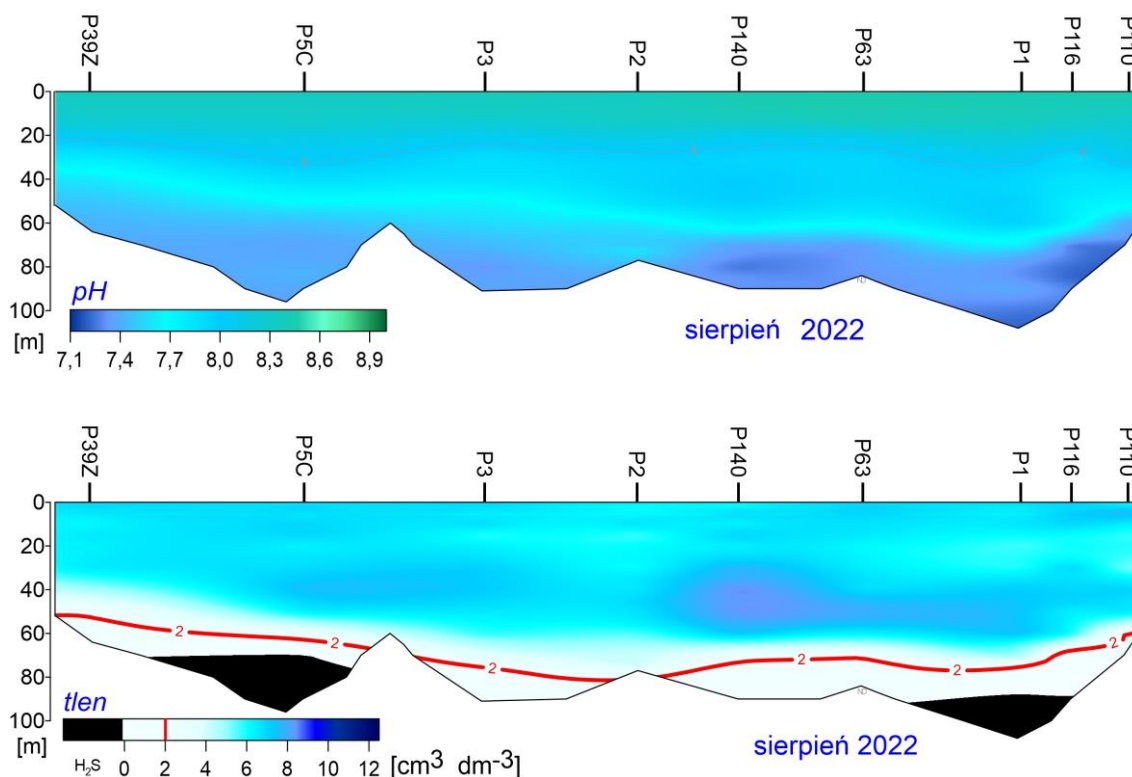
Podobne prawidłowości, jak obserwowane dla całej kolumny wody na obszarze objętym badaniami, zaobserwowano w warstwie powierzchniowej morza (0–10m) stanowiącej bezpośredni receptor ewentualnych zmian zachodzących w atmosferze. Bezpośrednią konsekwencją niższej średniej wartości pH opisującej rok 2022 od średniej z ostatnich

dziesięciu lat w tej warstwie (0–10 m), była malejąca tendencja odczynu wody morskiej w poszczególnych akwenach. Wyjątkiem pozostał Basen Gdański, gdzie nadal utrzymał się dodatni kierunek zmian (Rys. II.12.).



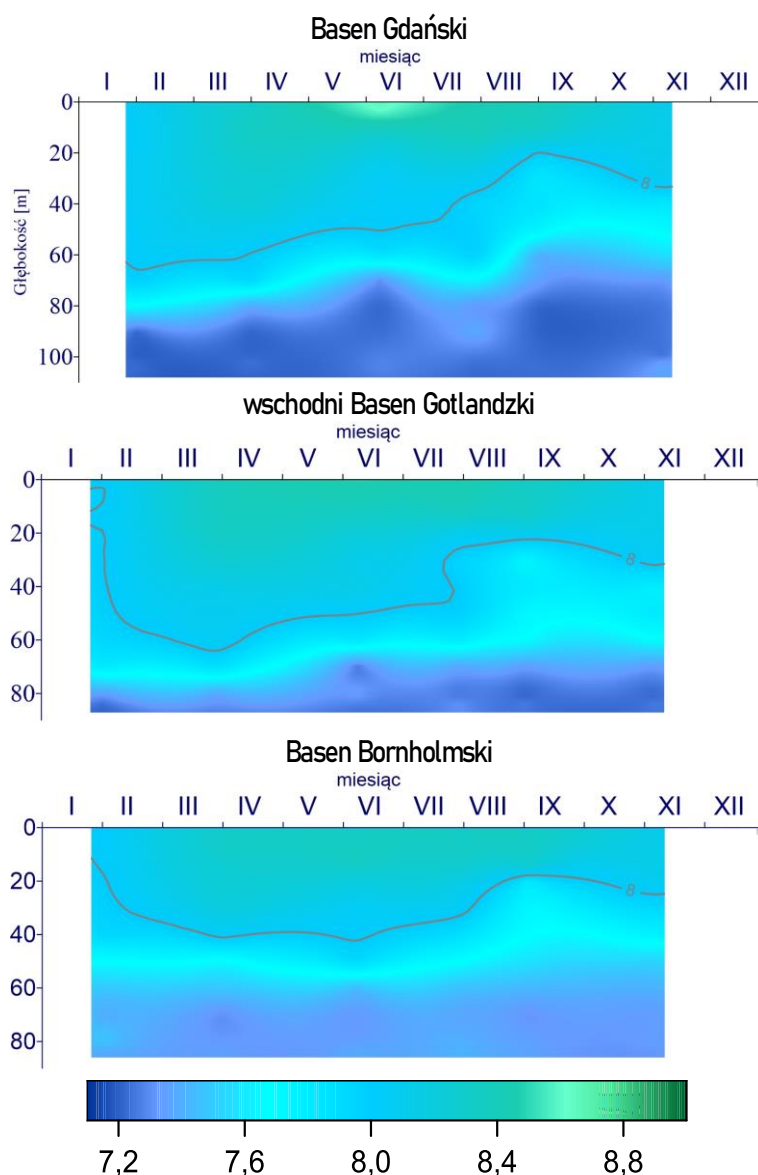
Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2012–2022 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2012–2021, linia przerywana – tendencja).

Typowy rozkład pionowy pH wód morskich wykazuje zależność od głębokości: wraz ze wzrostem głębokości odczyn wody maleje (Rys. II.13). W związku z tym można się spodziewać korelacji pomiędzy stężeniem tlenu a wartością pH i zmienności przestrzennej i czasowej tego parametru powiązanej z geograficzną i sezonową zmiennością intensywności fotosyntezy (Wesslander 2011).



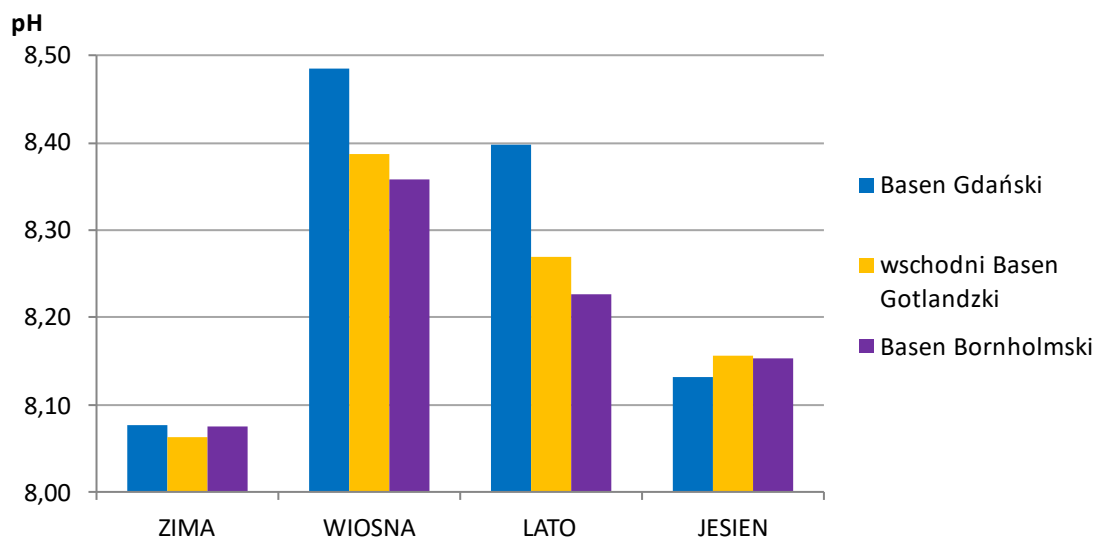
Rys. II.13. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z sierpnia 2022r).

Wyższe wartości pH obserwuje się w warstwie powierzchniowej morza, co związane jest z procesami fizycznymi oraz biologicznymi. Natomiast w głębszych warstwach, poniżej warstwy eufotycznej, notuje się zmniejszanie odczynu wody morskiej wynikające m.in. ze zużycia tlenu w procesach chemicznych (np.: rozkład obumarłej materii organicznej). Taki układ może zostać zakłócony przez naturalne zjawiska zachodzące w morzu np.: wlew z Morza Północnego, upwelling. Typowy spadek pH wraz ze wzrostem głębokości przedstawia Rys. II.14.



Rys. II.14. Izoplety wartości pH w 2022 w głębiach polskich obszarów morskich.

Wartości pH wykazują wyraźną zmienność sezonową będącą efektem zmian związanych z procesami fotosyntezy. Podczas tych reakcji ze środowiska pochłaniany jest dwutlenek węgla, a uwalniany tlen, prowadząc do przesylenia wody tlenem oraz podwyższenia odczynu wody morskiej. W 2022 r. najwyższe wartości pH zarejestrowano w Basenie Gdańskim w sezonie wiosennym, pokrywając się z najwyższymi wartościami przesylenia wody tlenem oraz chlorofilu. Natomiast najniższy odczyn pH, zgodnie z oczekiwaniami, zanotowano w okresie zimowym (Rys. II.15).



Rys. II.15. Sezonowe zmiany średnich wartości pH w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2022 r.

II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – pCO_2

Zmiana klimatu spowodowana działalnością człowieka jest dziś powszechnie znanym zagrożeniem. Spalanie paliw kopalnych uwalnia do atmosfery węgiel, który znajdował się pod ziemią przez miliony lat. Ponadto zmiany w sposobie użytkowania gruntów wpływają na obieg węgla w przyrodzie. Stale rosnące stężenie dwutlenku węgla (CO_2) w atmosferze powoduje globalne ocieplenie, jednak znaczna jego część jest pochłaniana przez powierzchnię oceanów. Od czasu rewolucji przemysłowej około 30% dodatkowego CO_2 z atmosfery trafiło do oceanów.

Rozpuszczanie CO_2 w wodach powierzchniowych powoduje przesunięcie równowagi kwasowo-zasadowej wody morskiej w procesie zwanym zakwaszaniem oceanu (ang. Ocean Acidification - OA). W rezultacie wzrasta stężenie CO_2 i wodorowęglanów (HCO_3^-) w wodzie. Zwiększa się również stężenie jonów wodorowych (H^+), co można rozpoznać po spadku pH. Zmniejsza się natomiast stężenie jonów węglanowych (CO_3^{2-}). Zakwaszenie oceanu jest kontrolowane przez całkowitą zasadowość zdolność buforowania wody. Zasadowość wód naturalnych określana jest jako nadwyżka zasad nad kwasami, a więc zdolność wody do neutralizacji dodatku kwasów (np. wzrostu CO_2). Im wyższa zasadowość wody, tym mniejsze zmiany pH, gdy rozpuszcza się w niej CO_2 , a im niższa zasadowość wody, tym większe zmiany pH.

Przez ogromne grono naukowców zakwaszanie oceanów jest uznane za jedno z największych zagrożeń ekosystemów morskich (EEA, 2019), co znajduje swoje odzwierciedlenie w aktach prawnych Unii Europejskiej (UE) nakazujących monitorowanie tego procesu i uwzględnianie go w ocenie stanu środowiska morskiego. W Ramowej Dyrektywie w sprawie Strategii Morskiej wskazuje się, że kraje członkowskie UE powinny przeciwdziałać zakwaszaniu oceanów i uwzględniać w opisie stanu obszarów morskich wyniki pomiarów pH i pCO_2 .

Od sierpnia 2018 roku, prowadzony jest regularny monitoring ciśnienia parcjalego dwutlenku węgla w polskich obszarach Morza Bałtyckiego. W 2022 roku próbki wody morskiej do pomiarów pCO_2 pobrano podczas sześciu rejsów badawczych na 22 stacjach pomiarowych zlokalizowanych w polskiej strefie południowego Bałtyku (Rys. II.2).

Wartości ciśnienia parcjalego dwutlenku węgla w wodzie morskiej w 2022 roku w całym rejonie badań w zakresie głębokości 0-10m (warstwa powierzchniowa) zmieniały się w granicach od 71-1011 μatm , zakres tych wartości był bardzo zbliżony do wartości w roku ubiegłym i mieścił się w granicach od 39d do 1013 μatm . W 2022 roku średnie wartości pCO_2 wody morskiej w poszczególnych akwenach były wyższe od obserwowanych w roku ubiegłym (Tabela II.3). Jedynie w Basenie Bornholmskim nie odnotowano wzrostu wartości maksymalnej pCO_2 , która utrzymywała się na tym samym

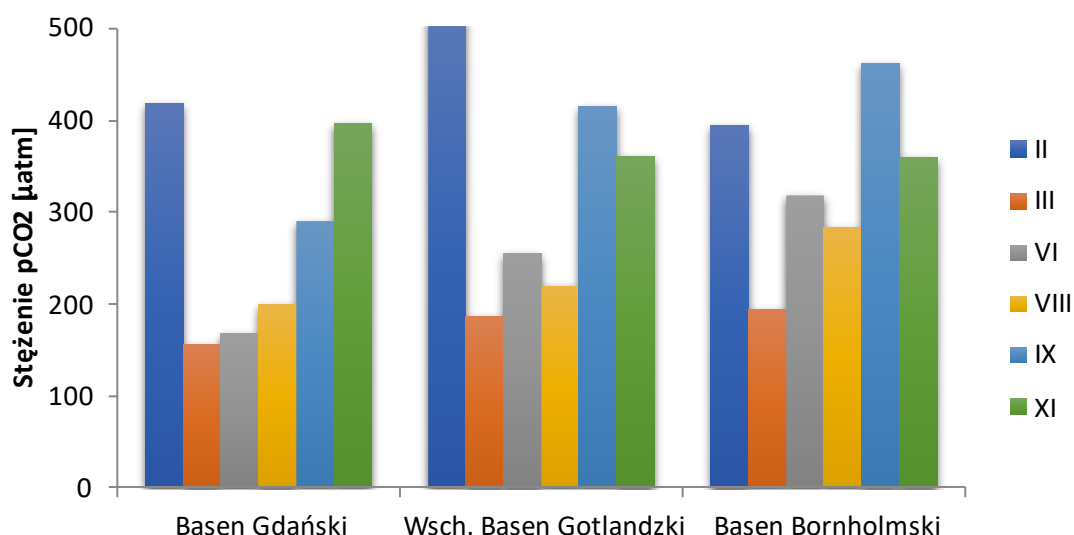
poziomie co w roku 2021. W pozostałych akwenach wartości maksymalne wzrosły w Basenie Gdańskim o 142 μatm natomiast we wschodnim Basenie Gotlandzkim aż o 335 μatm .

Tabela II.3. Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2022 r. w porównaniu z 2021 r.

Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2021	2022	2021	2022	2021	2022
Basen Gdański	39	71 ↑	587	729 ↑	358	419 ↑
Wschodni Basen Gotlandzki	73	134 ↑	453	788 ↑	340	513 ↑
Basen Bornholmski	67	91 ↑	1013	1011 ↓	442	461 ↑

Średnie wartości stężenia pCO_2 zmierzone w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w Basenie Bornholmskim w 2022 r., obliczone na podstawie wyników ze stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku mieściły się w zakresie od 1194 do 461 μatm , przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała marzec, a największa wrzesień. W roku ubiegłym najwyższą wartość w Basenie Bornholmskim odnotowano w listopadzie. W roku ubiegłym wartości pCO_2 mieściły się w zakresie 165 do 442 μatm i były bardzo zbliżone do roku 2021. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego wynosiła od 186 μatm do 513 μatm . W akwenie tym odnotowano najwyższą wartość średnią ciśnienia parcjalnego w całym okresie badań w miesiącu luty. W Basenie Gdańskim średnie wartości ciśnienia parcjalnego w poszczególnych miesiącach pozostawały w zakresie od 157 μatm w marcu do 419 μatm w lutym (Rys. II.16).

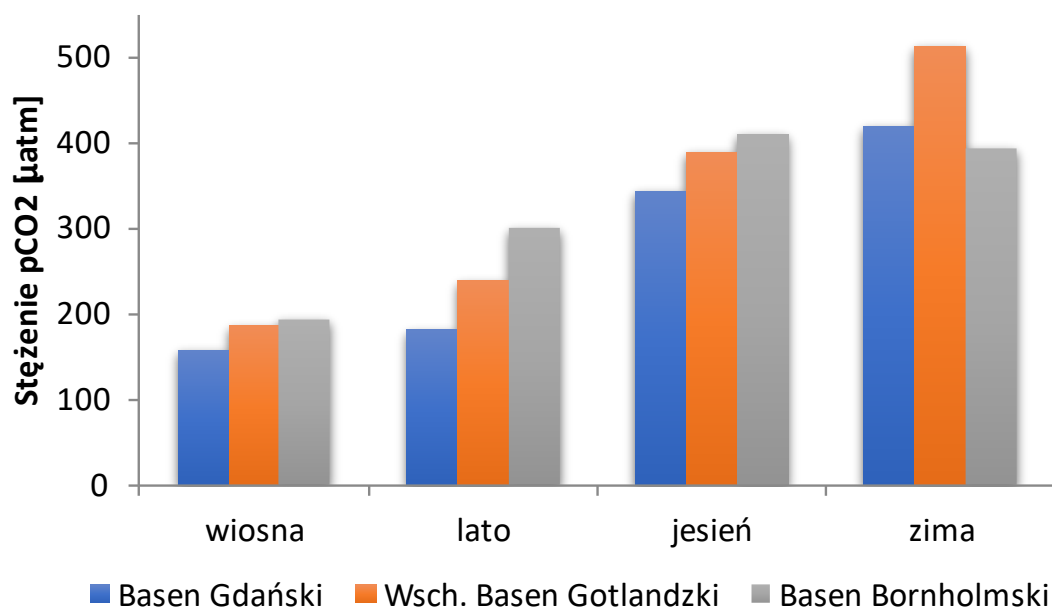
Najwyższą wartość maksymalną dwutlenku węgla odnotowano we wrześniu w rejonie Basenu Bornholmskiego, która wynosiła 1011 μatm , podobną wartość ciśnienia parcjalnego odnotowano w roku ubiegłym w tym samym akwenie w listopadzie i wynosiła ona 1013 μatm . W pozostałych miesiącach prowadzenia pomiarów wartości pCO_2 były w zakresie od 241 μatm do 788 μatm . Odnotowano wzrost stężenia ciśnienia parcjalnego w porównaniu do roku ubiegłego w lutym oraz we wrześniu w Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim a także we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Zalewska 2020). Jedynie we wrześniu (jesienią), oznaczono najwyższe wartości pCO_2 (1011 μatm) ze wszystkich odbytych rejsów badawczych, w lutym (zimą) wartości te były znacznie wyższe od tych odnotowanych w listopadzie w roku 2021. Dzieje się tak gdyż w miesiącach ciepłych nadmiar CO_2 zużywany jest przez fitoplankton do procesów życiowych, wtedy też Bałtyk pochłania dwutlenek węgla z atmosfery. Taki stan rzeczy jest w głównej mierze powodowany nasilającą się w ostatnich latach eutrofizacją (Zalewska 2019 i 2020).



Rys. II.16. Wartości średnie pCO_2 w 2022 r. w powierzchniowej warstwie (0–10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basenu Gdańskiego.

Morza i oceany oddziałują w wymianie z atmosferą dwójako, czyli jest naprzemiennie źródłem oraz pochłaniaczem CO_2 . Ma to związek z dużym dopływem związków organicznych np. z rzek, które ulegają w morzu mineralizacji, podczas której powstaje CO_2 . Powstały podczas tej reakcji nadmiar CO_2 , emitowany jest do atmosfery.

Według doniesień literaturowych największą zawartość CO_2 w wodach morskich obserwuje się jesienią i zimą, natomiast w okresie letnim jego ciśnienie parcjale pozostaje na niższym poziomie (Kuliński i Pempkowiak, 2011). Ta zależność została potwierdzona jesienią i zimą uzyskanymi wynikami w roku 2019 oraz w roku 2021 ale tylko jesienią (Zalewska 2020). Duża zmienność sezonowa wynikała między innymi z tego, że zimą, woda z głębszych warstw jest wynoszona do powierzchni przez intensywne mieszanie. Jest ona wzbogacona w CO_2 na skutek mineralizacji materii organicznej. Wiosną, kiedy zaczyna się kształtować stratyfikacja termalna i rozpoczyna się okres wzmożonej produkcji pierwotnej, CO_2 jest zużywane w trakcie procesu fotosyntezy. Przyczynia się to do spadku pCO_2 i wzrostu pH co zostało potwierdzone wynikami badań monitoringowych z 2021 roku. W roku 2022 odnotowano niewielki wzrost ciśnienia parcjalego (Rys. II.17.). Przełomowym rokiem był rok 2021 gdzie odnotowano sześciokrotny spadek wartości pCO_2 wiosną w stosunku do roku 2020 gdzie wysokie wartości pCO_2 w poszczególnych akwenach, wynosiły od 2385 do 1666 μatm . Wzrost ciśnienia parcjalego jest spowodowany tendencją spadkową wartości pH, w roku bieżącym odnotowano spadek pH do roku ubiegłego. Wysokie wartości pCO_2 mogą być spowodowane dekompozycją materii organicznej przy ograniczonej dostępności tlenu w wodach głębinowych. Część materii organicznej wyprodukowanej w warstwie eufotycznej opada na dno, gdzie ulegając częściowej mineralizacji prowadzi do uwalniania CO_2 . W niektórych głębokowodnych obszarach Bałtyku Właściwego występują dłuższe okresy stagnacji, kiedy, z powodu braku tlenu materia organiczna jest utleniana w wyniku redukcji siarczanów. (Kortazar i in., 2020). Najniższe wartości pCO_2 zaobserwowano wiosną w Basenie Gdańskim, które nie przekraczały 71 μatm i były dwukrotnie wyższe niż w roku ubiegłym (39 μatm) 8-krotnie niższe w porównaniu do roku 2019 (573 μatm).



Rys. II.17. Sezonowe zmiany średnich wartości pCO₂ w 2022 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basenu Gdańskiego.

II.3. Cechy stanu

II.3.1. Grupy gatunków

II.3.1.1 Ptaki



Monitoring Produktyności Bielika (MPB)

Monitoring Produktyności Bielika (MPB) jest realizowany od 2015 roku. Dotyczy on stanowisk lęgowych bielika *Haliaeetus albicilla* położonych w strefie przybrzeżnej Morza Bałtyckiego. Program monitoringu bielika w pasie nadmorskim prowadzony jest przez państwa nadbałtyckie w ramach funkcjonowania Komisji Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM). Parametry rozrodcze bielików gniazdujących w strefie nadmorskiej (10 km od brzegu) traktowane są jako jeden ze wskaźników jakości wód Bałtyku.

Zasadniczym celem programu jest określenie parametrów rozrodczych populacji nadmorskiej oraz ich związku ze stanem czystości wód Bałtyku. Kumulowanie się w organizmach ptaków drapieżnych toksycznych substancji powoduje obniżenie poziomu reprodukcji, dlatego uznawane są one za dobre bioindykatory. Monitoring produktywności bielika prowadzony jest w pasie nadmorskim o szerokości 10 km, mierzonym od linii brzegowej Bałtyku i zalewów: Szczecińskiego i Wiślanego. Ocenia się, że w programie corocznie gromadzone są informacje o 70–80 lęgach bielika w próbie ok. 100 kontrolowanych stanowisk. Zazwyczaj w ok. 20% badanych rewirów efekt lęgu nie jest ustalony ze względu na niewykrycie części gniazd w znanych rewirach oraz niejasne sytuacje interpretacyjne, spowodowane niewielką liczbą kontroli. Część gniazd jest dodatkowo kontrolowana poprzez wspinanie się na drzewo.

Metody prac terenowych

Podstawowe założenia metodyczne programu MPB opierają się na standardach stosowanych w innych krajach nadbałtyckich. Niezbędne informacje do wyliczenia parametrów rozrodczych gromadzone są poprzez wyszukiwanie i kilkukrotne kontrole gniazd bielika. W tym celu każde stanowisko lęgowe kontrolowane jest co najmniej 2 razy, w początkowej i końcowej fazie lęgu. Jeśli kontrola wnętrza gniazda odbyła się w okresie, gdy pisklęta dopiero zaczynają się pierzyć (młode wyraźnie mniejsze od dorosłych ptaków z głową okrytą puchem) zaleca się wykonanie dodatkowej (trzeciej) kontroli. Jeśli jednak podczas obrączkowania młode były już całkowicie opierzone (młode wielkością zbliżone do dorosłych ptaków), dodatkowa wizyta jest zbędna.

Terminy kontroli:

1. 1 do 20 marca – kontrola wszystkich rewirów. Celem kontroli jest określenie, czy gniazda zostały zajęte. Obserwacje prowadzone są z ziemi, najlepiej w okresie, gdy bieliki rozpoczną wysiadywanie jaj.
2. 15 maja do 10 czerwca – podczas kontroli oceniana jest liczba młodych poprzez wspinanie się do gniazd. Termin kontroli dostosowywany jest do fenologii lęgu w danym sezonie i na konkretnym stanowisku.

3. 1 do 30 czerwca – kontrola stanowisk, w których nie zaplanowano wspinania się do gniazda lub podczas obrączkowania stwierdzono małe pisklęta. Kontrola ma na celu ustalenie ostatecznego wyniku lęgu. Najlepiej przeprowadzić ją w okresie, kiedy w pełni wypierzone młode już ćwiczą skrzydła, a nawet przesiadują na konarach w pobliżu gniazda. W przypadku strat w lęgach szczegółowe oględziny okolic gniazda pozwalały w niektórych przypadkach ustalić przyczyny strat.

W rewirach, w których nie jest znane położenie gniazda prowadzi się obserwacje z punktów obserwacyjnych oraz przeszukuje preferowane siedliska gniazdowe w lasach i zadrzewieniach.

Produktywność populacji bielika opisują 3 wskaźniki:

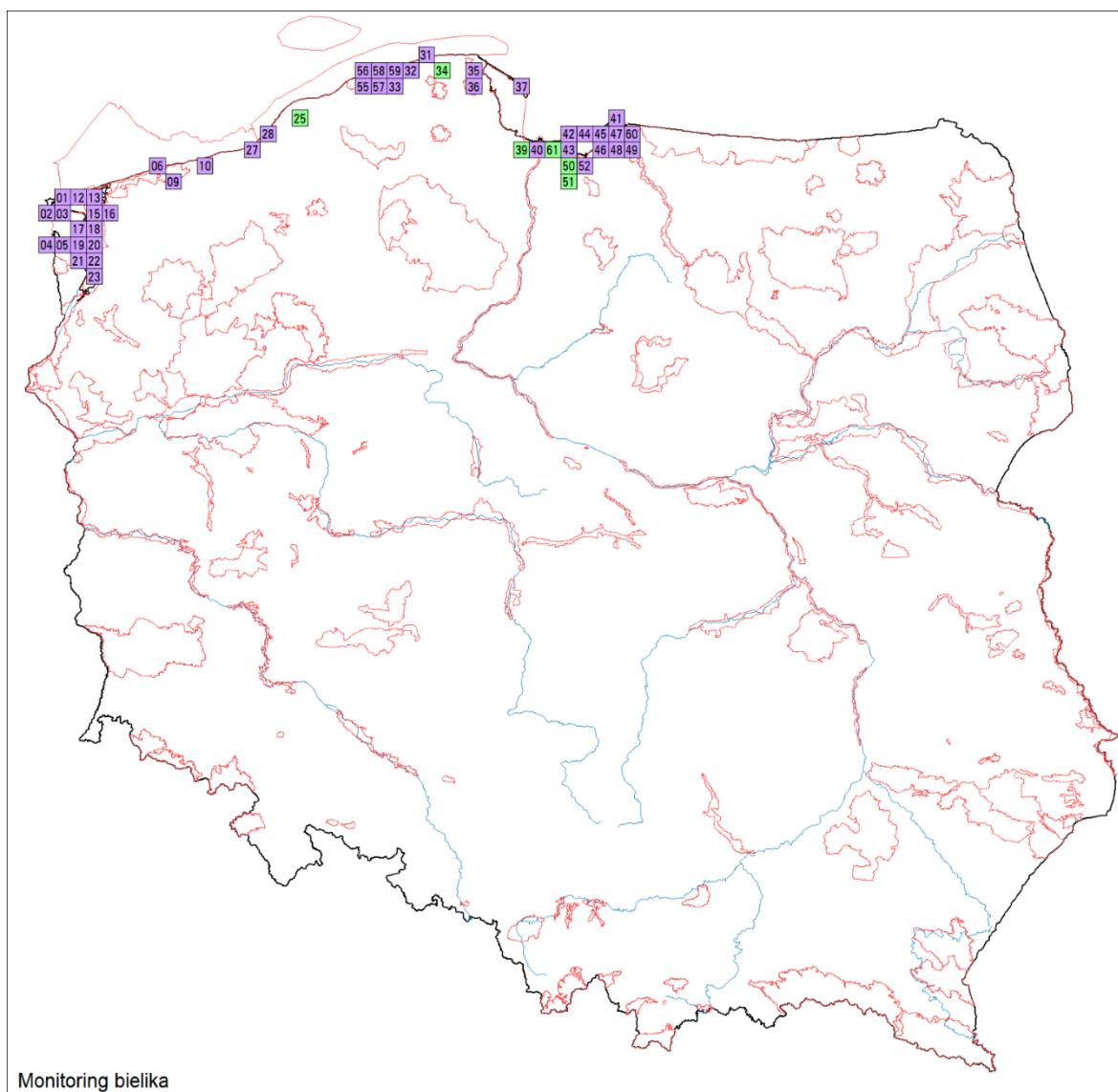
1. sukces lęgowy – wskaźnik określający procentowy udział par, które odchowwały młode w stosunku do liczby wszystkich par ze znanym końcowym efektem lęgu;
2. liczba młodych na parę z sukcesem – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę z lęgiem skutecznym;
3. liczba młodych na parę lęgową – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu. Jest to najważniejszy parametr rozrodczy, wskazujący rzeczywiste możliwości reprodukcyjne populacji.

W programie MPB do wyliczenia produkcji młodych wykorzystywane są niemal wyłącznie wyniki z gniazd kontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewo, a rzadko uzyskanych podczas obserwacji z ziemi (wyłącznie w przypadku gniazd widocznych z góry, np. osadzonych w głębokich jarach). W ramach programu z ziemi kontrolowane są wszystkie gniazda, a kilkadziesiąt z nich dodatkowo poprzez wspinanie się na drzewo. Dzięki temu możliwa jest ocena błędu popełnianego podczas tradycyjnych kontroli z ziemi. Podczas kontroli bezpośredniej gniazda obrączkuje się młode. Wieloletnie dane z obrączkowania umożliwiają m.in. poznanie dyspersji ptaków młodych, ich przeżywalności oraz przyczyn śmiertelności

Wykonawców prac terenowych wytypowano spośród współpracowników KOO. W grupie tej znalazło się 9 doświadczonych ornitologów, znających dobrze teren przewidziany do kontroli oraz metodykę prowadzenia badań. Dodatkowo do kontroli wnętrza gniazda i obrączkowania piskląt zaangażowano 3 ornitologów posiadających odpowiednie doświadczenie w zakresie wspinania się na drzewa oraz aktualną licencję uprawniającą do obrączkowania.

Wszystkie osoby uczestniczące w kontrolach gniazd bielika posiadały zezwolenie właściwych terytorialnie Regionalnych Dyrekcji Ochrony Środowiska na przebywanie w strefach ochrony wyznaczonych dla tego gatunku.

Badana powierzchnia obejmuje ok. 5600 km² wybrzeża, w województwach zachodniopomorskim, pomorskim i warmińsko-mazurskim. W 2021 roku wszystkie badane stanowiska lęgowe w latach 2015–2021 (n=137) dowiązano do siatki kwadratów 10x10 km wyodrębniając w ten sposób 59 powierzchni próbnych. W 2022 roku skontrolowano 109 rewirów bielika w obrębie 50 powierzchni (Rys. II.18).



Monitoring bielika

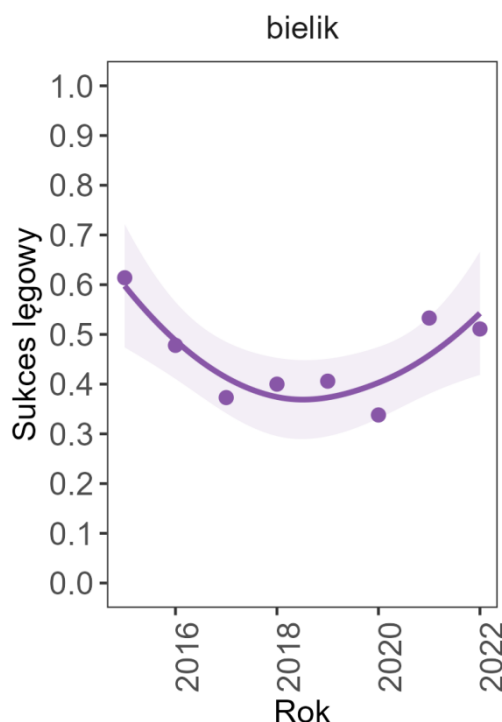
Rys. II.18. Rozmieszczenie powierzchni skontrolowanych w ramach MPB w roku 2022. Wyróżniono powierzchnie w OSOP Natura 2000 (kolor fioletowy, n=44) oraz poza nimi (kolor zielony, n=6).

W 2022 roku skontrolowano 109 rewirów lęgowych bielika (50 powierzchni 10x10km), spośród których 104 zasiedlone były przez ptaki (46 powierzchni). W 88 rewirach (85%) ustalono końcowy wynik lęgu, z czego 33 gniazda (38%) skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewo. Do pomiaru parametrów rozrodczych wykorzystano wyłącznie wyniki kontroli stanowisk, dla których obserwatorzy określili końcowy efekt lęgu. Analizę parametrów rozrodczych oparto na 3 powszechnie stosowanych wskaźnikach: sukcesie lęgowym, liczbie młodych na gniazdo z sukcesem i liczbie młodych na parę przystępującą do lęgu.

Sukces lęgowy

W 45 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem, a sukces lęgowy wyniósł w 2022 roku 51,1%. W świetle dostępnych danych na temat przeciętnego sukcesu lęgowego bielika w Polsce jedynie 2015 rok lokuje się na poziomie średniej krajowej, wynoszącej 66% (baza KOO 1993–2021, dane niepublikowane). W pozostałych latach parametr ten jest w pasie nadmorskim wyraźnie niższy (Rys. II.19). W 2022 roku odnotowano silne przestrzenne zróżnicowanie sukcesu lęgowego – stosunkowo wysoki poziom tego parametru stwierdzono na obrzeżach Zalewu Szczecińskiego, a niski w rejonie Zalewu

Wiślanego i Mierzei Wiślanej. Na podstawie wyglądu gniazd podczas drugiej kontroli ustalono, że większość strat nastąpiło w początkowej fazie lęgu.



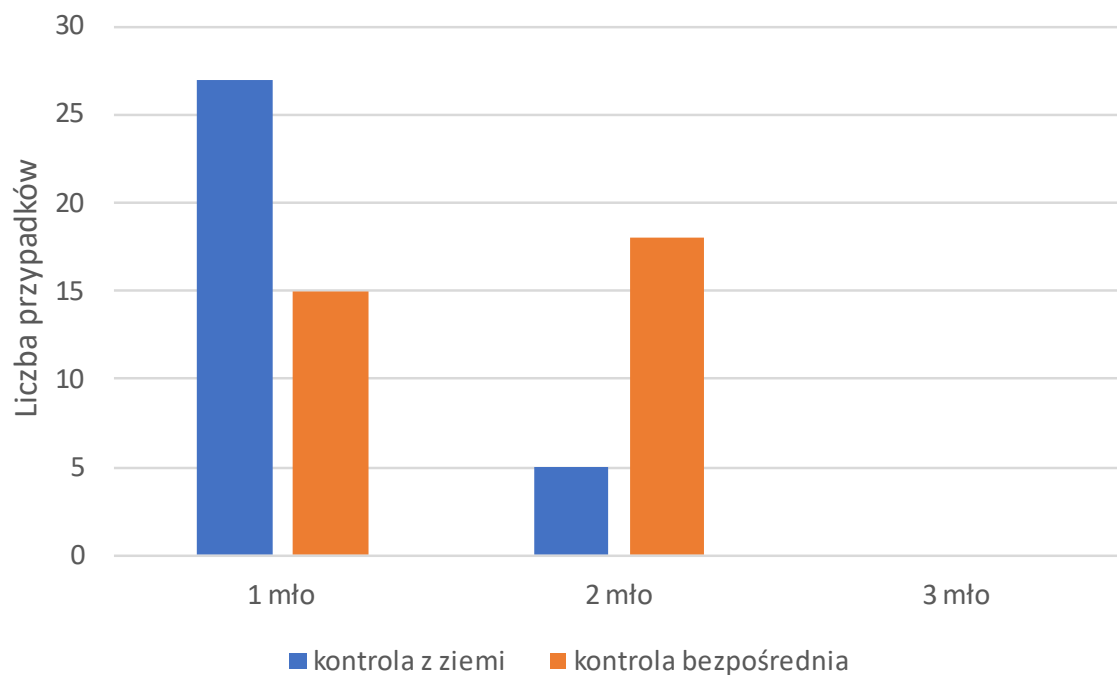
Rys. II.19. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2022. Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.

Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem lęgowym

Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM produkcję młodych przeliczono metodą z wykorzystaniem informacji wyłączone z gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Skontrolowano w ten sposób 33 gniazda, we wszystkich znajdowały się pisklęta (Tabela II.4). Wcześniej dokonano oceny liczby piskląt z ziemi w celu określenia rozmiaru błędu popełnianego przy zastosowaniu wyłącznie tej metody. W przypadku kontroli wykonywanych z ziemi dominowały lęgi z 1 pisklęciem. Kontrola wnętrza gniazda wskazywała jednak, że lęgi dwupiskłące były w 2022 r. powszechniejsze niż jednopiskłące (Rys. II.20). Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywany wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wynosił w 2022 roku aż 27% (na 51 piskląt przebywających w gniazdach, z ziemi nie wykryto 14). Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem wynosi 1,55 w przypadku kontroli wnętrza gniazda i 1,16 dla kontroli dokonanych z ziemi (Tabela II.4).

Tabela II.4. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2022 roku w 33 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.

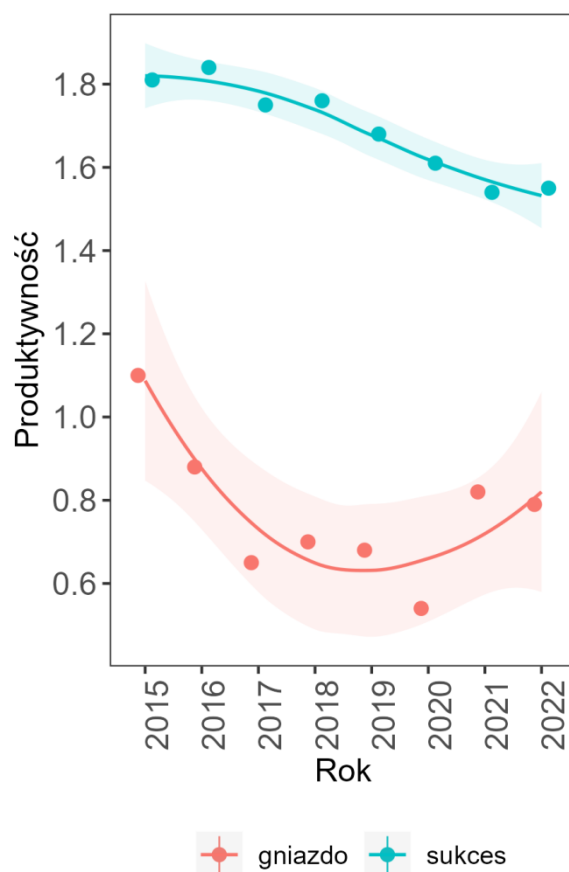
	Kontrola z ziemi	Kontrola wnętrza gniazda
Liczba kontrolowanych rewirów z sukcesem	32	33
Liczba piskląt	37	51
Liczba lęgów z 1 pis.	27	15
Liczba lęgów z 2 pis.	5	18
Liczba lęgów z 3 pis.	-	-
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem	1,16	1,55



Rys. II.20. Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda.

Liczba młodych przeliczona na parę lęgową

Średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu jest najważniejszym parametrem rozrodczym, obrazującym rzeczywiste możliwości reprodukcyjne populacji. Uwzględnia również pary, które straciły lęgi. Zgodnie ze standardem HELCOM liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową jest iloczynem liczby młodych na parę z sukcesem i sukcesu lęgowego uzyskanego przez populację w danym roku ($1,55 \times 51,1\%$). Produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w 2022 roku wynosi zatem 0,79 (Rys. II.21).



Rys. II.21. Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces”) oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w roku 2022 („gniazdo”). Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.

Podsumowanie

1. W 2022 roku skontrolowano 109 stanowisk lęgowych bielika. W 104 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków.
2. Spośród 88 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 45 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w 2022 roku 51,1%.
3. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 33 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,55 młodego na gniazdo z sukcesem. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wyniósł aż 27% (zaniżenie).
4. Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2022 roku wyniosła 0,79.

Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP)

Od roku 2016 z programu MZPW wydzielono wody przejściowe, tzn. zbiorniki, które są częściowo zasolone, ale pozostają pod dużym wpływem wód słodkich. Zaliczono do nich odcinki wybrzeża otwartego morza, zatoki, zalewy i jeziora przymorskie oraz ujściowe odcinki rzek. W 2021 roku rozszerzono listę obiektów kontrolowanych w Polsce i obecnie Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) opiera się na wynikach liczenia ptaków na 39 obiektach.

Organizacja i przebieg prac terenowych

W 2022 roku w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych skontrolowano wszystkie 39 obiektów (Rys. II.22). Za koordynację liczeń w wyróżnionych 4 regionach odpowiadało 5 osób, a prace terenowe przeprowadziło 39 obserwatorów.



Rys. II.22. Rozmieszczenie obiektów (ciemnoniebieskie linie) kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2022 roku. Kolorem czerwonym zaznaczono granice OSOP Natura 2000.

Liczebność, struktura gatunkowa i rozpowszechnienie

Ogółem na wszystkich 39 skontrolowanych obiektach stwierdzono 257 470 osobników oznaczonych do gatunku, powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. W przypadku 970 ptaków nie udało się ustalić ich przynależności gatunkowej. Stanowiły one tylko 0,4% wszystkich stacjonarnych osobników zanotowanych podczas liczenia. Ponadto podczas liczenia zaobserwowano 6 908 ptaków przelatujących. Wśród osobników stacjonarnych stwierdzono obecność 58 gatunków, z zastrzeżeniem, że mewy srebrzyste i mewy białogłowe potraktowano łącznie jako mewę srebrzystą sensu lato. Również gęś tundrową i gęś zbożową potraktowano łącznie. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były czernica z liczebnością 40 850 os., co stanowiło 15,9% całego ugrupowania, krzyżówka z liczebnością 31 320 os., co stanowiło 12,2% wszystkich zarejestrowanych ptaków oraz gągoł i ogorzałka, które stwierdzono

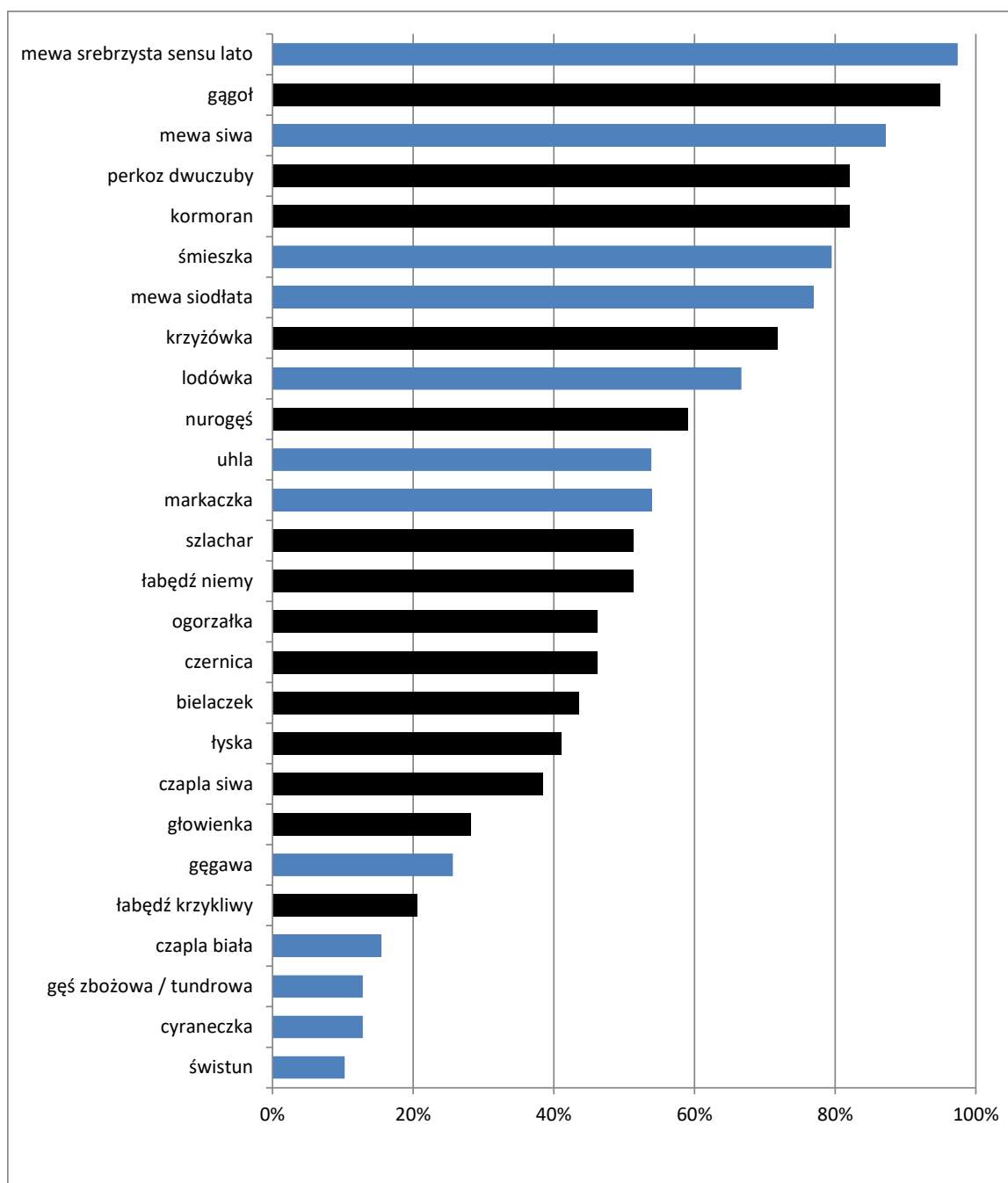
odpowiednio w liczbie 29 193 i 22 123 os. (11,3% i 8,6% wszystkich ptaków stacjonarnych o ustalonej przynależności gatunkowej). Poziom 5% całkowitej liczebności wszystkich zanotowanych osobników przekroczyły jeszcze mewa srebrzysta sensu lato, łyska i uhla. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 69,7% wszystkich stwierdzonych ptaków o oznaczonym gatunku. Do tej grupy należały cztery gatunki, których liczebność przekroczyła 20 tys. os. (Tabela II.5). Dodatkowo w Tabeli II.5 przedstawiono liczebność ptaków przelatujących (niebranych pod uwagę w trakcie opracowywania danych), a także sumę osobników siedzących i lecących. W styczniu ptaki wodne zazwyczaj nie wykonują dalekodystansowych przelotów, a jedynie przemieszczają się na niewielkie odległości między żerowiskami i miejscami odpoczynku. Najprawdopodobniej więc osobniki stwierdzone w locie także przebywały na obszarze objętym monitoringiem, jednak nie można stwierdzić czy zatrzymywały się na obiektach włączonych do MZPWP, stąd nie zostały one uwzględnione w analizie danych.

Tabela II.5. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2022 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (gatunki z grupy podstawowych zaznaczono pogrubioną czcionką, „+” - udział procentowy niższy niż 0,1%). Gatunki posegregowano od najliczniejszego do najmniej licznego (dla sumy osobników siedzących i przelatujących).

Gatunek	Ptaki siedzące	% udział wśród wszystkich gatunków	Ptaki przelatujące	Razem ptaki siedzące i przelatujące
czernica	40 850	15,9%	133	40 983
krzyżówka	31 320	12,2%	46	31 366
gągoł	29 193	11,3%	243	29 436
mewa srebrzysta sensu lato	21 550	8,4%	2 107	23 657
ogorzałka	22 123	8,6%	13	22 136
łyska	17 780	6,9%		17 780
uhla	14 638	5,7%	170	14 808
kormoran	10 803	4,2%	2 759	13 562
śmieszka	9 832	3,8%	330	10 162
markaczka	9 795	3,8%	130	9 925
łodówka	8 398	3,3%	288	8 686
mewa siwa	8 094	3,1%	265	8 359
nurogęs	8 063	3,1%	28	8 091
łabędź niemy	5 500	2,1%	122	5 622
perkoz dwuczuby	4 843	1,9%	7	4 850
bielaczek	3 456	1,3%		3 456
gęś zbożowa / tundrowa	2 830	1,1%	56	2 886
głowienka	2 634	1,0%		2 634
szlachar	1 525	0,6%	88	1 613
gęgawa	1 452	0,6%	1	1 453
łabędź krzykliwy	915	0,4%	16	931
mewa siodłata	525	0,2%	34	559
czapla siwa	354	0,1%	4	358
świstun	216	0,1%		216
cyraneczka	125	+		125
czapla biała	110	+	3	113
nur rdzawoszyi	87	+	15	102
bielik	81	+	9	90
perkoz rogaty	74	+	1	75
krakwa	70	+		70

Gatunek	Ptaki siedzące	% udział wśród wszystkich gatunków	Ptaki przelatujące	Razem ptaki siedzące i przelatujące
nur czarnoszyi	38	+	10	48
perkozek	44	+		44
bernikla białolica	26	+	6	32
gęś białoczelna	20	+	5	25
wodnik	21	+		21
kokoszka	19	+		19
zausznik	14	+		14
łabędź czarnodzioby	11	+		11
ohar	10	+		10
mewa żółtonoga	4	+		4
mewa mała	3	+	1	4
piaskowiec	4	+		4
blotniak zbożowy	3	+		3
zimerodek	3	+		3
ostrygojad	2	+		2
edredon	2	+		2
bąk	2	+		2
biegus zmienny	1	+		1
biegus morski	1	+		1
alka	1	+		1
mandarynka	1	+		1
ptaskonos	1	+		1
perkoz rdzawoszyi	1	+		1
rożeniec	1	+		1
rybitwa czubata	1	+		1
mewa czarnogłowa			1	1
głuptak			1	1
Ptaki nieoznaczone co do gatunku				
kaczka pływająca nieoznaczona	550			550
gęś nieoznaczona <i>Anser sp.</i>	250			250
kaczka nurkująca nieoznaczona	170			170
łabędź nieoznaczony			14	14
nur nieoznaczony			2	2
Suma	258 440	100%	6 908	265 348

Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% skontrolowanych obiektów (32–38 z 39 skontrolowanych) były mewa srebrzysta sensu lato, gągoł, mewa siwa, perkoz dwuczuby i kormoran (Rys. II.23). Z grupy gatunków podstawowych wysoki wskaźnik rozpowszechnienia wykazała jeszcze krzyżówka (71,8%). Wśród gatunków o najmniejszym rozpowszechnieniu znalazły się świstun, cyraneczka i czapla biała. Ptaki te wykazały niewielką liczebność (od 110 do 216 os.) i występowały w większości w niewielkich zgrupowaniach, stąd nie mogły być szeroko rozpowszechnione. Gęsi tundrowa i zbożowa pojawiły się natomiast liczniej (w sumie 2 830 os.), ale stwierdzono je tylko na pięciu obiektach.



Rys. II.23. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków (oś dolna – wynik wyrażony w %). Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 100 osobników.

Miejsca największych koncentracji ptaków wodnych

Najwięcej ptaków wodnych stwierdzono na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny (52 432 os.), na Zatoce Puckiej zewnętrznej (41 713 os.) i na Zatoce Puckiej wewnętrznej (32 127 os.). Na sześciu obiektach, które zgromadziły ponad 10 tysięcy ptaków, przebywało w sumie 67,5% spośród wszystkich ptaków stacjonarnych, stwierdzonych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (Tabela II.6).

Tabela II.6. Lista obiektów, na których w styczniu 2022 przebywało powyżej 10 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.

Kod obiektu	Obiekt	Liczba osobników	% udział w całkowitej liczebności osobników MZPWP
PZ03	Zalew Szczeciński z deltą Świny	52 432	30,1%
PG06	Zatoka Pucka zewnętrzna	41 713	23,9%
PG05	Zatoka Pucka wewnętrzna	32 127	18,4%
PG46	Port Gdynia	19 628	11,3%
PG35	Wybrzeże Bałtyku: Krynica Morska - Ujście Wisły	14 609	8,4%
PG02	Wiśła: Ostaszewo-Przegalina	13 811	7,9%
Razem		174 320	67,5%

Występowanie ptaków z grupy gatunków podstawowych

Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

Liczebność perkoza dwuczubego została określona w sumie na 4 843 osobniki. Stwierdzono go na 82,1% skontrolowanych obiektów. Największe zgrupowanie perkozów dwuczubych, liczące 1 010 os. stwierdzono na Jeziorze Żarnowieckim. Zgrupowania powyżej 500 ptaków zaobserwowano jeszcze na odcinku Wybrzeża Bałtyku między Krynica Morską i Ujściem Wisły (799 os.) i na Zatoce Puckiej wewnętrznej (797 os.). Gatunek ten przekroczył liczebność 100 os. jeszcze na ośmiu obiektach, a na pozostałych jego liczebność wahała się od 1 do 83 os.

Kormoran *Phalacrocorax carbo*

Na skontrolowanych obiektach sumaryczna liczebność kormorana wyniosła 10 803 osobniki. Stwierdzono go na 82,1% obiektów. Najwięcej kormoranów, tak jak w poprzednich latach, przebywało na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 3 068 os., choć jego liczebność tutaj była dwukrotnie mniejsza niż w 2021 roku. Gatunek ten licznie stwierdzono jeszcze na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 2 482 os. i na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 1 969 os. Powyżej 500 ptaków zaobserwowano na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 588 os. oraz na Jeziorze Żarnowieckim – 583 os. Obecnie na pozostałych obiektach kormorany występowały w liczbie od 4 do 466 os.

Czapla siwa *Ardea cinerea*

Ogółem stwierdzono 354 czaple siwe. Gatunek ten przebywał na 38,5% skontrolowanych obiektów. Najwięcej ptaków zaobserwowano nad Zalewem Szczecińskim z deltą Świny – 177 os. W pozostałych lokalizacjach, na których odnotowano czaplę siwą, liczba osobników była wyraźnie niższa i wynosiła od 1 do 51 os.

Łabędź niemy *Cygnus olor*

Ogółem stwierdzono 5 500 łabędzi niemych. Gatunek ten spotkano na 51,3% skontrolowanych obiektów. Tak jak w poprzednich latach, największe jego koncentracje zanotowano na Zatoce Puckiej wewnętrznej, gdzie przebywało 2 931 osobników i na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 2 191 os. Na pozostałych obiektach liczba osobników łabędzia niemego była niewielka i wynosiła od 2 do 141 os.

Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*

Zaobserwowano w sumie 915 łabędzi krzykliwych. Gatunek ten stwierdzony został na 20,5% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje zanotowano na Zatoce Puckiej zewnętrznej, gdzie przebywały 242 osobniki oraz na Jeziorze Gardno – 214 os. W pozostałych lokalizacjach stwierdzono od 1 do 169 ptaków tego gatunku.

Krzyżówka *Anas platyrhynchos*

Liczebność krzyżówki wyniosła 31 320 osobników i był to drugi pod względem liczebności gatunek z grupy gatunków podstawowych dla MZPWP. Zaobserwowano ją na 71,8% skontrolowanych obiektów. Największe koncentracje ptaków

widziano w Porcie w Gdyni – 7 747 os., na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 4 168 os. i na Jeziorze Łebsko – 3 754 os. Zgrupowania powyżej 2 tys. os. stwierdzono jeszcze na trzech obiektach, a na pozostałych gromadziło się od 1 do 995 os.

Głowienka *Aythya ferina*

Liczebność głowienki wyniosła 2 634 osobników. Gatunek ten zaobserwowano na 28,2% skontrolowanych obiektów. Najliczniej stwierdzono ją na Zalewie Szczecińskim z Deltą Świny – 1 835 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 359 os. oraz na Jeziorze Choczewskim – 183 os. W pozostałych lokalizacjach, w których odnotowano głowienkę, przebywało od 1 do 64 os.

Czernica *Aythya fuligula*

Czernica była w 2022 roku najliczniejszym gatunkiem ptaka wodnego, który zimował na obiektach MZPWP. Stwierdzono w sumie 40 850 osobników. Jej rozpowszechnienie wyniosło 46,2%. Największe koncentracje ptaków tego gatunku widziano na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 14 508 os., na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 11 404 os. i na odcinku Wisły między Ostaszewem i Przegalina – 5 120 os. Te trzy obiekty zgromadziły w sumie 76% czernic stwierdzonych na wszystkich zbiornikach objętych MZPWP. Zgrupowania powyżej tysiąca ptaków obserwowano jeszcze na czterech obiektach, najliczniej na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 4 431 os. Obecne na pozostałych obiektach czernice występowały w liczbie od 2 do 2240 os.

Ogorzałka *Aythya marila*

Sumaryczna liczebność ogorzałek wyniosła 22 123 osobniki. W 2022 roku spotkano ją na 46,2% skontrolowanych obiektów. Ogorzałka najliczniej była zaobserwowana na Zalewie Szczecińskim i w Delcie Świny, gdzie przebywało 15 460 os., co stanowiło 70% wszystkich ptaków tego gatunku stwierdzonych w MZPWP. Powyżej 1000 osobników zaobserwowano jeszcze tylko na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 4 290 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 956 os.

Gągoł *Bucephala clangula*

Liczebność gągołów związanych z kontrolowanymi obiektami wyniosła w sumie 29 193 osobników. Tak jak w ubiegłym roku, gatunek ten był najbardziej rozpowszechnionym wśród gatunków podstawowych dla MZPWP. Odnotowano go na 94,9% skontrolowanych obiektów. Największe koncentracje stwierdzono na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 9 710 os., na odcinku Wisły między Ostaszewem i Przegalina – 7 890 os., na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 3 317 os., na odcinku Wisły między Przegalina i ujściem – 3 257 os. oraz na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 2 449 os. Zwraca tu uwagę bardzo duża koncentracja tego gatunku na ujściowym odcinku Wisły, gdzie w obrębie dwóch sąsiadujących odcinków rzeki zaobserwowano ponad 10 tysięcy ptaków. W pozostałych lokalizacjach stwierdzano od 1 do 742 os.

Bielaczek *Mergus albellus*

W sumie zaobserwowano 3 456 bielaczków. Obecność tego gatunku odnotowano na 43,6% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje występowały na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 2 065 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 550 os. i na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 341 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 175 os.

Szlachar *Mergus serrator*

Podczas liczenia stwierdzono 1 525 osobników szlachara. Gatunek ten zaobserwowano na 51,3% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje napotkano na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 751 os., wzdłuż wybrzeża Bałtyku między Międzyzdrojami i Wisetką – 270 os. oraz między Pobierowem i Pogorzelicą – 154 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 2 do 85 os.

Nurogęś *Mergus merganser*

Łącznie zaobserwowano 8 063 os. nurogęsi, a rozpowszechnienie wyniosło 59%. Najliczniej gatunek ten przebywał na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 4 143 os. Powyżej 1000 osobników zaobserwowano jeszcze na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 1 214 os. oraz na Zalewie Wiślanym – 1 085 os. Na pozostałych obiektach liczebność nurogęsi wyniosła od 1 do 636 os.

Łyska *Fulica atra*

Łyskę stwierdzono w liczbie 17 780 osobników. Przebywała ona na 41% skontrolowanych obiektów. Najwięcej ptaków tego gatunku zaobserwowano na Zatoce Puckiej wewnętrznej, gdzie przebywało 5 572 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 5 355 os., na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 2 865 os. i na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 2 490 os. Pozostałe obiekty gromadziły od 1 do 743 os. łyski.

Zmiany liczebności i rozpowszechnienia

Obiekty wydzielone do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) wcześniej były kontrolowane w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW), tak więc istnieje możliwość prześledzenia zmian liczebności ptaków przebywających na wodach przejściowych we wcześniejszych latach. Trzeba jednak wziąć pod uwagę fakt, że dane te pochodzą ze stosunkowo niedużej liczby obiektów, co może szczególnie silnie wpływać na otrzymane wartości wskaźników liczebności i rozpowszechnienia.

W okresie 12 lat prowadzenia monitoringu siedem gatunków wykazało silny wzrost liczebności (głowienka, łyska, perkoz dwuczuby, czapla siwa, ogorzałka, kormoran i łąbądź krzykliwy), pięć – wzrost umiarkowany (łąbądź niemy, czernica, szlachar, krzyżówka i gągoł). U bielaczka trend jest stabilny. Jedynym gatunkiem, który na przestrzeni 11 lat gwałtownie zmniejszał liczebność na obszarze objętym MZPWP był nurogęś (Tabela II.7).

Tabela II.7. Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2022 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz z ich błędem standardowym (SE.λ) oraz kategorią TRIM (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑↑ – silny wzrost, ↑ – umiarkowany wzrost, ↔ – trend stabilny, ↓↓ – silny spadek.

Nazwa gatunkowa	Wsk.licz.	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
głowienka	74,8661	1,2947	0,0889	↑↑
łyska	34,5918	1,2008	0,0542	↑↑
perkoz dwuczuby	4,1939	1,1307	0,0256	↑↑
czapla siwa	6,7217	1,1372	0,0205	↑↑
ogorzałka	3,7394	1,1250	0,0200	↑↑
kormoran	2,9882	1,1206	0,0171	↑↑
łąbądź krzykliwy	4,2502	1,1213	0,0229	↑↑
łąbądź niemy	2,3238	1,0546	0,0113	↑
czernica	2,4485	1,0424	0,0173	↑
szlachar	2,0158	1,0651	0,0200	↑
krzyżówka	1,9156	1,0498	0,0157	↑
gągoł	1,7174	1,0376	0,0148	↑
bielaczek	3,0979	0,9969	0,0176	↔
nurogęś	0,7818	0,9103	0,0132	↓↓

Jeden gatunek z grupy podstawowych wykazał silny wzrost współczynnika rozpowszechnienia (czapla siwa), a dla sześciu odnotowano wzrost umiarkowany (głowienka, łyska, łąbądź krzykliwy, ogorzałka, kormoran i czernica). Dla kolejnych sześciu gatunków (łąbądź niemy, perkoz dwuczuby, szlachar, gągoł, krzyżówka i bielaczek) nie stwierdzono

kierunkowych zmian, a trend określono jako stabilny. Istotny spadek rozpowszechnienia odnotowano jedynie dla nurogęsia (Tabela II.8).

Tabela II.8. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) otrzymane w 2022 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian wskaźnika rozpowszechnienia (Trend.λ) wraz oraz kategorią (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑↑ - silny wzrost, ↑ - umiarkowany wzrost, ↔ - stabilny, ↓ - umiarkowany spadek.

Nazwa gatunkowa	Wsk. rozp	Trend.λ	Kat. trendu
czapla siwa	0,436	1,072	↑↑
głowienka	0,282	1,060	↑
łyska	0,41	1,052	↑
łabędź krzykliwy	0,282	1,040	↑
ogorzałka	0,462	1,034	↑
kormoran	0,872	1,033	↑
czernica	0,538	1,029	↑
łabędź niemy	0,718	1,019	↔
perkoz dwuczuby	0,821	1,005	↔
szlachar	0,538	1,000	↔
gągoł	0,974	1,000	↔
krzyżówka	0,769	0,995	↔
bielaczek	0,436	0,990	↔
nurogęś	0,692	0,977	↓

Analiza wieloletnich trendów poszczególnych gatunków zwykle dokonywana jest dla dużych jednostek geograficznych (całe kontynenty lub ich części), czy administracyjnych (poszczególne państwa) (np. Švažas i in. 2001, Nilsson 2008, Musilová i in. 2009, Wetlands International 2022). W zależności od panujących w danym sezonie warunków pogodowych, a w szczególności stopnia zlodzenia zbiorników wodnych na terenie całego kraju i w krajach sąsiednich, ptaki wodne przemieszczają się nawet na duże odległości w poszukiwaniu miejsc dogodnych do przezimowania (Ridgill i Fox 1990, Švažas i in. 1994). Można więc przypuszczać, że znaczenie wód przejściowych będzie wzrastało podczas surowych zim, ponieważ wody przejściowe (głównie ujściowe odcinki Wisły i Odry oraz strefa przybrzeżna Bałtyku), będą zamarzać później niż zbiorniki śródlądowe położone z dala od Półwyspu Bałtyckiego. W miejscach tych gromadzić się będą ptaki odlatujące z obiektów pokrytych lodem, a także z bałtyckich zalewów przybrzeżnych, które zamarzają stosunkowo wcześniej (Švažas i in. 1994).

Podsumowanie

W 2022 roku skontrolowano wszystkie 39 obiektów wchodzących w skład MZPWP, na których stwierdzono w sumie 257 470 osobników z 58 gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były czernica z liczebnością 40 850 os., co stanowiło 15,9% całego ugrupowania; krzyżówka z liczebnością 31 320 os. (12,2 %), gągoł z liczebnością 29 193 os. (11,3%) oraz ogorzałka i mewa srebrzysta sensu lato, które stwierdzono odpowiednio w liczbie 22 123 os. i 21 550 os. (8,6 i 8,4% wszystkich policzonych ptaków). Z pozostałych gatunków jeszcze łyska i uhlą osiągnęły ponad 5% udziału w całym ugrupowaniu. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 69,7% wszystkich ptaków stwierdzonych na zbiornikach wodnych objętych MZPWP. Do tej grupy należały trzy najliczniejsze gatunki (czernica, krzyżówka i gągoł), których liczebność przekroczyła 25 tys. os.. Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% skontrolowanych obiektów były mewa srebrzysta sensu lato, gągoł, mewa siwa, perkoz dwuczuby i kormoran.

W latach 2011–2022 siedem gatunków wykazało silny wzrost liczebności (głowienka, łyska, perkoz dwuczuby, czapla siwa, ogorzałka, kormoran i łabędź krzykliwy), pięć – umiarkowany wzrost (łabędź niemy, czernica, szlachar, krzyżówka, gągoł), a jedynym gatunkiem, który na przestrzeni dziesięciu lat gwałtownie zmniejszał liczebność na obszarze objętym

MZPWP jest nurogęś. Trend stabilny stwierdzono u bielaczka. Wyniki te są zbieżne z danymi uzyskanymi dla całego kraju w ramach MZPW.

Najważniejszymi obiektami spośród zaliczonych do wód przejściowych są Zalew Szczeciński z deltą Świny i obie części Zatoki Puckiej, gdzie przebywało ponad 30 tys. ptaków. Ich duża rola jako zimowisk ptaków wodnych o dużym znaczeniu znana jest już od dawna (Durinck i in. 1994, Wilk i in. 2010). Potwierdziło się duże znaczenie Portu Gdynia dla zimujących ptaków (głównie dla krzyżówek i mew srebrzystych sensu lato), gdzie znajdują bogate źródło pokarmu antropogenne. Tak jak w ubiegłych sezonach, znacznie mniej ptaków gromadziło się na wybrzeżu środkowym.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich (MZPM)

Rozpoczęty w 2011 roku Monitoring Zimujących Ptaków Morskich ma być przede wszystkim źródłem danych o zmianach liczebności ptaków morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku. Na jego podstawie możliwe stało się oszacowanie całkowitej liczebności poszczególnych gatunków oraz waloryzacja ornitologiczna różnych akwenów, w tym obszarów sieci Natura 2000, a po uzupełnieniu o wyniki badań prowadzonych na akwenach przeznaczonych pod morskie farmy wiatrowe oszacowanie całkowitej liczebności poszczególnych gatunków przebywających w różnych częściach polskiej strefy Bałtyku. Monitoring obejmuje swym zasięgiem trzy obszary specjalnej ochrony ptaków (OSOP) Natura 2000 w granicach polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku, utworzone dla ochrony zimujących tam ptaków, głównie lodówki, uhli, markaczki, nurnika, alki i nurów (Meissner 2010a, 2010b, 2010c). Są to OSOP Przybrzeżne Wody Bałtyku, OSOP Zatoka Pomorska i OSOP Ławica Słupska.

Metody prowadzenia badań

Badania nad liczebnością i rozmieszczeniem ptaków na akwenach morskich na całym świecie prowadzone są w oparciu o uznane i uzgodnione standardy (Komdeur i in. 1992), co zapewnia porównywalność uzyskiwanych wyników. Stały się one także standardem w Polsce (Meissner 2011), gdzie liczenia ptaków przeprowadza się z pokładów statków. Liczenia lotnicze są w prawdzie tańsze, ponieważ samolot jest w stanie przelecieć znacznie większy dystans w jednostce czasu niż statek, jednak podczas kontroli prowadzonych z samolotu wykrycie części gatunków (alki, nury, perkozy) jest trudne, a liczebność pozostałych jest zawsze poważnie zaniżana. Wynika to z faktu, że na odgłos nadlatującego samolotu ptaki morskie nurkują i tylko część stada pozostaje na powierzchni. Zgodnie ze standardową metodyką (Komdeur i in. 1992) na akwenach morskich ptaki liczy się ze statku wzdłuż transektów w pasie o stałej szerokości 600 m (po 300 m z obu stron jednostki). Dodatkowo w stałych odstępach czasu wykonuje się liczenie ptaków przelatujących (technika „snap-shot”). Dzięki temu w opracowaniu uwzględnione są mewy, których liczebność szacowana wyłącznie na podstawie liczeń transektowych jest poważnie zaniżana ze względu na ich dużą ruchliwość. Zastosowana metoda pozwala na późniejsze przeliczanie liczebności ptaków stwierdzonych w obrębie transektów na zagęszczenia wyrażone w liczbie osobników na 1 km². Praktyczna ocena szerokości pasa obserwacji opiera się na wykorzystaniu zależności opisującej odległość od horyzontu w stosunku do wysokości na jakiej znajduje się oko obserwatora (Heinemann 1981). Każdy transekt dzielony jest na kilka lub kilkanaście mniejszych odcinków, a ptaki na każdym z tych odcinków są liczone oddzielnie. Pozycję statku kontroluje się w sposób ciągły za pomocą urządzenia GPS.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich ukierunkowany jest przede wszystkim na ocenę liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim (Tabela II.9). W tej grupie, nazywanej grupą gatunków podstawowych, znalazły się ptaki występujące licznie na Bałtyku (lodówka, markaczka, uhl), jak i te rzadsze, dla których Bałtyk jest jednym z ważniejszych zimowisk w Europie (po dwa gatunki nurów i perkozów, trzy gatunki alk). W grupie gatunków dodatkowych znalazły się mewy, których obecność na akwenach morskich związana jest przede wszystkim z połowami ryb oraz perkoz dwuczuby, który rzadko pojawia się na otwartym morzu z dala od wybrzeży, jednak jego największe koncentracje spotykane są na zatokach przymorskich i na dużych jeziorach. Podczas liczenia notuje się także pozostałe gatunki ptaków wodnych.

Tabela II.9. Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.

Gatunki podstawowe	
1	Nur rdzawoszyi <i>Gavia stellata</i>
2	Nur czarnoszyi <i>Gavia arctica</i>
3	Perkoz rogaty <i>Podiceps auritus</i>
4	Perkoz rdzawoszyi <i>Podiceps grisegena</i>
5	Lodówka <i>Clangula hyemalis</i>
6	Uhla <i>Melanitta fusca</i>
7	Markaczka <i>Melanitta nigra</i>
8	Nurnik <i>Cephus grylle</i>
9	Alka <i>Alca torda</i>
10	Nurzyk <i>Uria alpe</i>
Gatunki dodatkowe	
11	Perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>
12	Mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>
13	Mewa siodłata <i>Larus marinus</i>
14	Mewa siwa <i>Larus canus</i>
15	Śmieszka <i>Chroicocephalus ridibundus</i>

Monitoring zaplanowano tak, by objąć nim wszystkie akweny płytkowodne o głębokościach poniżej 30 m, gdzie na Bałtyku gromadzi się najwięcej ptaków morskich. W strefach o większej głębokości spotyka się głównie gatunki rybożerne, które występują tam jednak w bardzo niskich zagęszczeniach oraz towarzyszące kutrom rybackim mewy (Durinck i in. 1994). Dziewiętnaście transektów znajdujących się w 12 milowym pasie wód terytorialnych w strefie najbardziej oddalonej od brzegu (BA13-17, BA27-33, BA35, BA37-42), przebiega przez obszary o większych głębokościach, tak by uzyskać dane o występującym na takich obszarach zgrupowaniu ptaków. Badaniami objęto 12-milowy pas wód terytorialnych oraz dwa płytsze rejony położone w wyłącznej strefie ekonomicznej: Ławicę Słupską i Zatokę Pomorską (Rys. II.24).



Rys. II.24. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.

Metody prac terenowych

W 2022 roku prace terenowe MZPM były wykonywane przez Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (OTOP). Liczenia wykonano na wszystkich 56 transektach. Optymalnym terminem liczenia był okres od 10 do 31 stycznia. Pierwszy rejs udało się wykonać 4 stycznia. Zimą 2022 roku na morzu panowały wyjątkowo niesprzyjające warunki pogodowe. Liczenia były przerywane na wiele dni z powodu sztormowej pogody, która utrzymywała się na południowym Bałtyku wyjątkowo długo. Najdłuższe przerwy spowodowane silnym falowaniem miały miejsce między 11 a 26 stycznia oraz między 4 i 26 lutego. Ostatni rejs wykonano 28 lutego, na co zgodę wydał Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (Tabela II.10). To opóźnienie nie powinno jednak w zasadniczy sposób wpłynąć na uzyskane wyniki, ponieważ w tym czasie wędrówka powrotna ptaków morskich na lęgowiska zazwyczaj jeszcze się nie rozpoczyna (Meissner 2011). Liczenia ptaków morskich zimujących na Bałtyku wykonywane są jeszcze w lutym, a wyjątkowo nawet na początku marca (Markones i in. 2012, Nilsson 2016).

Tabela II.10. Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.

Akwen	Terminy rejsów
Ławica Słupska	11.01.2022
Wody terytorialne	4.01.2022, 8-9.01.2022, 26.02.2022, 3-4.02.2022, 26.02.2022, 28.02.2022
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	28.02.2022

Całkowita długość transektów w roku 2022 osiągnęła 882,8 km, z czego 83,4 km przypadło na Ławicę Słupską, a 115 km na Zatokę Pomorską poza 12-milową strefą wód terytorialnych (Tabela II.11). Powierzchnia objęta obserwacjami w obrębie transektów wyniosła w sumie 529,6 km² (Tabela II.11), co stanowi około 1,6% powierzchni polskiego sektora Bałtyku składającego się z Wyłącznej Strefy Ekonomicznej, wód terytorialnych oraz części Zatoki Puckiej wchodzącej w skład Morskich Wód Wewnętrznych. W roku 2022 całkowity czas, podczas którego liczono ptaki wyniósł 61 godzin, z czego na Ławicę Słupską przypadło 5 godzin i 10 minut, na Zatokę Pomorską poza pasem wód terytorialnych 7 godzin i 18 minut, a na pas wód terytorialnych 48 godzin i 32 minuty.

Tabela II.11. Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach.

Akwen	Liczba transektów	Liczba odcinków w obrębie transektów	Całkowita długość transektów [km]	Całkowita powierzchnia w obrębie transektów [km ²]
Wody terytorialne	42	570	684,4	410,6
Ławica Słupska	8	69	83,4	50,0
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	6	96	115,0	69,0
RAZEM	56	735	882,8	529,6

W badaniach pominięto Zatokę Pucką Wewnętrzną z powodu małych głębokości uniemożliwiających swobodnie pływanie średniej wielkości statkiem oraz częstego zamarzania nawet podczas umiarkowanego mroźnych zim. Ten płytki akwen położony na zachód od linii Rewa-Kuźnica, wliczany jest do wód wewnętrznych Polski, a ptaki zimujące na nim są liczone w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP).

Wody terytorialne Polski w większości znajdują się w strefie płytkowodnej o głębokościach poniżej 30 m. Jednak na niektórych odcinkach we wschodniej części ich granica przebiega w strefie większych głębokości dochodzących nawet do 90 m. Transekty w obrębie Ławicy Słupskiej poprowadzono wewnątrz obszaru ograniczonego izobatą 20 m i tylko w kilku miejscach odnotowano głębokości nieznacznie większe. Do obszaru objętego badaniami w obrębie Zatoki Pomorskiej włączono też jej najpłytszą część – Ławicę Odrzańską, leżącą na granicy wód Polski i Niemiec. Akwen ten charakteryzuje się głębokościami poniżej 10 m, co szczególnie sprzyja występowaniu tam kaczek morskich (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011).

Liczebność i struktura gatunkowa

Podczas liczeń w 2022 roku ogółem stwierdzono 82 074 osobniki ptaków wodnych z 30 gatunków oraz 373 os., których przynależność gatunkowa nie została określona. Daje to w sumie 82 447 ptaki wodne policzone podczas 61 godzin rejsów, z czego 42 354 os. z 20 gatunków przebywały w pasie transektu (Tabela II.12).

Tabela II.12. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2022 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transektach	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
lodówka	25 566	48,3	44 355	727,1
uhla	8 246	15,6	16 415	269,1
markaczka	7 760	14,7	18 676	306,2
mewa srebrzysta	288	0,5	1 144	18,8
perkoz dwuczuby	94	0,2	126	2,1
alka	78	0,1	255	4,2
nurzyk	77	0,1	141	2,3
kormoran	64	0,1	207	3,4
nur rdzawoszyi	31	0,1	151	2,5
perkoz rogaty	22	+	30	0,5
edredon	13	+	85	1,4
nurnik	13	+	20	0,3
mewa siodłata	13	+	29	0,5
szlachar	12	+	106	1,7
czernica	10	+	82	1,3
mewa siwa	8	+	65	1,1
nur czarnoszyi	7	+	16	0,3
perkoz rdzawoszyi	3	+	4	0,1
lodowiec	1	+	1	0,0
mewa mała	1	+	9	0,1
ogorzałka			61	1,0
łabędź niemy			21	0,3
nurogęs			17	0,3
łabędź krzykliwy			16	0,3
krzyżówka			15	0,2
bielaczek			12	0,2
łabędź czarnodzioby			8	0,1
śmieszka			4	0,1
gęgawa			2	+
głuptak			1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	32	0,1	225	3,7
alka nieoznaczona	15	+	91	1,5
łabędź nieoznaczony			26	0,4
gęs nieoznaczona <i>Anser sp.</i>			25	0,4
kaczka <i>Melanitta</i> nieoznaczona			6	0,1
RAZEM	42 354	80,0	82 447	1 351,6

Ptaki nieoznaczone co do gatunku stanowiły zaledwie 0,5% wszystkich zaobserwowanych osobników, co świadczy o wysokich kwalifikacjach zespołu prowadzącego liczenia i nie powinno istotnie wpłynąć na interpretację uzyskanych wyników. Podobnie jak w poprzednich sezonach, w ugrupowaniu ptaków wodnych zimujących w polskiej strefie Bałtyku zaznaczyła się dominacja dwóch gatunków kaczek morskich: lodówki i uhli. Odnotowano też bardzo wysoką liczebność trzeciego gatunku z tej grupy – markaczki (Tabela II.12). Z pozostałych gatunków jedynie liczebność mewy srebrzystej przekroczyła 1 000 os. odnotowanych podczas liczeń.

Trzy najliczniejsze gatunki ptaków morskich: lodówka, uhl i markaczka, stanowiły w sumie aż 98,3% ptaków o oznaczonym gatunku stwierdzonych w pasie transektów oraz 96,8% spośród wszystkich zaobserwowanych (Tabela II.13). Poziom 1% udziału w ugrupowaniu ptaków zarejestrowanych podczas liczenia przekroczyła jeszcze mewa srebrzysta, co jest zbieżne z wynikami z poprzednich sezonów (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Pozostałe gatunki były znacznie mniej liczne. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich z dominacją trzech gatunków kaczek morskich jest typowa dla większości akwenów Bałtyku położonych poza pasem przybrzeżnym (do 1 km od linii brzegowej) w strefie głębokości od kilku do 30 m (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011).

Tabela II.13. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2022 roku. „+” – udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
lodówka	25 566	60,4%	44 355	54,0%
uhla	8 246	19,5%	16 415	20,0%
markaczka	7 760	18,3%	18 676	22,8%
mewa srebrzysta	288	0,7%	1 144	1,4%
perkoz dwuczuby	94	0,2%	126	0,2%
alka	78	0,2%	255	0,3%
nurzyk	77	0,2%	141	0,2%
kormoran	64	0,2%	207	0,3%
nur rdzawoszyi	31	0,1%	151	0,2%
perkoz rogaty	22	0,1%	30	+
edredon	13	+	85	0,1%
nurnik	13	+	20	+
mewa siodłata	13	+	29	+
szlachar	12	+	106	0,1%
czernica	10	+	82	0,1%
mewa siwa	8	+	65	0,1%
nur czarnoszyi	7	+	16	+
perkoz rdzawoszyi	3	+	4	+
lodowiec	1	+	1	+
mewa mała	1	+	9	+
ogorzałka			61	+
łabędź niemy			21	+
nurogęs			17	+
łabędź krzykliwy			16	+
krzyżówka			15	+
bielaczek			12	+
łabędź czarnodzioby			8	+

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
śmieszka			4	+
gęgawa			2	+
głuptak			1	+
RAZEM	42 307	100%	82 074	100%

W pasie wód terytorialnych zanotowano 10 gatunków z grupy podstawowych dla monitoringu oraz 18 innych gatunków ptaków wodnych. Najliczniejszymi gatunkami były łodówka, uhła i markaczka. Ich wskaźniki zagęszczenia przekroczyły 10 os./km², a wskaźniki częstości przekroczyły 200 os./godz. rejsu i były ponad dziesięciokrotnie wyższe od czwartego pod względem liczebności gatunku, jakim była mewa srebrzysta (Tabela II.14). Inne gatunki w pasie wód terytorialnych były znacznie mniej liczne.

Tabela II.14. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2022 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
łodówka	15 633	38,1	24 312	501,0
uhła	6 880	16,8	13 506	278,3
markaczka	6 070	14,8	13 962	287,7
mewa srebrzysta	241	0,6	1 004	20,7
perkoz dwuczuby	94	0,2	126	2,6
alka	77	0,2	240	4,9
nurzyk	71	0,2	128	2,6
kormoran	61	0,1	192	4,0
nur rdzawoszyi	29	0,1	144	3,0
edredon	13	+	85	1,8
mewa siodłata	13	+	28	0,6
szlachar	12	+	105	2,2
perkoz rogaty	12	+	20	0,4
czernica	10	+	82	1,7
nurnik	8	+	13	0,3
mewa siwa	8	+	61	1,3
nur czarnoszyi	2	+	5	0,1
perkoz rdzawoszyi	2	+	3	0,1
mewa mała	1	+	7	0,1
ogorzałka			61	1,3
łabędź niemy			21	0,4
łabędź krzykliwy			16	0,3
nurogęs			15	0,3
krzyżówka			15	0,3
bielaczek			12	0,2
śmieszka			4	0,1
gęgawa			2	+

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
głupiak			1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	20	+	202	4,2
alka nieoznaczona	14	+	87	1,8
gęś nieoznaczona Anser sp.			25	0,5
kaczka Melanitta nieoznaczona			6	0,1
łabędź nieoznaczony			4	0,1
RAZEM	29 271	71,3	54 494	1 123

W Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych stwierdzono 9 gatunków z grupy gatunków podstawowych. Liczebnie dominowały tu lodówka, markaczka i uhla, osiągając najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia i częstości (Tabela II.15). Zatoka Pomorska od wielu lat jest najważniejszym zimowiskiem tego gatunku w polskiej strefie Bałtyku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011, Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Zwraca też uwagę wysoka liczba zaobserwowanych perkozów rogatych. Gatunek ten na Zatoce Pomorskiej osiągnął najwyższe wartości obu wskaźników spośród trzech akwenów wyróżnionych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich.

Tabela II.15. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2022 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

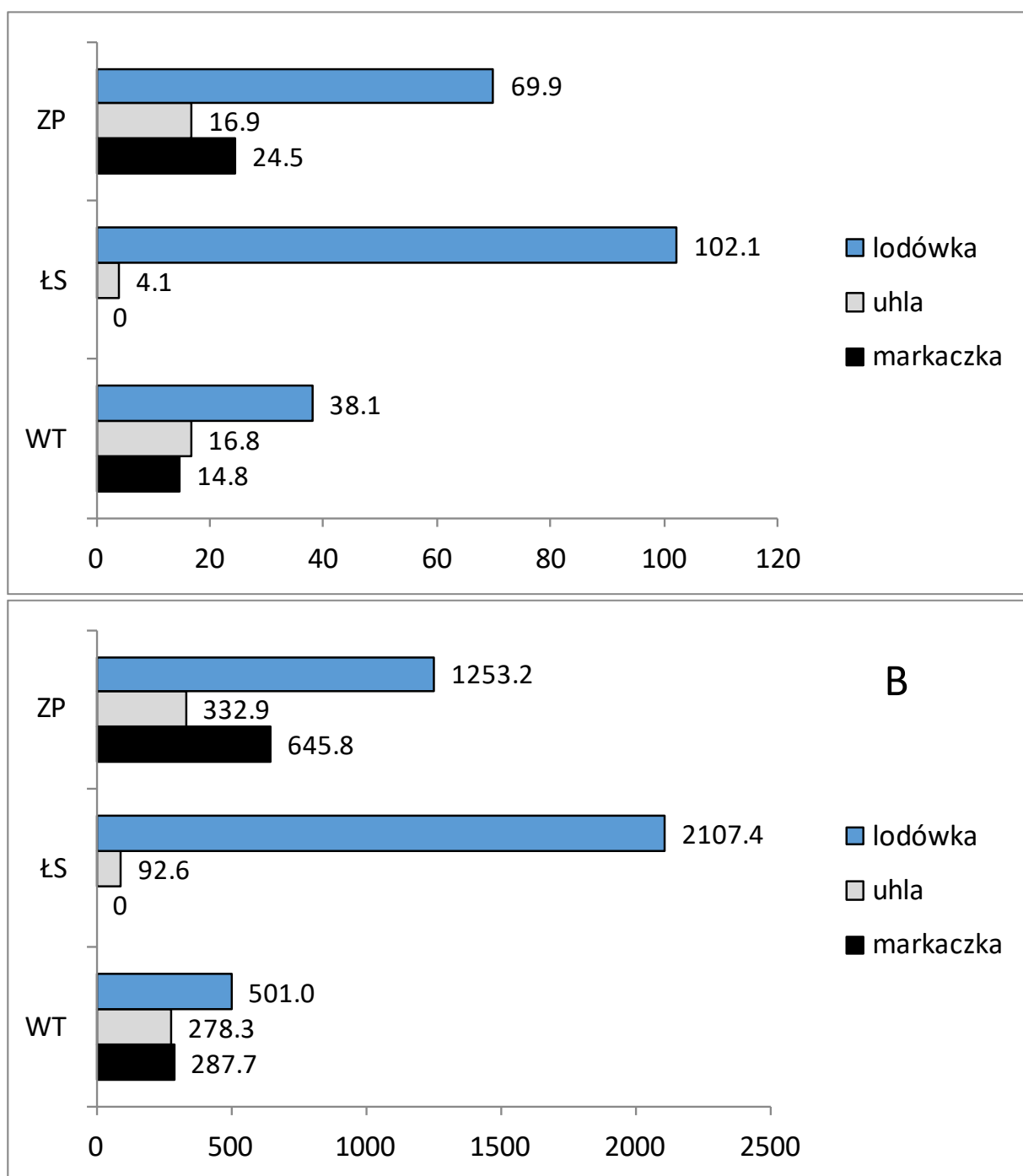
Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
lodówka	4 826	69,9	9 148	1 253,2
markaczka	1 690	24,5	4 714	645,8
uhla	1 163	16,9	2 430	332,9
mewa srebrzysta	35	0,5	104	14,2
perkoz rogaty	10	0,1	10	1,4
nur czarnoszyi	5	0,1	11	1,5
kormoran	3	+	15	2,1
nurzyk	3	+	9	1,2
nur rdzawoszyi	1	+	4	0,5
alka	1	+	4	0,5
łabędź czarnodzioby			8	1,1
nurogęś			2	0,3
mewa siwa			2	0,3
mewa mała			1	0,1
szlachar			1	0,1
perkoz rdzawoszyi			1	0,1
mewa siodłata			1	0,1
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	11	0,2	21	2,9
alka nieoznaczona	1	+	2	0,3
łabędź nieoznaczony			22	3,0
RAZEM	7 749	112,3	16 510	2 261,6

Na Ławicy Słupskiej odnotowano obecność 6 gatunków ptaków morskich z grupy gatunków podstawowych. Łodówka była tutaj najliczniejszym gatunkiem, wyraźnie liczniejszym od uhli (Tabela II.16). Ławica Słupska była (Durinck i in. 1994) i nadal jest jednym z ważniejszych zimowisk łodówek na Bałtyku (Skov i in. 2011, Wardecki i in. 2021). Liczebność uhli w ostatnich latach stopniowo się tutaj zwiększa (Chodkiewicz i in. 2018). W pierwszych dwóch sezonach wykonywania liczenia w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w pasie transektów zaobserwowano tam zaledwie 72 i 31 osobników tego gatunku. Na Ławicy Słupskiej stwierdzono najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia i wskaźnika częstości nurnika. Gatunek ten w polskiej strefie Bałtyku występuje w dużym rozproszeniu, a Ławica Słupska na przełomie lat 1980. i 1990. wykazywana była jako ważne jego zimowisko w skali Bałtyku (Durinck i in. 1994).

Tabela II.16. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2022 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
łodówka	5 107	102,1	10 895	2 107,4
uhla	203	4,1	479	92,6
mewa srebrzysta	12	0,2	36	7,0
nurnik	5	0,1	7	1,4
nurzyk	3	0,1	4	0,8
nur rdzawoszyi	2	+	3	0,6
łodowiec	1	+	1	0,2
alka			11	2,1
mewa siwa			2	0,4
mewa mała			1	0,2
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	1	+	2	0,4
alka nieoznaczona			2	0,4
RAZEM	5 334	106,7	11 443	2 213,3

Podobnie jak w poprzednich sezonach najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych były kaczki morskie: łodówka, uhla i markaczka (Tabela II.12). Łodówka była gatunkiem o najwyższym zagęszczeniu i wskaźniku częstości występowania na wszystkich trzech wyróżnionych akwenach (Rys. II.25). Najwięcej markaczek spotkano na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych, co jest typowe dla tego gatunku, natomiast na Ławicy Słupskiej nie zaobserwowano ani jednego osobnika tego gatunku (Rys. II.25).



Rys. II.25. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2022 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.

Rozmieszczenie ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku

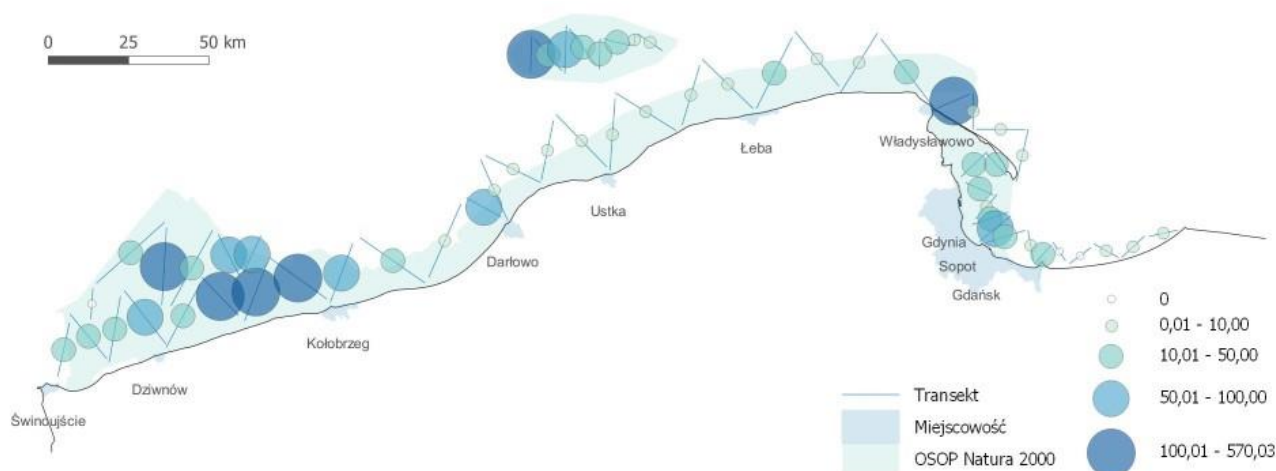
Dla pięciu gatunków przedstawiono mapy obrazujące ich rozmieszczenie w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Są to: trzy najliczniejsze gatunki kaczek morskich, alka oraz mewy srebrzyste sensu lato, które licznie przebywają na Bałtyku, choć ich obecność na akwenach położonych z dala od brzegu w dużej mierze zależy od aktywności kutrów rybackich. W analizie uwzględniono tylko osobniki zaobserwowane w granicach transektów i notowane podczas liczenia techniką

„snap-shot”, ponieważ tylko takie stwierdzenia mogą służyć do obliczania zagęszczenia ptaków przebywających na akwenach morskich (Komdeur i in. 1992).

Lodówka *Clangula hyemalis*

Najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia lodówki (Rys. II.26) zaobserwowano na Zatoce Pomorskiej. Maksymalnie stwierdzono tam 149 os./km², a na czterech transektach wskaźnik przekraczał wartość 100 os./km². Warto zauważyć, że w poprzednich sezonach bardzo duża koncentracja tego gatunku również przebywała w tym samym rejonie. Na Ławicy Słupskiej zanotowano najwyższe lokalne zagęszczenie tego gatunku, wynoszące 570 os./km², ale tylko wzdłuż jednego, skrajnie zachodniego transektu. W obrębie Obszaru Specjalnej Ochrony Ptaków Przybrzeżne Wody Bałtyku oraz na Zatoce Gdańskiej wskaźnik zagęszczenia lodówek był niski i tylko lokalnie, wzdłuż jednego transektu w pobliżu Władysławowa, przekroczył on wartość 100 os./km² (Rys. II.26).

Rozmieszczenie największych koncentracji lodówek w latach 2011–2022 było bardzo podobne. Obserwowano je na Ławicy Słupskiej oraz na Zatoce Pomorskiej. Oba te akweny są znane jako ważne w skali Bałtyku zimowiska tego gatunku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011). W odróżnieniu do lat 2011–2014, mniej lodówek zaobserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej.

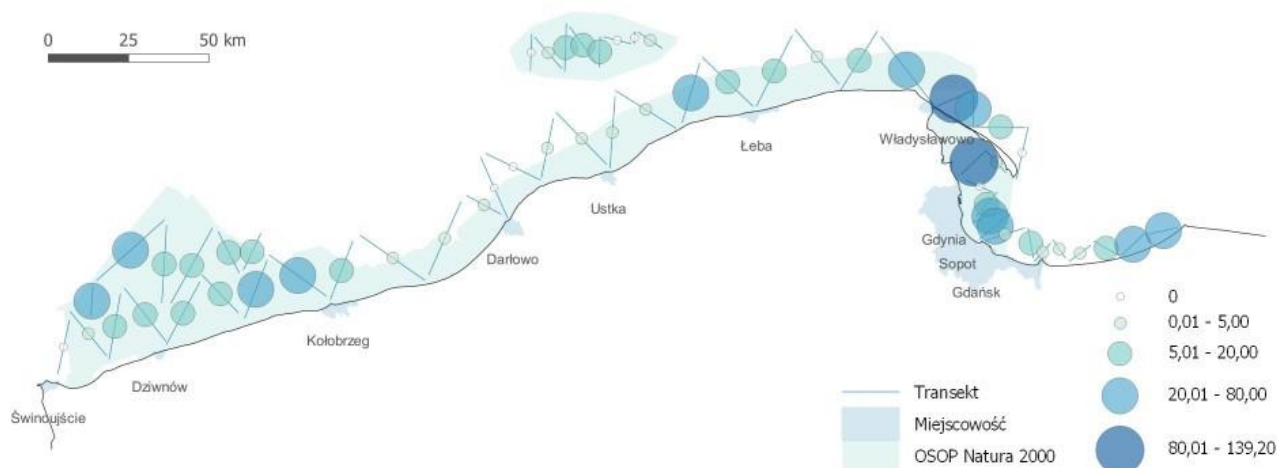


Rys. II.26. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.

Uhla *Melanitta fusca*

Gatunek ten najliczniej zimował na Zatoce Gdańskiej i na Zatoce Pomorskiej. Na Zatoce Gdańskiej odnotowano najwyższe wskaźniki zagęszczenia 138 i 139 os./km² (Rys. II.27). W środkowej części polskiej strefy Bałtyku uhle przebywały bardzo nielicznie, co jest zbieżne z wynikami uzyskanymi w latach poprzednich (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Ich nieco większe koncentracje stwierdzono jedynie w rejonie Łeby. Na Ławicy Słupskiej zagęszczenia były niskie i nie przekroczyły 20 os./km². W stosunku do lat 2011–2014, gdy uhle na Ławicy Słupskiej spotykano nielicznie, obserwuje się wzrost liczby ptaków tego gatunku na tym akwenie, choć w roku 2022 pojawiło się jej tam mniej niż w roku poprzednim (Wardecki i in. 2021). W roku 2022 zaobserwowano dość dużą koncentrację uhli przy wschodniej części Mierzei Wiślanej, gdzie dość często w poprzednich latach ptaki te gromadziły się w dużej liczbie.

Obraz rozmieszczenia uhli w latach 2011–2022 był podobny. Jedyne różnice to brak w latach 2013, 2015, 2020 i 2022 dużych stad tego gatunku w południowej części Zatoki Gdańskiej oraz spore wahania liczebności tego gatunku na Ławicy Słupskiej.

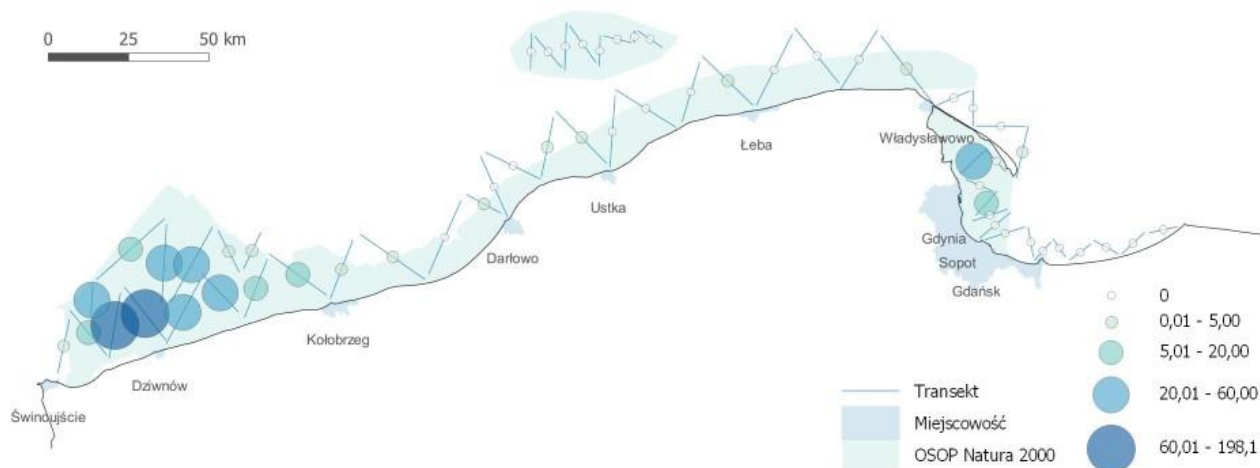


Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.

Markaczka *Mellanita nigra*

Występowanie markaczek w 2022 roku, podobnie jak w poprzednich latach, ograniczone było prawie wyłącznie do Zatoki Pomorskiej (Rys. II.28), gdzie lokalnie, wzdłuż dwóch transektów wskaźnik zagęszczenia tego gatunku osiągnął wartości 177 i 198 os./km². Poza Zatoką Pomorską markaczkę notowano w niewielkich zagęszczeniach, a tylko na Zatoce Puckiej wskaźnik zagęszczenia nieznacznie przekroczył wartość 20 os./km². Na Ławicy Słupskiej gatunku tego nie stwierdzono wcale.

Wyniki uzyskane w 2022 roku potwierdzają, że jedynym obszarem polskiej strefy Bałtyku, który gromadzi znaczną liczbę markaczek jest Zatoka Pomorska. Zbieżne jest to także z wynikami uzyskanymi w latach 1991-1993 (Durinck i in. 1994), 2007-2009 (Skov i in. 2011) oraz współcześnie (Wardecki i in. 2021).

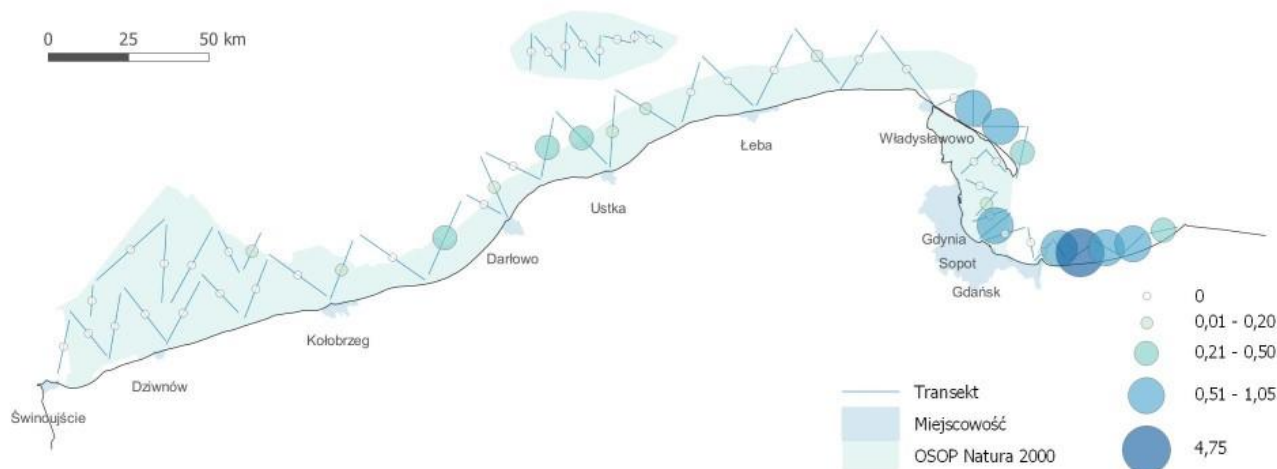


Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.

Alka *Alca torda*

Najwięcej osobników tego gatunku zaobserwowano na czterech transektach wzdłuż Mierzei Wiślanej, gdzie zanotowano zagęszczenia w granicach 0,5-4,8 os./km² oraz na trzech innych transektach w obrębie zachodniej części Zatoki Gdańskiej, gdzie jej wskaźnik zagęszczenia przekroczył 0,5 os./km² (Rys. II.29). Gatunek ten notowano wzdłuż połowy transektów położonych w obrębie Przybrzeżnych Wód Bałtyku. Alki w 2022 roku nie zostały zaobserwowane na Ławicy Słupskiej.

Na podstawie wyników z 12 lat monitoringu można stwierdzić, że alka jest mało liczny gatunkiem w zachodniej i środkowej części wód terytorialnych, a na Zatoce Pomorskiej pojawia się skrajnie rzadko. Na Ławicy Słupskiej jej liczebność podlega znacznym wahaniom.

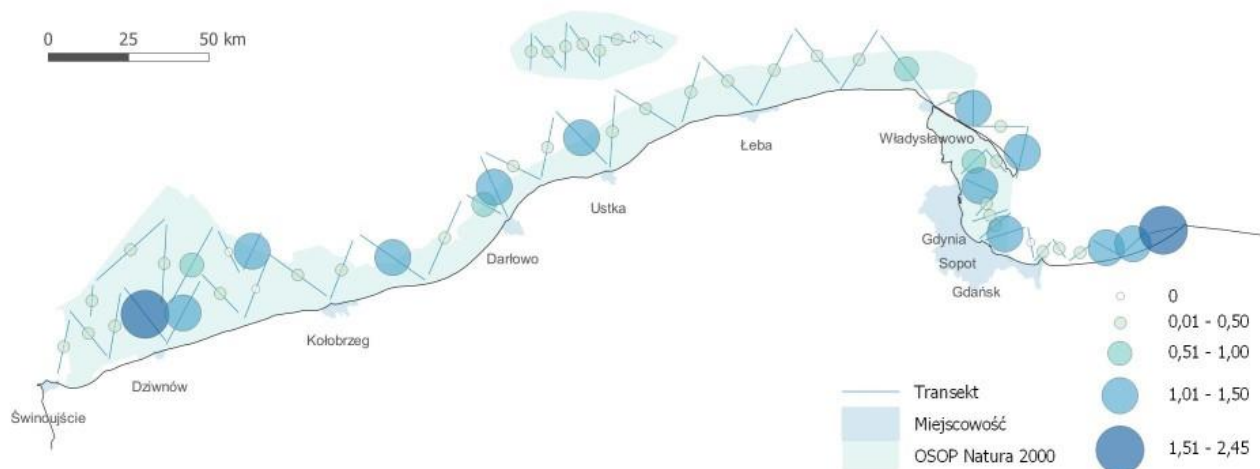


Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.

Mewa srebrzysta *sensu lato* *Larus argentatus sensu lato*

Mewa srebrzysta była gatunkiem szeroko rozpowszechnionym w polskiej strefie Bałtyku. Nie odnotowano jej tylko na dwóch transektach we wschodniej części Ławicy Słupskiej i dwóch transektach w obrębie Zatoki Pomorskiej. Tak jak w poprzednich latach duże jej koncentracje odnotowano na Zatoce Gdańskiej, gdzie przy wschodnim końcu Mierzei Wiślanej wskaźnik zagęszczenia osiągnął najwyższą wartość – 2,5 os./km² (Rys. II.30). Poza Zatoką Gdańską bardzo dużą koncentrację mew srebrzystych odnotowano jeszcze na wysokości Dziwnowa (1,8 os./km²). Poza tymi miejscami mewa srebrzysta występowała w dużym rozproszeniu, nie tworząc dużych koncentracji. Jedynie koło Kołobrzegu, Darłowa i Ustki stwierdzono jej większe skupienia.

Liczebność mewy srebrzystej na akwenach położonych z dala od brzegu silnie zależy od aktywności połowowej (Furness i in. 1992, Garthe i Scherp 2003). Mewy te towarzyszą kutrom rybackim na łowiskach, stąd ich rozmieszczenie w kolejnych latach jest zmienne, choć na obszarze objętym monitoringiem największe koncentracje tych ptaków najczęściej notuje się w rejonie Zatoki Gdańskiej (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021).

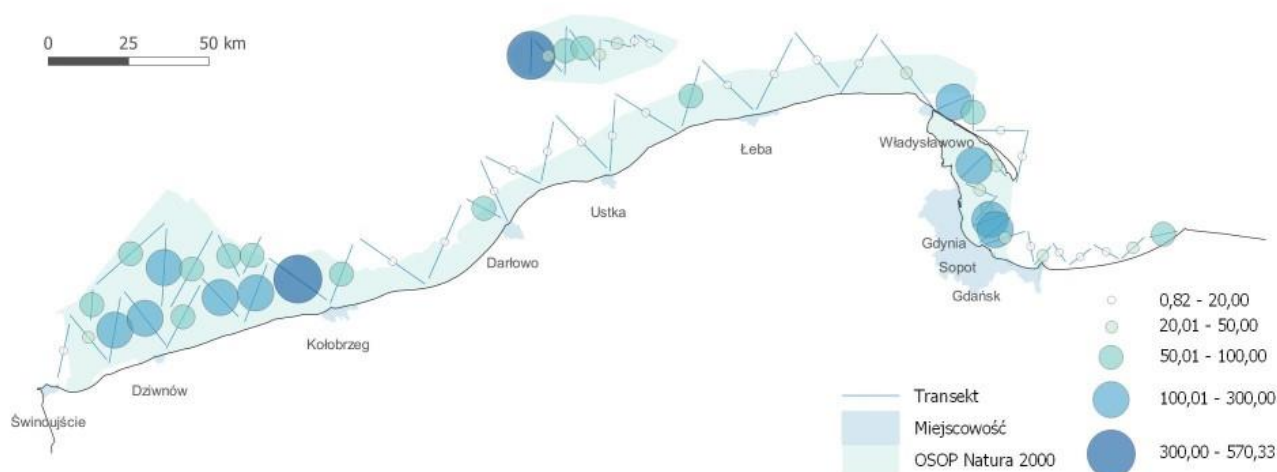


Rys. II.30. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej *sensu lato* w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.

Wszystkie gatunki

Wartości zagęszczeń obliczone dla wszystkich gatunków ptaków stwierdzanych na kolejnych transektach pokazują różnice w liczebności ptaków morskich między różnymi częściami polskiej strefy Bałtyku i wskazują na znaczenie poszczególnych akwenów dla awifauny (Rys. II.31).

Najwięcej ptaków morskich gromadziło się na Zatoce Pomorskiej. Tylko tutaj wskaźnik zagęszczenia na 1/3 wszystkich transektów przekraczał 100 os./km², lokalnie osiągając 473 os./km² (ryc. 4.8). Jednak najwyższą wartość tego wskaźnika (570 os./km²) odnotowano w zachodniej części Ławicy Słupskiej, gdzie bardzo licznie koncentrowały się lodówki. Podobnie jak w poprzednich sezonach zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało wzdłuż środkowego wybrzeża między Ustką i Kołobrzegiem, gdzie znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wypłascać ptaki morskie z tego miejsca. Także zagęszczenia ptaków między Ustką i Władysławowem były niskie.



Rys. II.31. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.

Wartości i trendy wskaźnika rozpowszechnienia

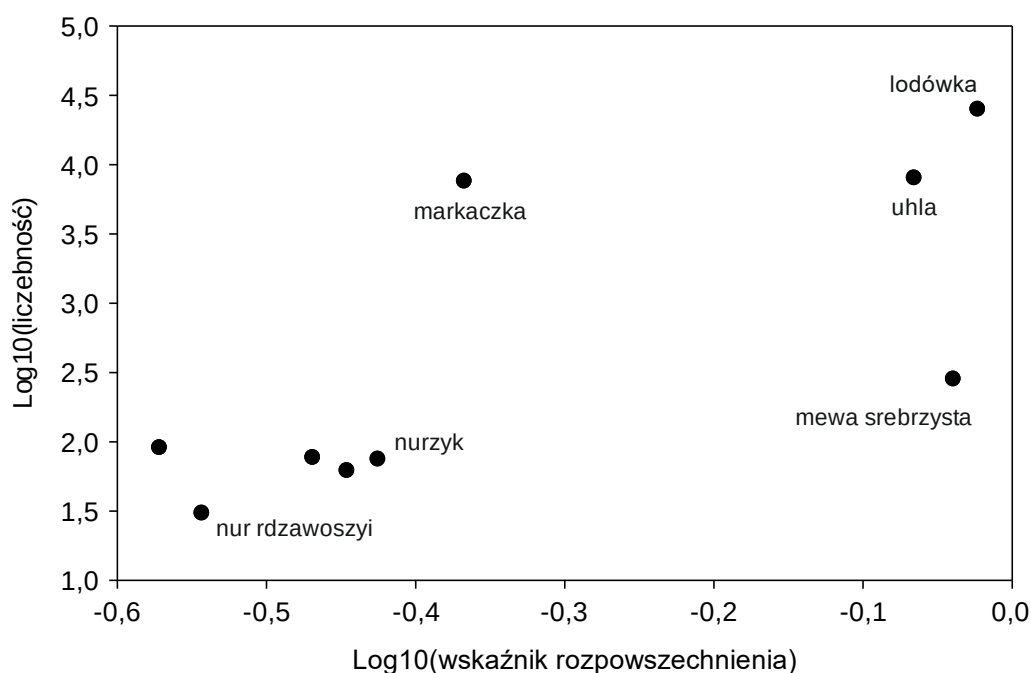
Tak jak w poprzednich latach, gatunkami, które osiągnęły najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia były lodówka, mewa srebrzysta i uhlą. Lodówkę i uhlę stwierdzono odpowiednio na 95% i 86%, a mewę srebrzystą na 91% spośród 56 skontrolowanych transektów (Tabela II.17). Trzecim pod względem wartości tego wskaźnika gatunkiem z grupy podstawowych była markaczka, zaobserwowana na 43% transektów. Na 38% skontrolowanych transektów odnotowano obecność nurzyka, a na 34% alki. Wysoką wartość wskaźnika rozpowszechnienia zanotowano także w przypadku kormorana (36%), a wartość 10% przekroczyło jeszcze pięć gatunków, z których najszerzej rozpowszechnione były nur rdzawoszyi, perkoz dwuczuby i perkoz rogaty (Tabela II.17).

Tabela II.17. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych.

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
lodówka	53	95%
mewa srebrzysta	51	91%
uhlą	48	86%
markaczka	24	43%
nurzyk	21	38%
kormoran	20	36%

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
alka	19	34%
nur rdzawoszyi	16	29%
perkoz dwuczuby	15	27%
perkoz rogaty	11	20%
mewa siodłata	10	18%
mewa siwa	7	13%
nurnik	5	9%
szlachar	4	7%
edredon	3	5%
nur czarnoszyi	3	5%
perkoz rdzawoszyi	2	4%
czernica	1	2%
lodowiec	1	2%
mewa mała	1	2%

Zależność wskaźnika rozpowszechnienia od liczebności przeanalizowano tylko dla gatunków, których liczebność była wyższa od połowy liczby transektów. Wskaźnik rozpowszechnienia był silnie skorelowany z liczebnością danego gatunku (wskaźnik korelacji Pearsona $r=0,74$ $p=0,024$) (Rys. II.32). Oznacza to, że najliczniejsze gatunki były jednocześnie najszerszej rozpowszechnione. Markaczka, pomimo że była liczniejsza od mewy srebrzystej wykazała niższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia (Rys. II.32), ponieważ większość ptaków tego gatunku zaobserwowano na Zatoce Pomorskiej, a np. na Ławicy Słupskiej i w dużej części Przybrzeżnych Wód Bałtyku nie zaobserwowano jej wcale (Rys. II.28). Natomiast mewa srebrzysta pojawiła się wzdłuż 91% transektów, ale w ogromnej większości były to pojedyncze osobniki lub stada kilku ptaków.



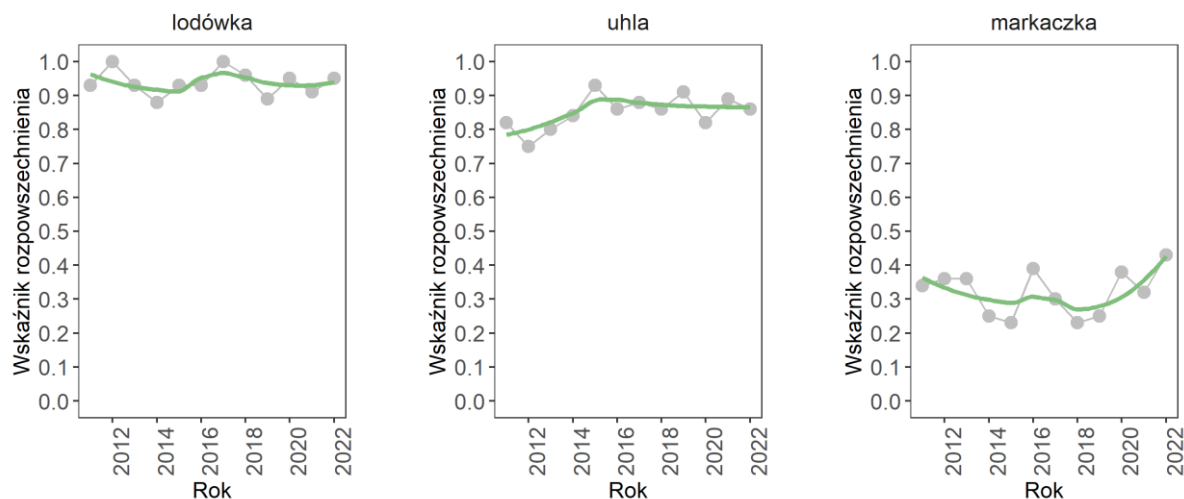
Rys. II.32. Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej ($\log_{10}$).

U siedmiu gatunków zmiany wartości współczynnika rozpowszechnienia na przestrzeni jedenastu lat trwania monitoringu były niewielkie, co skutkowało stabilnym trendem zmian (Tabela II.18). Wyraźny wzrost zanotowano u nurzyka ($\lambda=1,124$, Rys. II.35), co zaznaczyło się już w poprzednich dwóch sezonach oraz u nura rdzawoszyjnego ($\lambda=1,110$, Rys. II.34). Umiarkowany wzrost wskaźnika rozpowszechnienia wystąpił u perkoza rdzawoszyjnego ($\lambda=1,054$, Rys. II.34), natomiast umiarkowany spadek rozpowszechnienia zaznaczył się tylko u jednego gatunku – nura czarnoszyjnego ($\lambda=0,946$, Rys. II.34).

Tabela II.18. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) dla gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i mewy srebrzystej w latach 2011–2022 na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian rozpowszechnienia (λ) wraz z kategorią trendu (kat. trendu). Oznaczenia trendów: $\uparrow\uparrow$ – silny wzrost, $\uparrow$ – umiarkowany wzrost, $\leftrightarrow$ – populacja stabilna, $\downarrow$ – umiarkowany spadek.

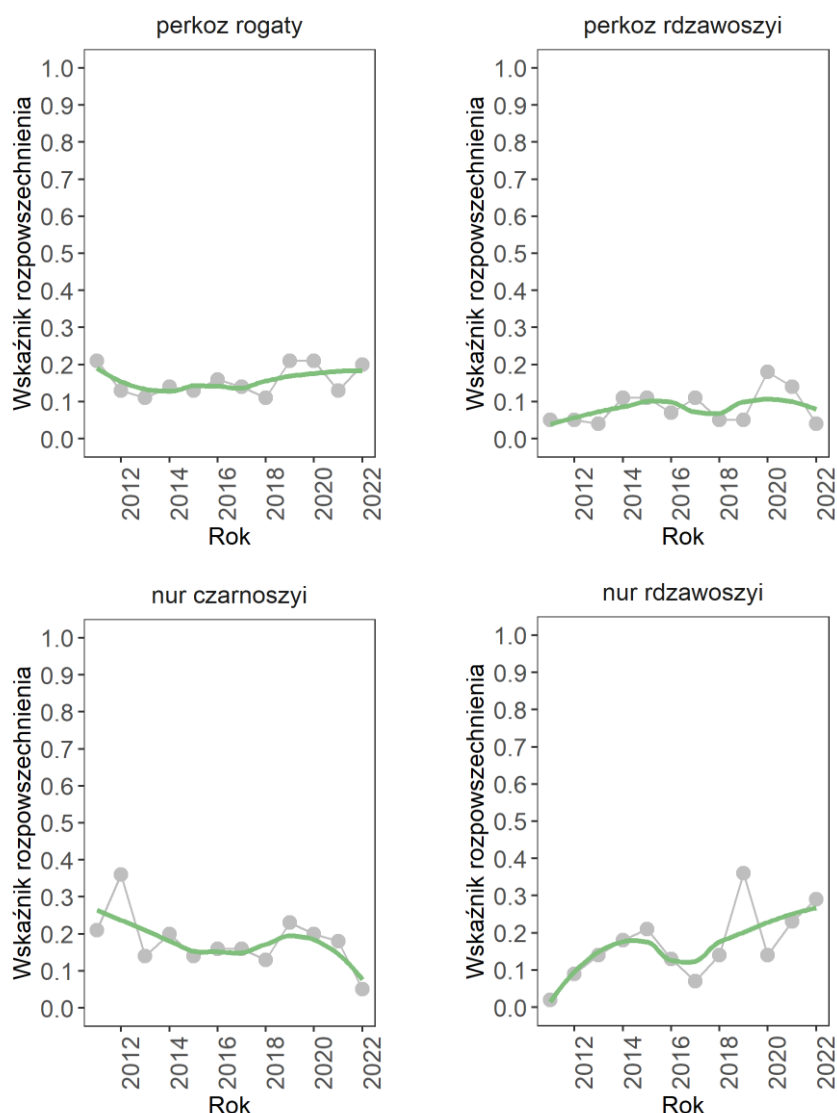
Gatunek	Wsk.rozp	λ	Kat. trendu
lodówka	0,95	0,999	$\leftrightarrow$
mewa srebrzysta sensu lato	0,91	0,991	$\leftrightarrow$
uhla	0,86	1,008	$\leftrightarrow$
markaczka	0,43	1,007	$\leftrightarrow$
alka	0,34	0,982	$\leftrightarrow$
nurzyk	0,38	1,124	$\uparrow\uparrow$
nur rdzawoszyi	0,29	1,110	$\uparrow\uparrow$
perkoz rogaty	0,20	1,019	$\leftrightarrow$
nurnik	0,09	0,949	$\leftrightarrow$
nur czarnoszyi	0,05	0,946	$\downarrow$
perkoz rdzawoszyi	0,04	1,054	$\uparrow$

U lodówki i uhli wahania współczynnika rozpowszechnienia w ostatnich latach były niewielkie, natomiast u markaczki po roku 2018 zaznacza się jego wzrost, który jednak nie przełożył się na zmianę wieloletniego trendu (Rys. II.33).



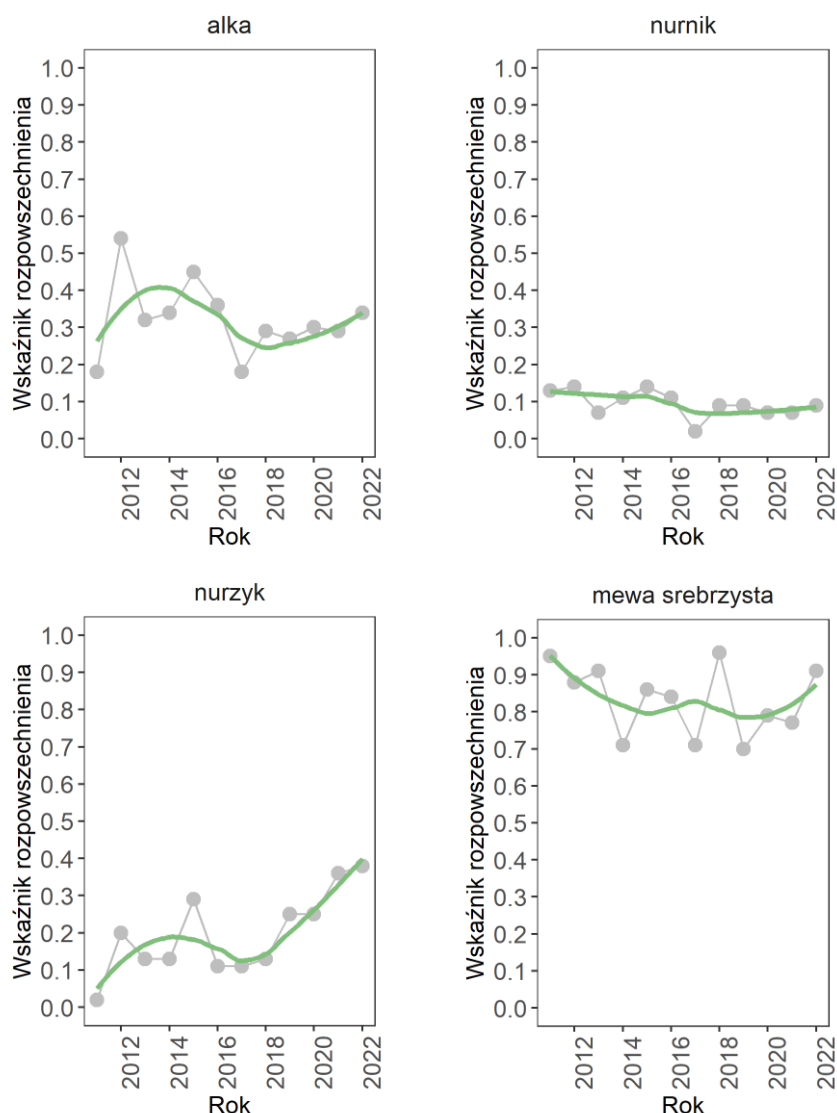
Rys. II.33. Trendy rozpowszechnienia trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

Również u perkoza rogatego wieloletni trend rozpowszechnienia nie wykazuje istotnych zmian. U perkoza rdzawoszyjnego został on określony jako umiarkowany wzrost, choć w 2022 roku wskaźnik rozpowszechnienia tego gatunku przyjął jedną z niższych wartości. Umiarkowany spadek rozpowszechnienia zanotowano u nura czarnoszyjnego, co szczególnie zaznacza się po roku 2019. Równolegle wzrasta natomiast rozpowszechnienie nura rdzawoszyjnego (Rys. II.34).



Rys. II.34. Trendy rozpowszechnienia perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

Trzy kolejne gatunki, które nie wykazały istotnych, kierunkowych zmian wskaźnika rozpowszechnienia to alka, nurnik i mewa srebrzysta (Tabela II.18). W przypadku nurnika wahania tego wskaźnik na przestrzeni 12 lat były niewielkie, natomiast u mewy srebrzystej i alki zaznacza się jego bardzo duża, międzysezonowa zmienność. W ostatnich 4 latach badań wykazano istotny wzrost rozpowszechnienia nurzyka (Rys. II.35).



Rys. II.35. Trendy rozpowszechnienia alki, nurnika, nurzyka i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

Wartości i trendy wskaźnika liczebności

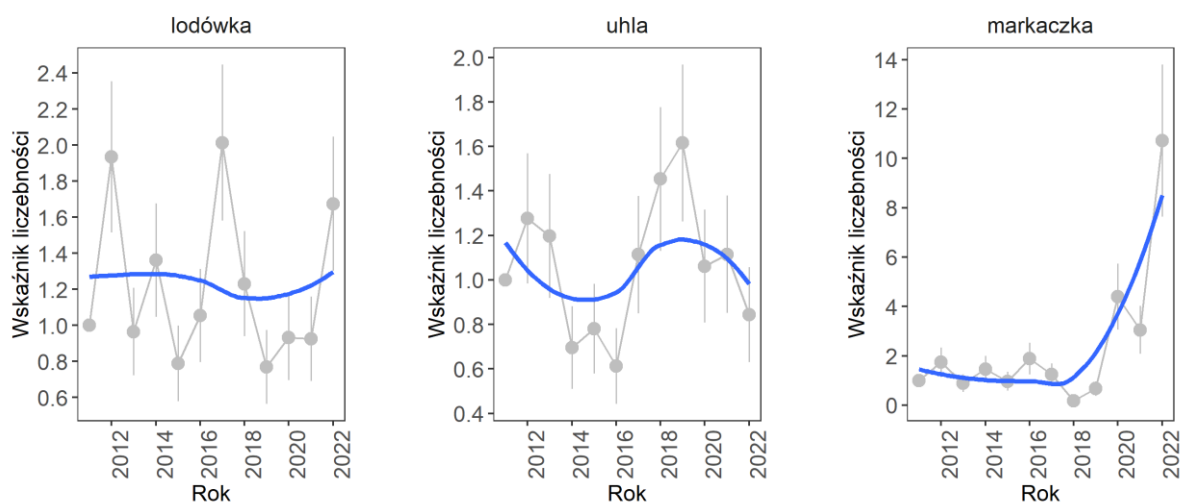
Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011–2022 przeprowadzono dla czterech najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych oraz dla nura czarnoszyjowego i nurnika (Tabela II.19). Dane uzyskane dla pozostałych gatunków z grupy podstawowych jeszcze nie pozwalają na wykreślenie trendów zmian ich wskaźników liczebności. Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych.

Tabela II.19. Wskaźniki liczebności (Wsk. licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2022 roku na podstawie wyników MZPM dla sześciu gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i mewy srebrzystej. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (λ) wraz z błędem standardowym ($SE \lambda$) oraz kategorią trendu (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: $\uparrow\uparrow$ – silny wzrost, $\leftrightarrow$ – trend stabilny, $\downarrow\downarrow$ – silny spadek, ? – trend nieokreślony.

Gatunek	Wsk. licz.	SE	λ	$SE \lambda$	Kat. trendu
markaczka	10,718	3,080	1,122	0,021	$\uparrow\uparrow$
uhła	0,844	0,214	1,010	0,014	$\leftrightarrow$
łodówka	1,674	0,372	0,993	0,014	$\leftrightarrow$
nurnik	1,300	0,660	0,976	0,033	$\leftrightarrow$

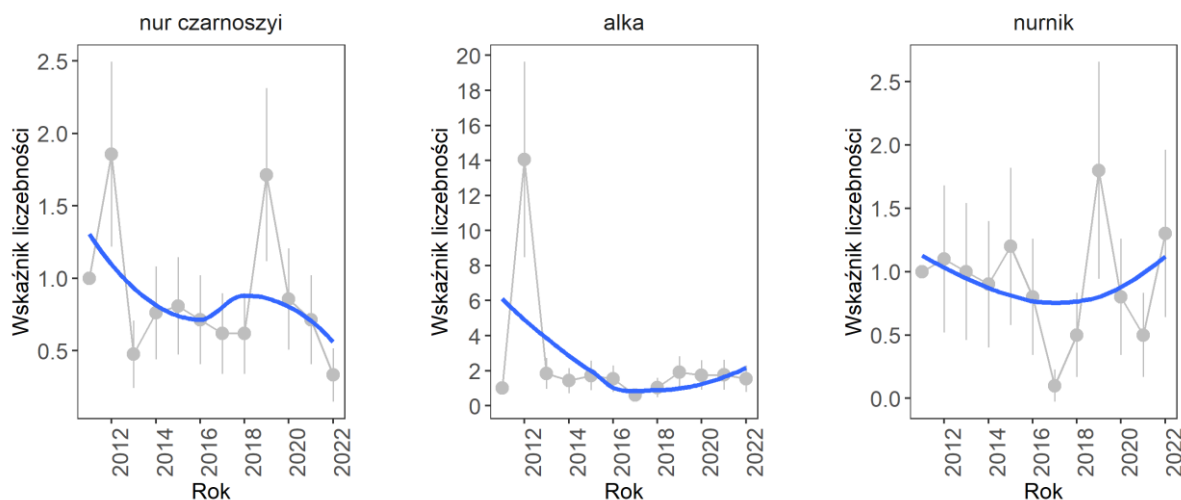
Gatunek	Wsk. licz.	SE	λ	SE λ	Kat. trendu
nur czarnoszyi	0,333	0,185	0,954	0,132	?
alka	1,529	0,754	0,948	0,024	?
mewa srebrzysta sensu lato	0,194	0,049	0,893	0,013	↓↓

Gatunki ptaków morskich, które najliczniej zimują w polskiej strefie Bałtyku – łodówka i uhla wykazały stabilny trend zmian liczebności w ostatnich 12 latach (tab. 4.11), mimo że ich liczebność charakteryzowała się bardzo silnymi wahaniami (Rys. II.36). Silny wzrost liczebności markaczki po roku 2019 przełożył się na silny trend wzrostowy (Tabela II.19, Rys. II.36). W ostatnich kilkunastu latach kaczki morskie zimujące na Bałtyku wykazały silny trend spadkowy (Skov i in. 2011, Bellebaum i in. 2014). Brak skoordynowanych liczeń ptaków morskich na całym Bałtyku nie pozwala na stwierdzenie, czy spadek liczby tych gatunków w skali całego, rozległego obszaru Morza Bałtyckiego trwa nadal i czy trend wzrostowy u markaczki jest zjawiskiem rzeczywistym, czy też wynika z przemieszczeń ptaków w obrębie Bałtyku.

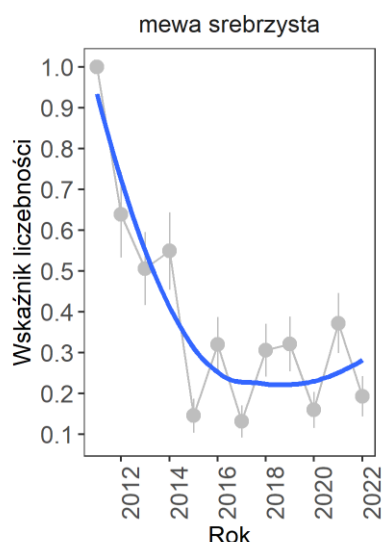


Rys. II.36. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

Nur czarnoszyi i alka wykazały nieokreślony trend zmian liczebności (Tabela II.19). Oba te gatunki wykazały bardzo wysokie wartości wskaźnika liczebności w 2012 roku. Później ich liczebność ustabilizowała się na niższym poziomie i tylko u nura czarnoszyjego w 2019 roku zanotowano jeszcze jeden silny wzrost liczby ptaków, po którym nastąpił trwający do teraz spadek jego liczebności (Rys. II.37). U nurnika wartości wskaźnika liczebności w kolejnych latach były wyrównane z dwoma sezonami z wyraźnie mniejszą (2017) i wyraźnie większą (2019) liczbą zaobserwowanych ptaków (Rys. II.37), co przełożyło się na trend stabilny (Tabela II.19). Natomiast w przypadku mewy srebrzystej zanotowano istotny statystycznie spadek liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku (Tabela II.19, Rys. II.38). Nie musi świadczyć o rzeczywistym spadku liczebności tego gatunku, bowiem aktywność mew srebrzystych na morzu z dala od wybrzeży jest silnie uzależniona od aktywności kutrów rybackich (Furness i in. 1992, Garthe i Scherp 2003). Gatunek ten bardzo licznie gromadzi się też na wybrzeżu, zwłaszcza w pobliżu portów rybackich i na wysypiskach odpadów komunalnych (Meissner i in. 2007).



Rys. II.37. Trendy liczebności nura czarnoszyjego, alki i nurnika zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).



Rys. II.38. Trend liczebności mewy srebrzystej zimującej w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

Występowanie ptaków w obrębie OSOP Natura 2000

Z 56 transektów, wzdłuż których liczone ptaki, 46 (82%) znajduje się przynajmniej częściowo na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Tak wysoki udział obiektów znajdujących się w obrębie OSOP wynika z faktu, że duża część polskiej strefy Bałtyku objęta jest tą formą ochrony. Znajdują się tu cztery takie obszary: Przybrzeżne Wody Bałtyku, Zatoka Pomorska, Ławica Słupska oraz Zatoka Pucka, obejmująca znaczną część Zatoki Gdańskiej.

W obrębie OSOP przebywało 92% wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Wartość ta jest nieco wyższa niż w poprzednich czterech latach (90% w 2018 i 91% w 2019 i 2020 roku oraz 89% w 2021 roku) i wyraźnie wyższa w porównaniu do lat 2011-2012 i 2016-2017, kiedy to wyniosła odpowiednio 81%, 86%, 84% i 88%. Różnice te wynikają w dużej mierze z faktu, że w dwóch rejonach Zatoki Gdańskiej, leżących poza siecią OSOP, obserwuje się znaczną zmienność w liczbie przebywających tam ptaków. W szczególności dotyczy to uhli, która jest drugim pod względem liczebności ptakiem morskim w polskiej strefie Bałtyku.

Spośród gatunków podstawowych najwyższy udział na akwenach stanowiących OSOP wystąpił w grupie kaczek morskich, gdzie 93% zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP (Tabela II.20). Tak jak w poprzednich sezonach,

w tej grupie najniższy udział ptaków przebywających w OSOP wykazała uhla (75%), ponieważ duże zgrupowania tego gatunku stwierdzone są regularnie (także w 2022 roku) w południowo-wschodniej części Zatoki Gdańskiej oraz na wschód od Władysławowa, a więc na akwenach znajdujących się poza morskimi obszarami Natura 2000.

Udział alk (alka, nurzyk i nurnik) przebywających w OSOP wyniósł 39% (Tabela II.20). Podobnie jak w przypadku uhli, dużo alk odnotowano w południowej części Zatoki Gdańskiej, a także w jej części zachodniej, a te akweny leżą poza OSOP. Alki gromadzą w rejonach licznego występowania ryb pelagicznych, których rozmieszczenie jest zmienne sezonowo (Aro 1989).

W 2022 roku 85% zaobserwowanych nurów przebywało w obrębie obszarów Natura 2000 (Tabela II.20). Udział perkozów przebywających w OSOP był niższy w porównaniu z nurami i wyniósł 57%. Najliczniejszy z nich – perkoz dwuczuby w większości (49 os. poza OSOP w porównaniu do 45 w OSOP) był obserwowany poza obszarami Natura 2000, co miało decydujący wpływ na niski udział wszystkich gatunków perkozów w OSOP (Tabela II.20). Większość osobników pozostałych dwóch gatunków perkozów przebywało w OSOP, co najsilniej zaznaczyło się u perkoza rogatego (91% ptaków stwierdzonych w OSOP).

Mewy na akwenach morskich, z dala od wybrzeży, występują w rozproszeniu gromadząc się jedynie w miejscach, gdzie prowadzone są połowy ryb, stąd ich występowanie na obszarach OSOP jest bardzo zmienne. Mewa srebrzysta jest najliczniejszym gatunkiem mewy i ma decydujący wpływ na wartości wskaźników obliczanych dla tej grupy gatunków. W 2022 roku udział mew srebrzystych zaobserwowanych w obrębie OSOP był wysoki i wyniósł 80%. Tak jak w poprzednich latach większość, bo aż 98%, kormoranów obserwowano w obrębie rozległych morskich obszarów Natura 2000 położonych blisko linii brzegowej. Gatunek ten bardzo rzadko jest obserwowany z dala od wybrzeży (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021).

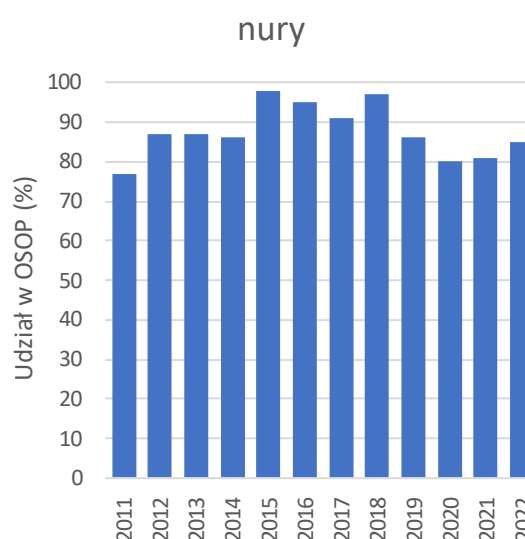
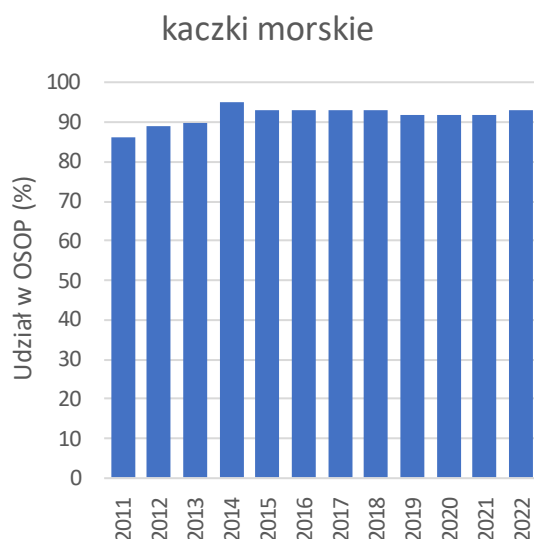
Tabela II.20. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP).

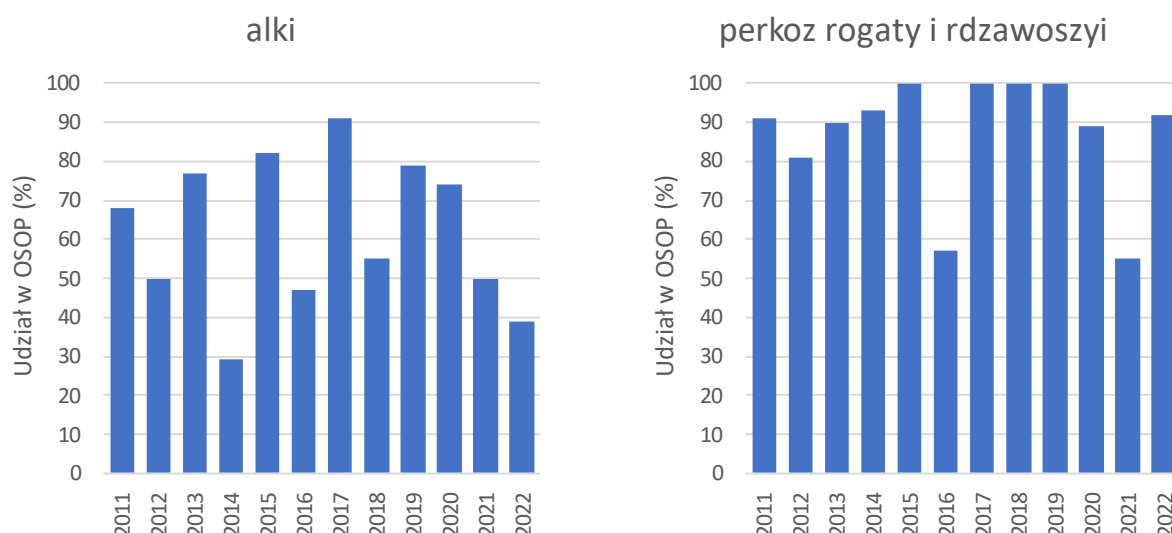
Gatunek	Os. w OSOP	Os. poza OSOP	Suma osobników	% osobników w OSOP
alka	26	52	78	33%
alka nieoznaczona	7	8	15	47%
czernica	10		10	100%
edredon	13		13	100%
kormoran	63	1	64	98%
łodowiec	1		1	100%
łodówka	24571	995	25566	96%
markaczka	7759	1	7760	100%
mewa mała	1		1	100%
mewa siodłata	10	3	13	77%
mewa siwa	5	3	8	63%
mewa srebrzysta	230	58	288	80%
nur czarnoszyi	6	1	7	86%
nur nieoznaczony	30	2	32	94%
nur rdzawoszyi	23	8	31	74%
nurnik	13		13	100%
nurzyk	26	51	77	34%
perkoz dwuczuby	45	49	94	48%
perkoz rdzawoszyi	3		3	100%
perkoz rogaty	20	2	22	91%
szlachar	11	1	12	92%
uhla	6203	2043	8246	75%
SUMA	39076	3278	42354	92%

Gatunek	Os. w OSOP	Os. poza OSOP	Suma osobników	% osobników w OSOP
GRUPY PTAKÓW - PODSUMOWANIE				
Kaczki morskie	38546	3039	41585	93%
Alki	72	111	183	39%
Nury	60	11	71	85%
Perkozy	68	51	119	57%
Mewy	246	64	310	79%
Inne gatunki	84	2	86	98%
SUMA	39076	3278	42354	92%

Wyniki uzyskane w roku 2022, a także we wszystkich poprzednich latach objętych monitoringiem potwierdzają, że rozległe morskie obszary specjalnej ochrony ptaków gromadzą większość ptaków morskich zimujących w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Szczególnie dobrze widać to na przykładzie najliczniejszej grupy, jaką są kaczki morskie. Od początku trwania Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich ich udział w tych obszarach nigdy nie spadł poniżej 86% (Rys. II.39). Udział nurów zimujących w obrębie OSOP także był bardzo wysoki i zawierał się w granicach 77-98%. W przypadku alk (alka, nurzyk i nurnik) oraz obu perkozów zaliczanych do gatunków podstawowych (perkoz rdzawoszyi i perkoz rogaty) udział ten był bardzo zmienny. W latach 2017-2019 wszystkie zaobserwowane osobniki obu gatunków perkozów przebywały na obszarach Natura 2000, jednak w ostatnich sezonach nastąpił spadek tej wartości z najniższą wartością 55% odnotowaną zimą 2021 (Rys. II.39). Perkozy notowane są w niewielkiej liczbie, ponieważ na akwenach morskich zimują w dużym rozproszeniu. Alki i perkozy prawdopodobnie nie trzymają się stałych miejsc zimowania i w zależności od warunków środowiskowych, w tym rozmieszczenia i liczebności drobnych ryb pelagicznych, którymi się żywią, zmieniają miejsca swojego przebywania. Tak znacznych wahań udziału obserwacji w obrębie OSOP nie stwierdzono u nurów, które również są ichtiofagami. Jednak są one znacznie większe niż alki i perkozy, co może przekładać się na odmienny skład ich diety.

Przedstawione tu wyniki badań pokazują, że obszary specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję, choć skuteczność ochrony ptaków zimujących w ich obrębie będzie zależała od zapisów w ich planach ochrony.





Rys. II.39. Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.

Podsumowanie

Zimą 2022 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są łódówka i uhła. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki jest w dużym stopniu ograniczone do Zatoki Pomorskiej, stąd jej wskaźnik rozpowszechnienia był niższy niż u dwóch pozostałych kaczek morskich. Pozostałe gatunki z grupy podstawowych nie przekroczyły 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków (Tabela II.13). Z grupy gatunków dodatkowych jedynie mewa srebrzysta sensu lato uzyskała bardzo wysoką wartość wskaźnika rozpowszechnienia (91%) (Tabela II.17), a jej udział wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków osiągnął 1,4% (Tabela II.13).

W omawianym sezonie odnotowano bardzo silny wzrost liczebności markaczki. Po silnym spadku liczebności tego gatunku w roku 2018 wskaźnik jej liczebności wykazuje tendencję wzrostową, co przełożyło się na silny trend wzrostowy (Rys. II.36). Pozostałe dwa gatunki kaczek morskich – łódówka i uhła, wykazują stabilny trend zmian liczebności. Brak u nich istotnego trendu spadkowego i wzrost liczebności markaczki może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji kaczek morskich zimującej na Bałtyku (Skov i in. 2011). Z drugiej strony nie można jednak wykluczyć, że obserwowane w ostatnich 12 latach silne wahania wskaźnika liczebności (Rys. II.36) spowodowane są zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie Bałtyku. Przy obecnym stanie wiedzy trudno jest jednoznacznie wskazać przyczyny tego zjawiska. Spośród gatunków z grupy podstawowych alka i nur czarnoszyi wykazały trend nieokreślony, co wynika z wyjątkowo wysokiej liczebności obu tych gatunków w drugim roku trwania monitoringu i późniejszych, niewielkich wahań liczebności u alki. U nura czarnoszyjego zaobserwowano jeszcze jeden, silny wzrost wartości wskaźnika liczebności w 2019 roku, po którym nastąpił trwający do teraz spadek (Tabela II.19, Rys. II.37). U nurnika wartości wskaźnika liczebności w kolejnych latach były wyrównane, z dwoma sezonami z wyraźnie mniejszą (2017, 2021) i jednym z wyraźnie większą (2019) liczbą zaobserwowanych ptaków, co przełożyło się na trend stabilny (Tabela II.19). Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych sensu lato w okresie 2011–2022 wyraźnie się zmniejszył i pozostaje na bardzo niskim poziomie w porównaniu do pierwszych czterech lat monitoringu (Rys. II.38). Spadek ten nie musi jednak odzwierciedlać zmian liczebności populacji zimującej w polskiej strefie Bałtyku, ponieważ obecność mew na akwenach położonych z dala od wybrzeża jest silnie uzależniona od aktywności połowowej i obecności kutrów rybackich na łowiskach. Interpretacja wyników uzyskanych w jedenastoletnim okresie badań jest utrudniona poprzez brak skoordynowanych liczeń ptaków zimujących na całym Bałtyku i brak wiedzy o ich przemieszczaniach między różnymi akwenami. Należy też pamiętać, że duży wpływ na liczebność i rozmieszczenie ptaków na Bałtyku mają warunki pogodowe (Nilsson 2008, Skov i in. 2011), a w minionych sezonach zimowych były one bardzo zróżnicowane i może to tłumaczyć przynajmniej część zaobserwowanej zmienności współczynników liczebności i rozpowszechnienia.

Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2022 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Po dwunastu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których w każdym sezonie spotykano duże zgrupowania najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych. Największe koncentracje lodówek obserwuje się na Zatoce Pomorskiej, Ławicy Słupskiej i na Zatoce Gdańskiej, markaczki na Zatoce Pomorskiej, a uhli na Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej. Są to jednocześnie ważne zimowiska tych gatunków w skali Bałtyku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011). Warto zwrócić uwagę na fakt, że uhla od roku 2015 liczniej zaczęła się pojawiać na Ławicy Słupskiej, a podobny wzrost jej liczebności zanotowano też w zachodniej części Zatoki Gdańskiej (Meissner i in. 2016). Jednak następujące po sobie spadek i wzrost liczby zaobserwowanych ptaków przełożyły się w perspektywie 12 lat trwania monitoringu na stabilny trend zmian liczebności tego gatunku. Większość alk stwierdzanych podczas liczeń wykonywanych w poprzednich sezonach obserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej i we wschodniej części obszaru Natura 2000 „Przybrzeżne Wody Bałtyku”, natomiast ptaki te prawie nie pojawiały się w zachodniej i środkowej części pasa wód terytorialnych oraz na Zatoce Pomorskiej (Rys. II.29).

Podobnie jak w latach ubiegłych, zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało w środkowej części pasa wód terytorialnych (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Wynik ten jest zbliżony z danymi z badań prowadzonych w styczniu 2005 roku i połowie lat 2000. (W. Meissner – dane niepublikowane, Skov i in. 2011). Prawdopodobnie w tej części polskiej strefy Bałtyku ptaki nie znajdują odpowiedniej bazy pokarmowej. Na rozmieszczenie kaczek morskich oprócz zagęszczenia organizmów bentosowych, które stanowią ich pokarm, wpływa też częste ich płoszenie przez przepływające statki (Kube i Skov 1996, Garthe i Hüppop 2004, Kaiser i in. 2006), a w tej części wód znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie.

W obrębie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 przebywało aż 92% ze wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas liczenia. Najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie 93% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (75%). Wynik ten jest mniejszy od średniej wieloletniej, która wynosiła 80% i wynika z faktu, że dwa z miejsc o najwyższych zagęszczeniach tego gatunku znajdują się poza obszarami Natura 2000. Są to pas wód terytorialnych przy Półwyspie Helskim na wschód od Władysławowa oraz akwen przyległy do Mierzei Wiślanej. Generalnie można jednak stwierdzić, że OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

II.3.1.2 Ryby

Polski Indeks Multimetryczny dla Ryb (PMFI)

W 2000 roku w wyniku prac Parlamentu Europejskiego i Rady ustanowiono tzw. Ramową Dyrektywę Wodną (2000/60/WE), która określiła ramy ochrony śródlądowych wód powierzchniowych, wód podziemnych, przejściowych i przybrzeżnych wszystkich krajów członkowskich Wspólnoty Europejskiej. Jednym z wymogów Dyrektywy była koordynacja międzynarodowych działań, zmierzających do implementacji założeń tego aktu do przepisów prawa poszczególnych krajów, a także określenie jasnego planu działań, których głównym celem było osiągnięcie dobrego stanu wód Europy. Transpozycja zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej do prawa polskiego nastąpiła jeszcze przed podpisaniem przez Polskę traktatu akcesyjnego i wejściem do Wspólnoty Europejskiej w 2004 roku. Stało się to częściowo poprzez wdrożenie zapisów do ustawy z dnia 18 lipca 2001 roku - Prawo wodne, ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 roku - Prawo ochrony środowiska, a także ustawy z dnia 7 czerwca 2001 roku o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków.

W ocenie stanu/potencjału ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb, zastosowany został Polski Indeks Multimetryczny dla Ryb (PMFI), złożony z szeregu wskaźników cząstkowych. Dla każdej jednolitej części wód powierzchniowych (JCWP) - w rozumieniu ustawy Prawo wodne - wybrano ten sam zestaw wskaźników cząstkowych, jednak przełożenie ich wartości na ocenę jest zależne od wartości zasolenia na punkcie pomiarowym.

Zbiór jednolitych części wód objętych monitoringiem ichtiofauny w poszczególnych latach przedstawia Tabela II.21.

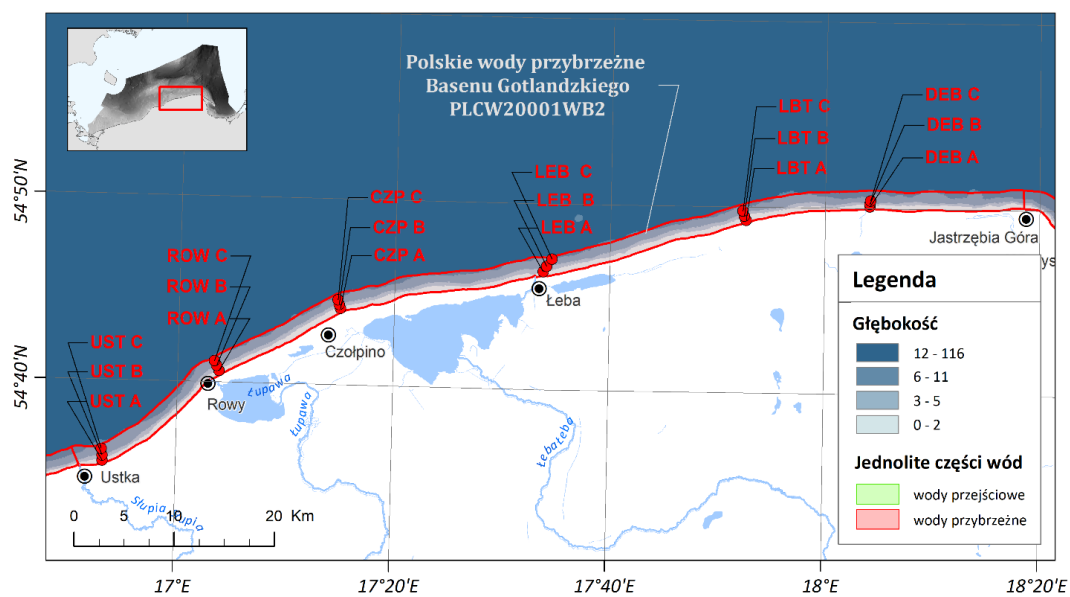
Tabela II.21. Jednolite części wód powierzchniowych objęte monitoringiem diagnostycznym ichtiofauny w poszczególnych latach.

	Rok prowadzenia monitoringu diagnostycznego ichtiofauny										
	2011	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Zalew Wiślany	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zatoka Pucka Zewnętrzna	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zalew Pucki	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	X		X	X			X			X	
Ujście Wisły Przekop	X		X	X			X			X	
Zalew Szczeciński	X		X	X			X			X	
Zalew Kamieński	X						X			X	
Ujście Dziwny	X						X			X	
Ujście Świny	X						X			X	
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego											X
Półwysep Hel											X

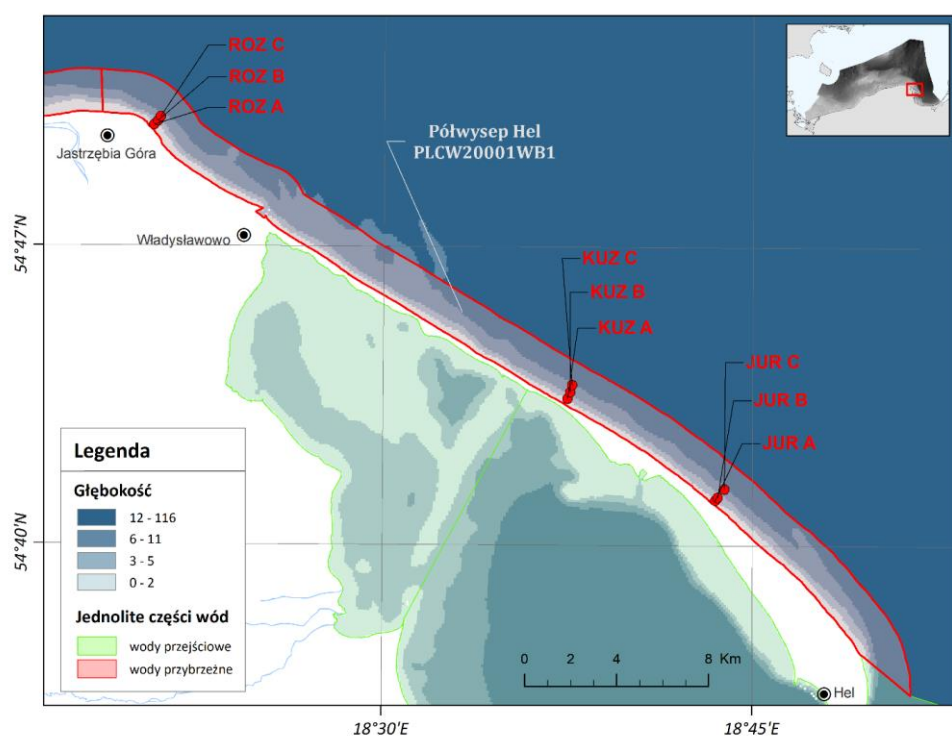
Badania monitoringowe ichtiofauny w ramach realizacji pracy „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w 2022 roku” zostały wykonane w oparciu o opracowany w 2011 roku program monitoringu diagnostycznego ichtiofauny w ramach umowy nr 61/2021/F z dnia 09.12.2010 r., uaktualniony w 2020 roku w ramach opracowywania aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, przyjętego przez Radę Ministrów w 2021 roku.

Badania ichtiofauny wykonano w oparciu o wskazania i instrukcje zawarte w „Podręczniku do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod” wydanym w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska, Warszawa 2020 r. (<https://www.gios.gov.pl/pl/aktualnosci/716-nowy-podrecznik-do-monitoringu-biologicznych-elementow-jakosci-wod>).

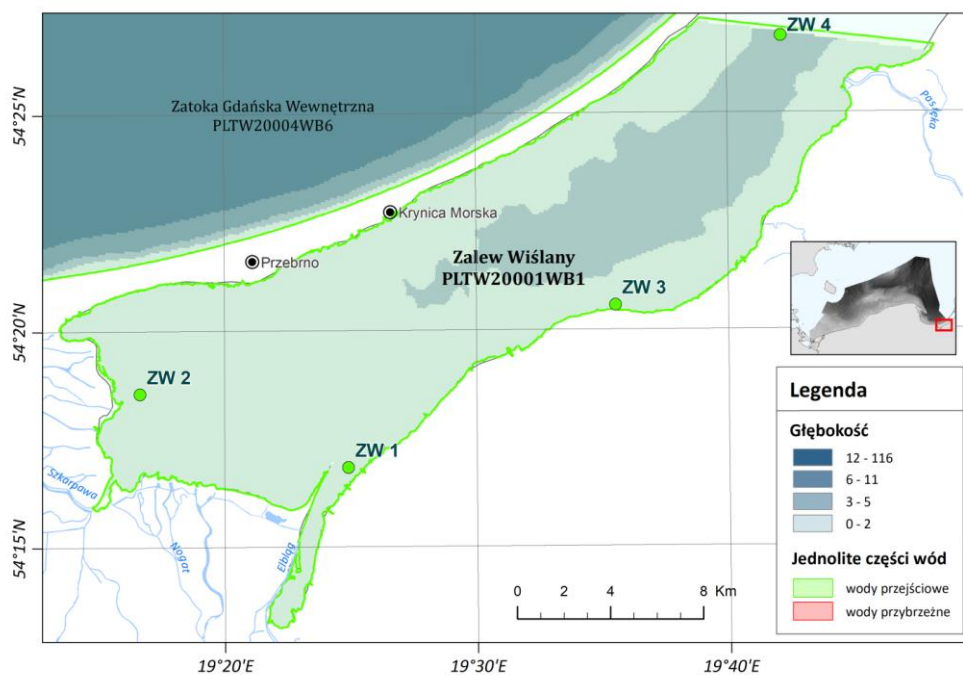
Poniżej, na mapach, przedstawiono punkty monitoringowe wymienionych JCWP (Rys. II.40-Rys. II.44).



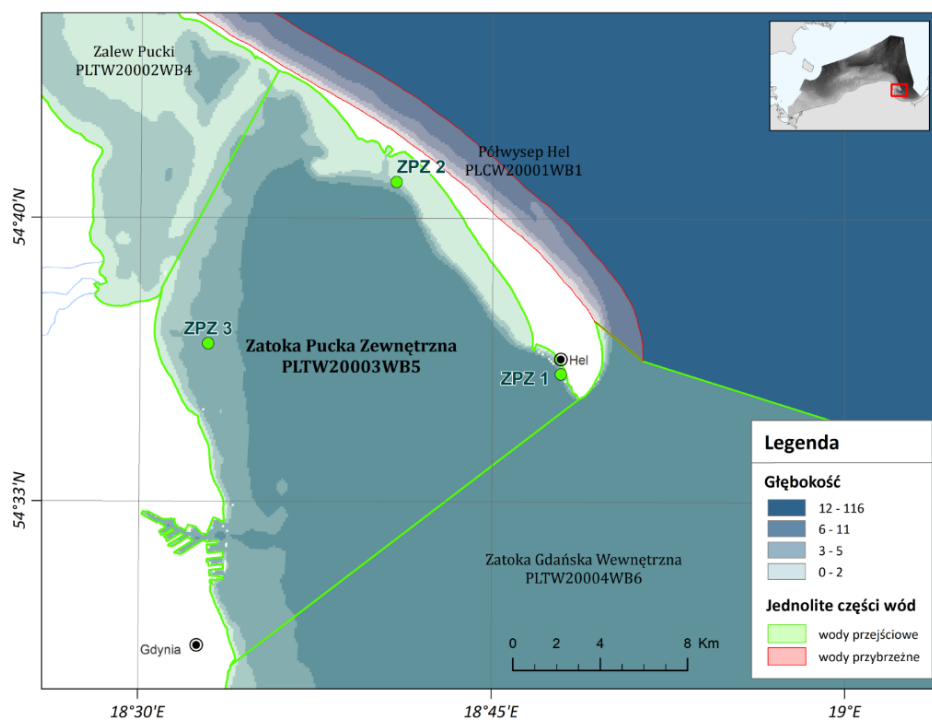
Rys. II.40. Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego – punkty monitoringowe.



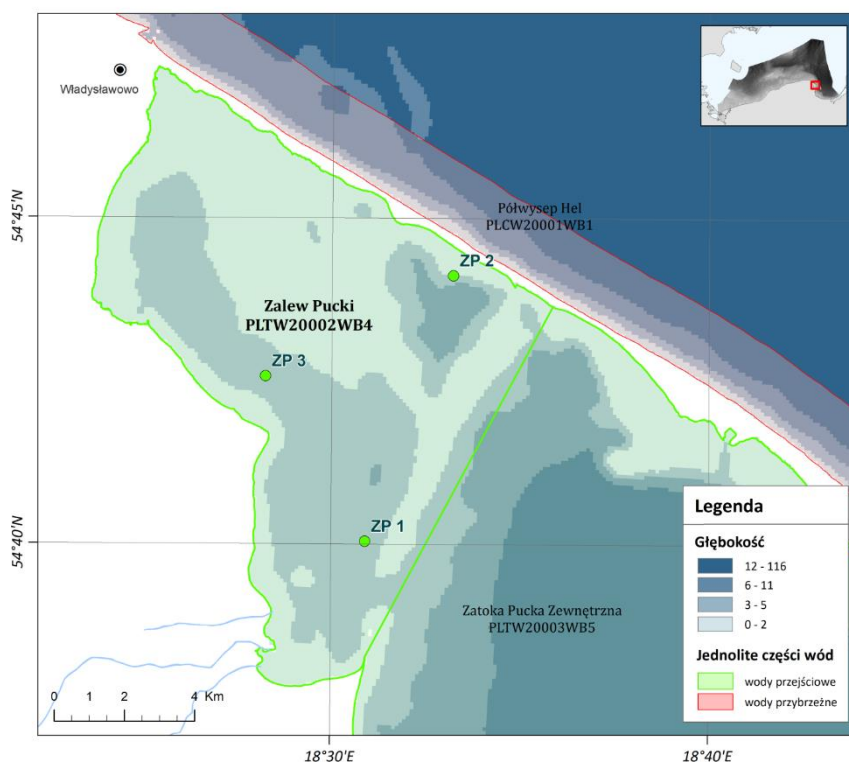
Rys. II.41. Polskie wody przybrzeżne Półwysep Hel – punkty monitoringowe.



Rys. II.42. Zalew Wiśłany – punkty monitoringowe.



Rys. II.43. Zatoka Pucka Zewnętrzna – punkty monitoringowe.



Rys. II.44. Zalew Pucki – punkty monitoringowe.

Szczegółowe informacje na temat Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb zostały podane w dokumencie: Przewodnik do klasyfikacji stanu/potencjału ekologicznego na podstawie wskaźnika PMFI (Polish Multimetric Fish Index), który powstał w ramach zadania 8 umowy nr GIOŚ/122/2022/DMŚ/NFOŚ, zawartej pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – PIB.

Poniżej zostały przedstawione podstawowe założenia PMFI. Indeks obliczany jest na podstawie czterech wskaźników cząstkowych, które opisują skład i różnorodność taksonomiczną oraz liczebność ryb i grup ryb. Są to:

- Liczba gatunków (z ang. number of species, NS);
- Indeks Shannona (z ang. Shannon Index, SI);
- Liczba gatunków słodkowodnych (z ang. number of freshwater species, NFS);
- Liczebność gatunków obcych (z ang. abundance of alien species, AAS).

Ocenia się, że zestaw wskaźników cząstkowych uwzględnionych w PMFI jest w dobrej równowadze, ponieważ reprezentowane są kombinacje wskaźników opisujących różne aspekty struktury i funkcjonowania zbiorowisk ryb: bogactwo gatunków, różnorodność, typy użytkowania siedliska oraz pochodzenie (Hering i in., 2006).

Aby wyznaczyć powyższe wskaźniki cząstkowe należy przypisać gatunki do poszczególnych grup (gatunki obce i gatunki słodkowodne). Przyporządkowanie gatunków do określonej kategorii wynika z wiedzy eksperckiej o ekologii i biologii poszczególnych ryb. Aby uzyskać końcową ocenę dla poszczególnych JCWP należy:

- Wyliczyć wartości dla powyższych wskaźników cząstkowych: NS, SI, NFS, AAS dla każdego z punktów pomiarowych.
- Znaleźć klasę punktową przypisaną do danej wartości wskaźnika korzystając z Tabela II.22-Tabela II.25. Wartości wszystkich wskaźników zależą od zasolenia, zatem granice poszczególnych klas dla każdego wskaźnika cząstkowego wyznaczono dla 11 poziomów zasolenia (od 0 do 10 PSU).

- Uśrednić klasę punktową dla wskaźnika cząstkowego pomiędzy punktami pomiarowymi należącymi do tego samego JCWP. Uzyskaną średnią należy zaokrąglić w dół do liczby całkowitej.
- Wyznaczyć średnią indeksu PMFI, zaokrągloną (w dół) do wartości całkowitej, na podstawie 4 wskaźników cząstkowych.
- Do powyższej średniej, za pomocą Tabeli II.26, dopasować wartości PMFI do Wskaźnika Jakości Ekologicznej (WJE) oraz stanu/potencjału ekologicznego dla każdej JCWP.

Tabela II.22. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego NS (liczba gatunków). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
0	<10,73	≥10,73	≥21,45	≥32,18	≥42,9
1	<10,13	≥10,13	≥20,26	≥30,4	≥40,53
2	<9,57	≥9,57	≥19,14	≥28,71	≥38,28
3	<9,04	≥9,04	≥18,08	≥27,12	≥36,17
4	<8,54	≥8,54	≥17,08	≥25,62	≥34,16
5	<8,07	≥8,07	≥16,14	≥24,21	≥32,27
6	<7,62	≥7,62	≥15,24	≥22,87	≥30,49
7	<7,2	≥7,2	≥14,4	≥21,6	≥28,8
8	<6,8	≥6,8	≥13,6	≥20,41	≥27,21
9	<6,43	≥6,43	≥12,85	≥19,28	≥25,7
10	<6,14	≥6,14	≥12,28	≥18,43	≥24,57

Tabela II.23. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego SI (Indeks Shannona). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
0	<0,72	≥0,72	≥1,44	≥2,16	≥2,88
1	<0,7	≥0,7	≥1,39	≥2,09	≥2,79
2	<0,67	≥0,67	≥1,35	≥2,02	≥2,69
3	<0,65	≥0,65	≥1,3	≥1,95	≥2,6
4	<0,63	≥0,63	≥1,26	≥1,89	≥2,52
5	<0,61	≥0,61	≥1,22	≥1,83	≥2,44
6	<0,59	≥0,59	≥1,19	≥1,78	≥2,37
7	<0,57	≥0,57	≥1,15	≥1,72	≥2,3
8	<0,56	≥0,56	≥1,11	≥1,67	≥2,23
9	<0,54	≥0,54	≥1,08	≥1,62	≥2,15
10	<0,52	≥0,52	≥1,04	≥1,56	≥2,08

Tabela II.24. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego NFS (liczba gatunków słodkowodnych). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
0	<4,66	≥4,66	≥9,32	≥13,98	≥18,65
1	<3,81	≥3,81	≥7,62	≥11,43	≥15,23
2	<3,14	≥3,14	≥6,27	≥9,41	≥12,54
3	<2,72	≥2,72	≥5,43	≥8,15	≥10,86
4	<2,35	≥2,35	≥4,7	≥7,05	≥9,41
5	<2,04	≥2,04	≥4,07	≥6,11	≥8,14
6	<1,76	≥1,76	≥3,53	≥5,29	≥7,05
7	<1,53	≥1,53	≥3,05	≥4,58	≥6,11
8	<1,32	≥1,32	≥2,64	≥3,97	≥5,29
9	<1,14	≥1,14	≥2,29	≥3,43	≥4,58
10	<0,99	≥0,99	≥1,98	≥2,97	≥3,96

Tabela II.25. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego AAS (liczebność gatunków obcych). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
0	>2,62	≤2,62	≤1,96	≤1,31	≤0,65
1	>4,4	≤4,4	≤3,3	≤2,2	≤1,1
2	>8,49	≤8,49	≤6,36	≤4,24	≤2,12
3	>14,4	≤14,4	≤10,8	≤7,2	≤3,6
4	>20,32	≤20,32	≤15,24	≤10,16	≤5,08
5	>26,23	≤26,23	≤19,68	≤13,12	≤6,56
6	>32,15	≤32,15	≤24,11	≤16,07	≤8,04
7	>38,07	≤38,07	≤28,55	≤19,03	≤9,52
8	>43,98	≤43,98	≤32,99	≤21,99	≤11
9	>49,9	≤49,9	≤37,42	≤24,95	≤12,47
10	>55,81	≤55,81	≤41,86	≤27,91	≤13,95

Tabela II.26. Wartości graniczne wskaźnika PMFI oraz Wskaźnika Jakości Ekologicznej (WJE) dla pięciu klas stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych.

Stan ekologiczny	Potencjał ekologiczny	Klasa stanu	Wartość PMFI	WJE
BARDZO DOBRY	DOBRY I POWYŻEJ DOBREGO	I	5	≥0,8
DOBRY		II	4	≥0,6
UMIARKOWANY	ŚREDNI	III	3	≥0,4
SŁABY	SŁABY	IV	2	≥0,2
ZŁY	ZŁY	V	1	<0,2

Ocena stanu/potencjału ekologicznego JCWP na podstawie Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb za 2022 rok

Ocena stanu oraz potencjału ekologicznego wód przejściowych została opracowana zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz wykonana na podstawie danych z monitoringu ichtiofauny przeprowadzonego w 2022 roku.

Na podstawie danych uzyskanych w 2022 roku dokonano oceny 5 Jednolitych Części Wód (Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego, Półwysep Hel, Zalew Pucki, Zalew Wiślany, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Tabela 1) na podstawie Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb.

Ocenę stanu/potencjału ekologicznego uzyskano na podstawie wartości dla 4 wskaźników cząstkowych dla poszczególnych stacji pomiarowo-kontrolnych. Wspomniane wskaźniki cząstkowe to:

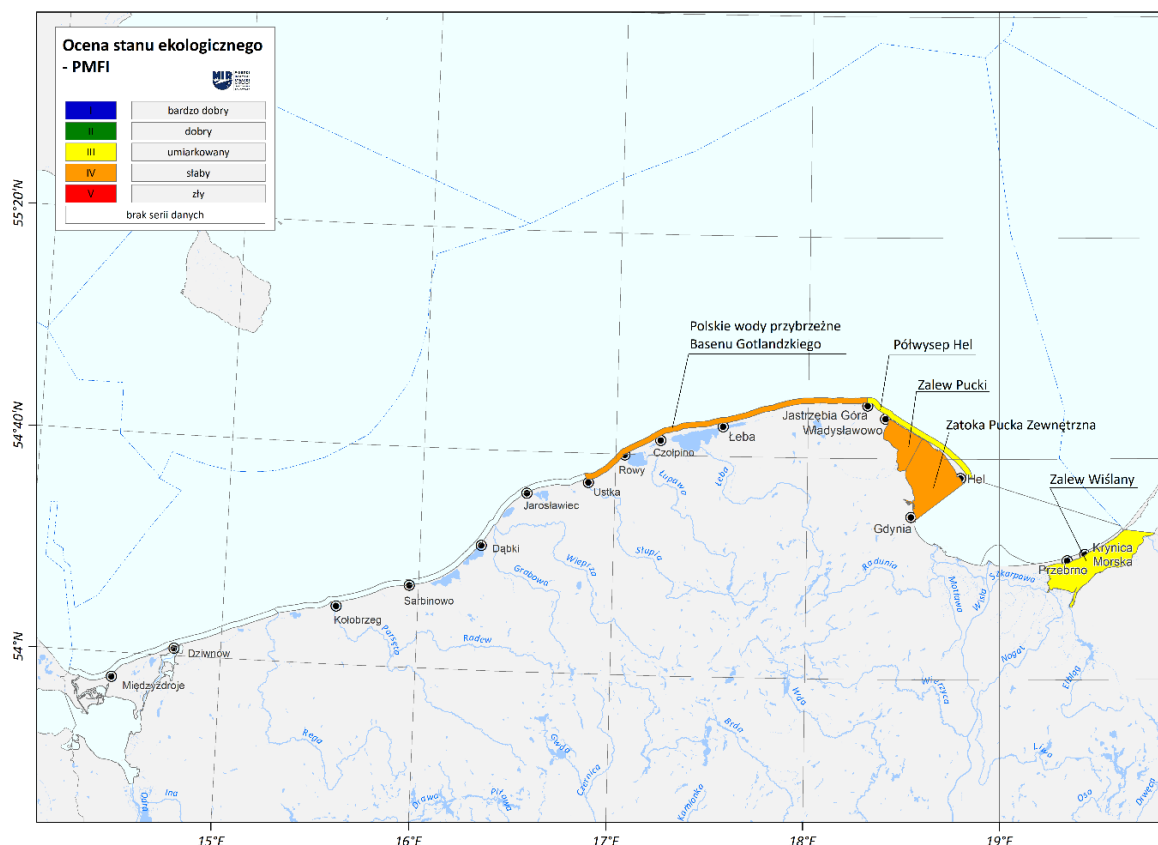
- NS - Liczba gatunków /bogactwo gatunkowe/ (z ang. number of species)
- SI - Indeks Shannona (z ang. Shannon Index)
- NFS - Liczba gatunków słodkowodnych (z ang. number of freshwater species)
- AAS - Liczebność gatunków obcych (z ang. abundance of alien species).

W 2022 trzy rejony osiągnęły stan słaby (IV Klasa stanu/potencjału). Są to: Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego, Zalew Pucki oraz Zatoka Pucka Zewnętrzna. Natomiast dwie JCWP: Półwysep Hel oraz Zalew Wiślany osiągnęły stan umiarkowany (III Klasa stanu/potencjału).

Wyniki dla poszczególnych wskaźników cząstkowych oraz ocena stanu i potencjału ekologicznego w JCWP objętych monitoringiem w 2022 roku przedstawiono w Tabeli II.27 oraz na Rys. II.45.

Tabela II.27. Wartości Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb (PMFI) i klasa stanu/potencjału ekologicznego dla JCWP badanych w 2022 roku.

Jednolite Części Wód Przejściowych i Przybrzeżnych	Średnia wartość wskaźników cząstkowych dla poszczególnych JCWP				Średnia wartość PMFI	Klasa stanu/potencjału	Ocena stanu/potencjału ekologicznego na podstawie PMFI
	NS	SI	NFS	AAS			
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	2	2	2	5	2	IV	słaby
Półwysep Hel	2	3	2	5	3	III	umiarkowany
Zalew Pucki	1	2	1	4	2	IV	słaby
Zalew Wiślany	1	3	3	5	3	III	umiarkowany
Zatoka Pucka Zewnętrzna	2	2	1	3	2	IV	słaby



Rys. II.45. Mapa obrazująca wyniki oceny stanu na podstawie wskaźnika PMFI w 2022 roku.

Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI 1)

Indeks LFI odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, obserwowanych w połowach badawczych, realizujących zadania związane z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS). Wskaźnik LFI spełnia kryteria dla Cechy D1C3 i D4C3 z Decyzji Komisji 2017/848/UE. Jest on dobrze rozwinięty dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego. Dla Bałtyku indeks obejmuje jedynie zbiorowość ryb dennych z wyłączeniem ryb pelagicznych, uwzględniając 5 gatunków: (dorsz, witlinek, stornia, gładzica, skarp).

Indeks wielkości ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb¹. Wyrażany jest w jednostce CPUE (połów na jednostkę nakładu połowowego). Obecnie wskaźnik LFI uznany został za wskaźnik podstawowy w opracowaniach HELCOM CORESET II. Dotychczasowe badania nad indeksem LFI dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Rybołówstwo, mające bezpośredni wpływ na strukturę zbiorowisk ryb, może prowadzić do zwiększenia relatywnej liczebności małych osobników i obniżenia średniej długości ryb, zmieniając tym samym wartości wskaźnika LFI.

Duże ryby, obecne w połowach badawczych, wskazują na dobry stan Morza Bałtyckiego. Indeks ma wyrażać zmiany śmiertelności połowowej na poziomie zbiorowisk. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich zasobów pokarmowych może

¹ Pojęcie „duże ryby” oznacza ryby powyżej długości całkowitej (*longitudo totalis*) określonej specyficznie dla każdego obszaru. W przypadku Polskich Obszarów Morskich „duże ryby” to osobniki powyżej 30 cm l.t

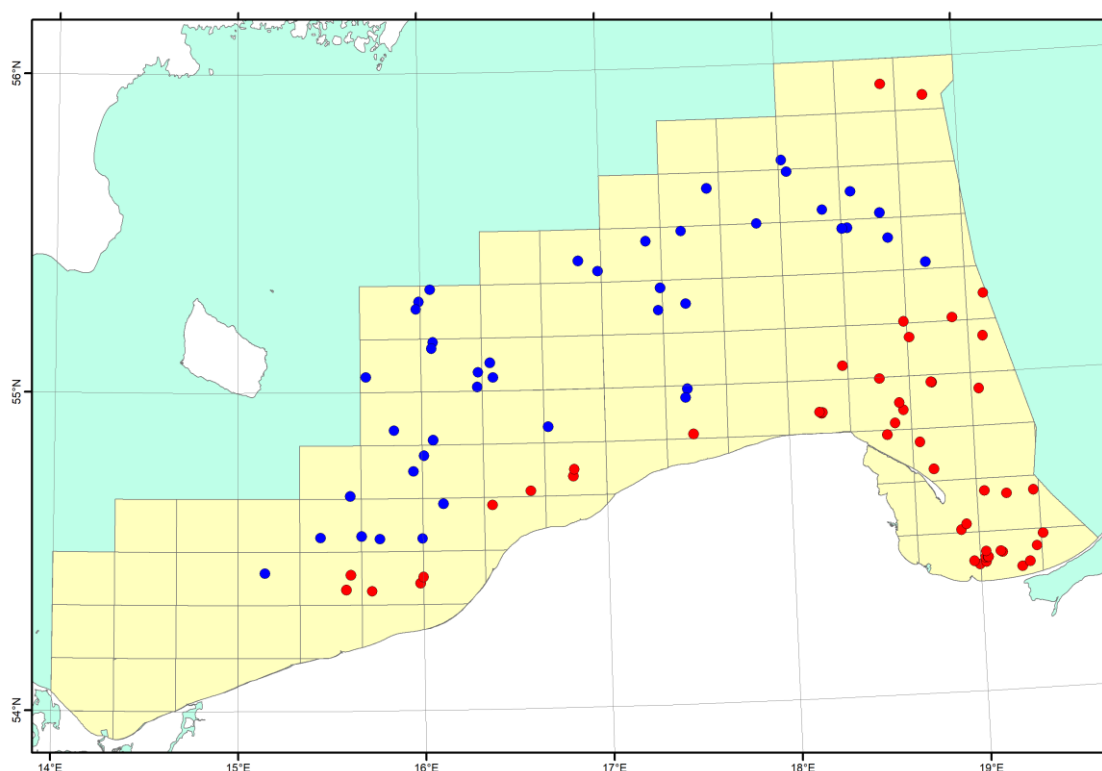
następować zjawisko przegęszczenia populacji i zmniejszeniu średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.

Na wartość indeksu mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura lub koncentracje substancji biogennych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI a presją połowową, zastosowana zostanie wyznaczona w 2011 roku granica pomiędzy subGES a GES. Granica ta została wykorzystana również w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w zakresie ichtiofauny za lata 2011–2016 opracowanej przez Polskę w 2018 roku i jako taka obowiązuje nadal.

Użyte w 2011 roku (na etapie rozwoju i testowania wskaźnika) dane pochodziły z rejsów dennych zrealizowanych w ramach międzynarodowego programu BITS z 1 kwartału danego roku kalendarzowego. Do obliczenia wartości wskaźnika w okresie jedenastoletnim (2000–2008 oraz 2009–2011) w polskiej strefie połowowej użyto danych z bazy DATRAS oraz własnej bazy utworzonej na potrzeby projektu. Oprócz danych polskich, użyto również danych z rejsów duńskich, które pochodziły z połowów w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej. Do obliczeń wykorzystano dane z 476 polskich oraz 261 duńskich punktów poboru prób ichtiofauny. Ze względu na niekompletność informacji o przyłowie wszystkich dennych gatunków, brak jest możliwości użycia danych sprzed 2000 roku do szacowania tego wskaźnika.

W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskiego wybrzeża, dokonuje się oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza (odpowiadającej podobszarowi ICES 26) i zachodniej części (odpowiadającej podobszarowi ICES 25). Kalkulacja wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24, nie została opracowana, ponieważ nie ma możliwości oceny stanu tamtejszego zespołu ryb na podstawie wyników pochodzących jedynie z leżącego w granicach POM małego wycinka podobszaru 24 (dominujący w powyższych obliczeniach dorsz, bytujący w podobszarach ICES 22–24, tworzy tam odrębne stado zachodnie).

Do obliczenia wartości wskaźnika LFI w 2022 roku użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskiej strefie ekonomicznej, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 49 stacji polskich oraz 42 stacji duńskich (Rys. II.46).



Rys. II.46. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2022 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (49); ● stacje duńskie (42).

Ocena stanu środowiska w zakresie cechy D1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny

Na forum HELCOM nie wyznaczono dotychczas granic GES dla wskaźnika dużych ryb w ichtiofaunie dennej Bałtyku. Testowanie wskaźnika wykazało, że od 2008 roku wartość indeksu wzrastała, co świadczyło o wzrastającym udziale ryb dużych. Tendencję tę obserwowano zarówno dla dorsza, jak i dla pozostałych gatunków dennych Bałtyku. Wzrost wartości wskaźnika LFI wykazano w okresie, gdy zaczęto redukować połowy dorsza, co skutkowało zmniejszaniem śmiertelności połowowej tego gatunku.

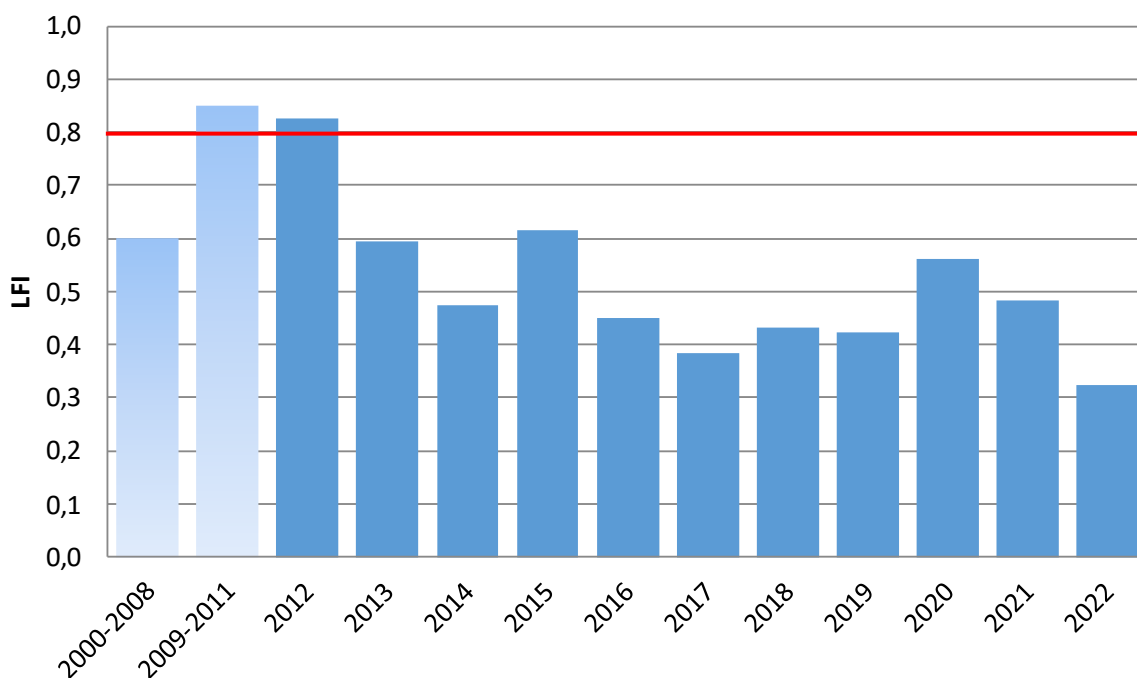
W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000–2008) odpowiadać będą stanowi subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009–2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód otwartych, prezentować będzie poziom GES. Te same wartości granicy GES/subGES znalazły się w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich za lata 2011–2016.

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2022 roku przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska morskiego – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES. Jest to założenie, które wymaga weryfikacji w toku dalszych prac projektów HELCOM odpowiedzialnych za rozwój wskaźników.

LFI dla strefy otwartego morza – część zachodnia (ICES 25)

Wartość wskaźnika LFI w latach 2009–2011 roku wyniosła 0,85 (SD=0,05), i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) dla lat 2000–2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,8.

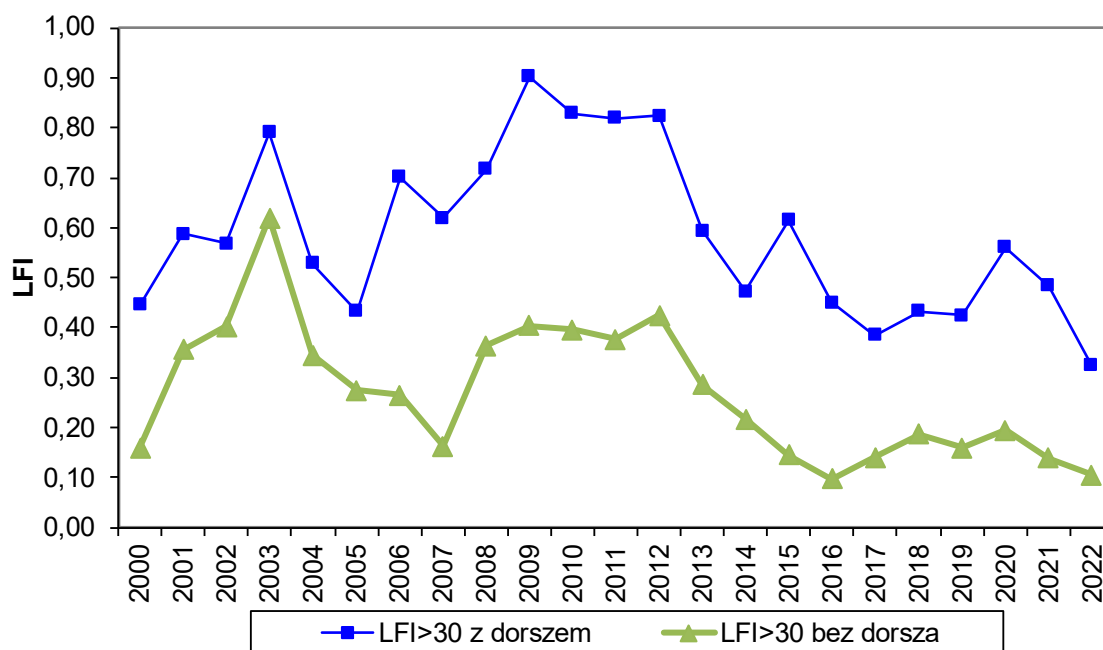
W obecnej ocenie (dane z roku 2022) wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,32 dla podobszaru ICES 25. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES (Rys. II.47, Rys. II.51, Tabela II.28).



Rys. II.47. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2022 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

Poniżej zamieszczono krzywe przedstawiające udział dużych ryb w połowach BITS w okresie 2000–2022 (Rys. II.48). Udział dużych ryb z wyłączeniem dorsza (pozostali: stornia, gładzica, skarp oraz witlinek) przedstawiony został za pomocą linii przerywanej. Sposób prezentacji wyników również z wyłączeniem dorsza pozwala na zobrazowanie dużego

znaczenia tego gatunku, jako mającego istotny wpływ na wartość wskaźnika LFI w obrębie Polskich Obszarów Morskich, mieszczących się w podobszarze ICES 25 Morza Bałtyckiego.



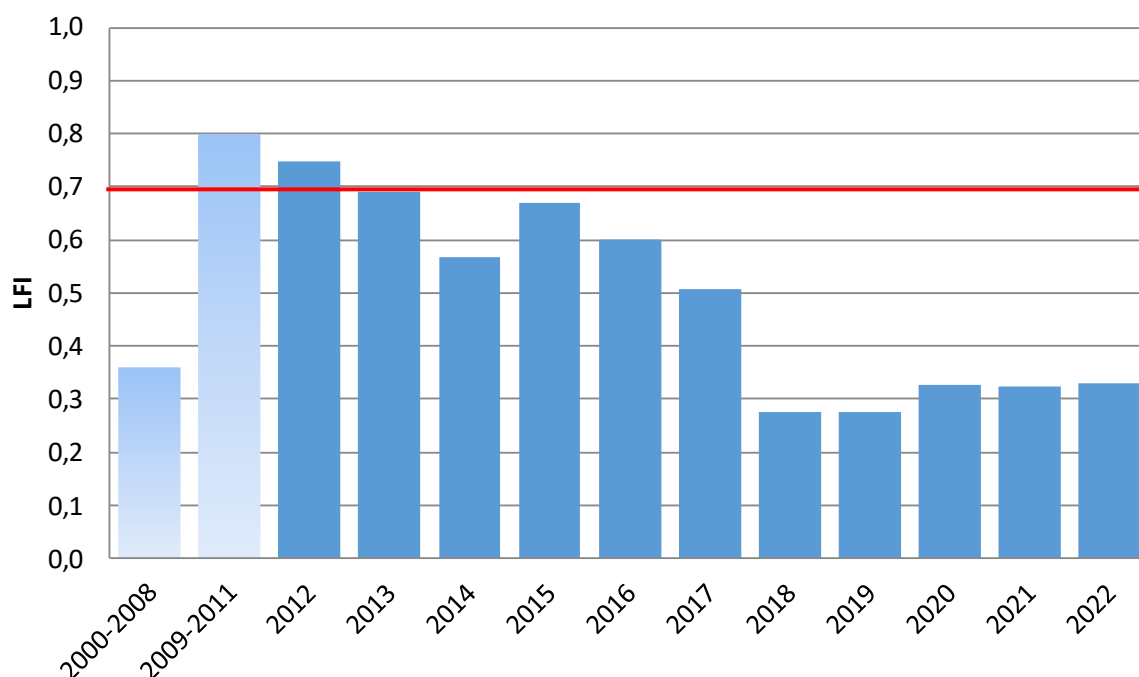
Rys. II.48. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2022 w podobszarze ICES 25.

W podobszarze ICES 25 odnotowano bardzo duży spadek wskaźnika LFI. Malejący trend zaobserwowano poczynając od roku 2020, gdzie wartość wskaźnika wyniosła 0,56, poprzez 0,48 w roku 2021, aby w 2022 obniżyć się do poziomu 0,32. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również zmalała i wynosi obecnie 0,10. Analiza obu wskaźników wskazuje na spadek biomasy dużych dorszy i dużych storni w populacji. Na tej podstawie można wnioskować, że nastąpiło pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w podobszarze 25. Uzyskana w 2022 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,32 i 0,80). Jest to również najniższa wartość jaką zaobserwowano poczynając od roku 2000.

LFI dla strefy otwartego morza – część wschodnia (ICES 26)

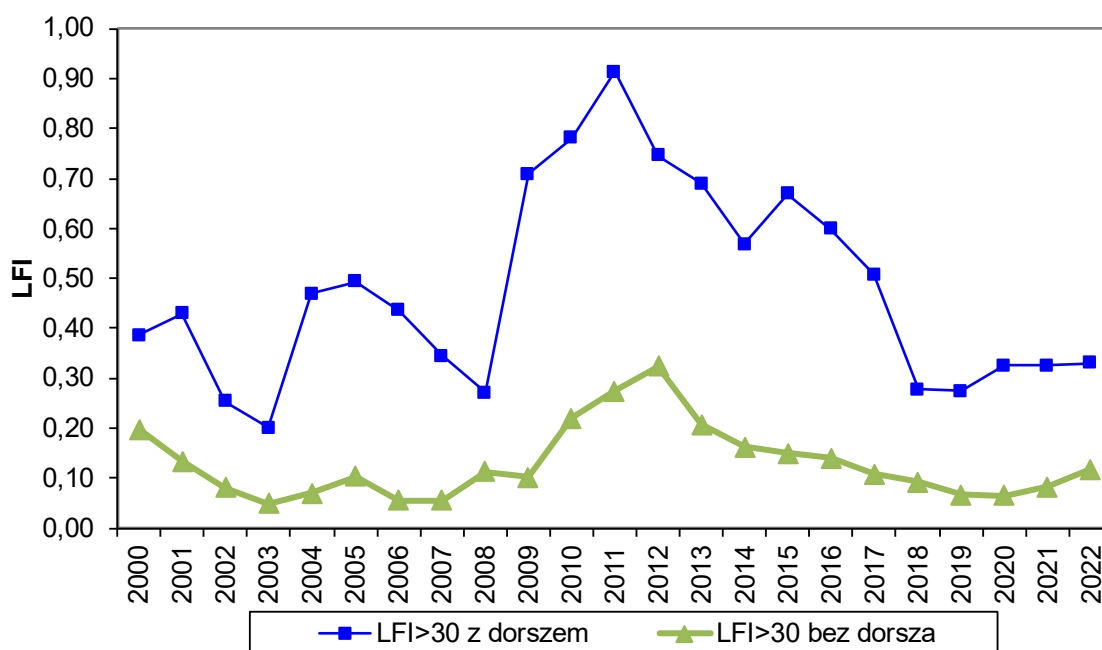
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009–2011 roku wyniosła 0,80 (SD=0,10) i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000–2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,7.

W obecnej ocenie (dane z roku 2022) wartość wskaźnika LFI wyniosła dla podobszaru ICES 26 0,33. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu – subGES (Rys. II.49, Rys. II.51., Tabela II.28).



Rys. II.49. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2022 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

Wykres przedstawiający udział dużych ryb w okresie 2000-2022 dla podobszaru ICES 26 (Rys. II.50) charakteryzuje udział dużych ryb z uwzględnieniem wszystkich 5 gatunków (linia ciągła) oraz po wyłączeniu dorsza (linia przerywana). Także w podobszarze ICES 26 i należących do niego polskich obszarach morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.



Rys. II.50. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2022 w podobszarze ICES 26.

W podobszarze ICES 26 w roku 2022 wartość wskaźnika LFI (0,33) jest zbliżona do wartości z roku poprzedniego. Począwszy od roku 2020 utrzymuje się na podobnym poziomie oscylując pomiędzy 0,32, a 0,33. Na tej podstawie możemy wnioskować, że udział biomasy dużych dorszy w populacji pozostaje niezmienny, a co za tym idzie stan środowiska

Ocena stanu środowiska w wybranych typach biotycznych wód POM – Cecha D1



Podobszar ICES	Indeks LF1
Otwarte morze - część wschodnia (ICES 26)	subGES
Otwarte morze - część zachodnia (ICES 25)	subGES

Na podstawie danych zebranych w okresie 2011-2022 dokonano wstępnej oceny stanu środowiska morskiego w wybranych JCWP należących do wód przejściowych wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Wiślany). W niniejszym dokumencie dokonano oceny eksperckiej dla 2022 roku. Ocenę stanu środowiska morskiego wykonano w oparciu o 2 wskaźniki ichtiofauny: Liczebność kluczowych grup troficznych i Liczebność gatunków kluczowych. Pierwszy wskaźnik spełnia kryteria dla Cechy D4C2, a drugi kryterium D1C2 i D3C2 z Decyzji Komisji UE 2017/848 ustanawiającej kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska morskich oraz specyfikację i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylającą decyzję 2010/477 UE. Oba

wskaźniki zostały uznane za wskaźniki podstawowe w opracowaniach Helcom (HELCOM 2018a, HELCOM 2018b, HELCOM 2018c).

Pierwszy ze wskaźników, Liczebność kluczowych grup troficznych, obejmuje kluczowe grupy funkcjonalne ryb przybrzeżnych, tj. ryby karpiowate obejmujące wszystkie gatunki ryb karpiowatych (Cyprinidae) i mesopredatory, tj. uwzględniające gatunki ryb posiadające indeks troficzny wyższy od 2 natomiast niższy od 4 (wg. Fishbase.org), które zastąpiły grupę ryb drapieżnych. Różnica jest efektem dyskusji jaka toczyła się wiosną 2021 oraz 2022 roku w ramach prac grupy HELCOM FISH PRO w związku z planowaną oceną HOLAS III. Zdecydowano, iż w wielu przypadkach grupa drapieżników jest zdominowana wyłącznie przez okonia, lub niedostatecznie reprezentowana przez gatunki uznane za ryby drapieżne (indeks troficzny powyżej 4), co może wpływać na błędną ocenę stanu środowiska na podstawie ichtiofauny (HELCOM, 2021a). W oparciu o dyskusję w ramach prac grupy FISH PRO, zdecydowano iż w przypadku Zalewu Puckiego oraz Zatoki Puckiej Zewnętrznej mesopredatory są wskaźnikiem wiarygodniej odzwierciedlającym stan ichtiofauny, gdyż obejmują większą liczbę gatunków ryb, charakterystycznych dla wymienionych JCWP. W przypadku Zalewu Wiślanego jako wskaźnik pozostawiono grupę ryb karpiowatych.

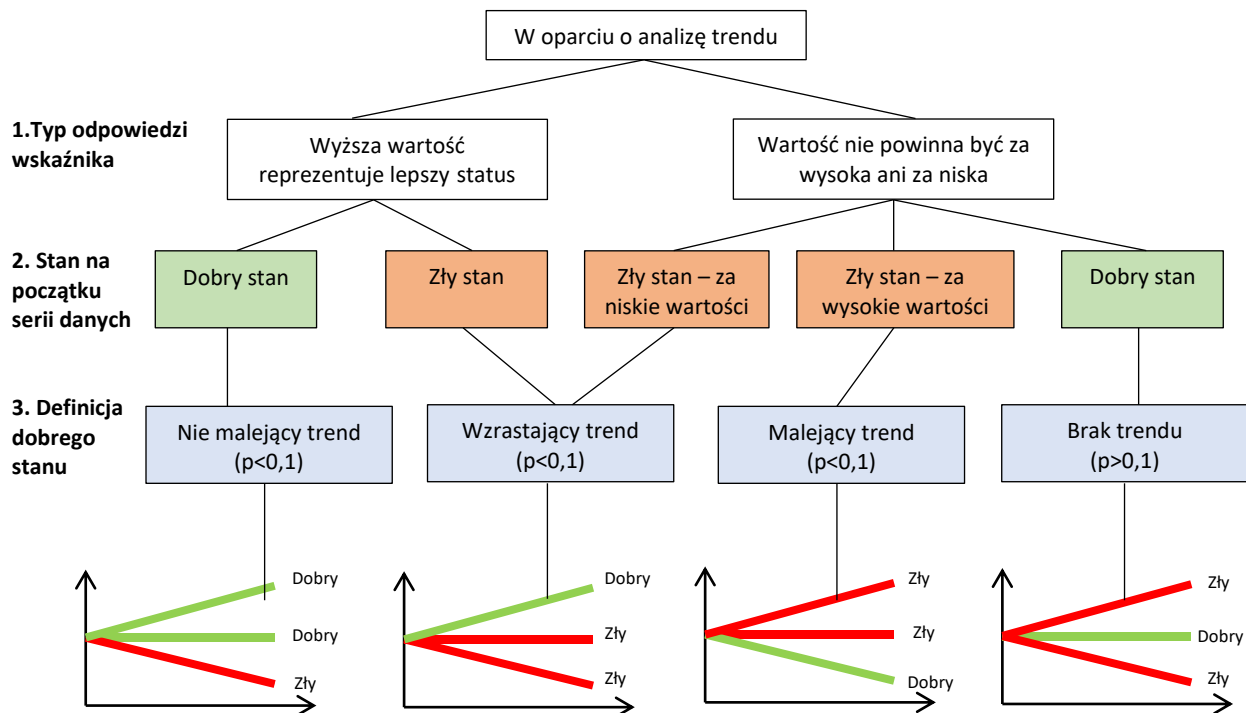
Metoda oceny

Z definicji, dobry stan ekologiczny zostanie osiągnięty, gdy liczebność mesopredatorów i ryb karpiowatych mieści się w dopuszczalnym zakresie dla ocenianego obszaru. Drugi wskaźnik, Liczebność gatunków kluczowych, dotyczy występowania kluczowych gatunków ryb przybrzeżnych (stornia i okoń) w obszarach przybrzeżnych Morza Bałtyckiego. Z reguły dobry stan osiąga się, gdy liczebność kluczowych gatunków przekracza ustaloną wartość progową, charakterystyczną dla danego obszaru i gatunku. Zbiorowiska ryb przybrzeżnych w Morzu Bałtyckim mają duże znaczenie ekologiczne i społeczno-gospodarcze. Związane jest to m.in. z funkcjonowaniem rybołówstwa rekreacyjnego i rybołówstwa komercyjnego realizowanego na małą skalę. W związku z tym, stan ichtiofauny zasadniczo odzwierciedla stan ekologiczny ekosystemów przybrzeżnych.

Zmiany wartości obu wskaźników odzwierciedlają głównie skutki zmian wywołanych rybołówstwem i związaną z nim śmiertelnością połowową, dostępnością i jakością siedlisk oraz eutrofizacją, jak również naturalnymi procesami zachodzącymi w łańcuchu pokarmowym i drapieżnictwem nadrzędnym drapieżników. Liczne i silne populacje gatunków kluczowych jak również ryb drapieżnych są wskaźnikami dobrego stanu środowiska z niewielkimi objawami eutrofizacji i zrównoważonego łańcucha pokarmowego. Z kolei zbyt wysoka liczebność ryb karpiowatych i mesopredatorów wskazuje na gorsze warunki środowiskowe, podwyższoną eutrofizację i podwyższoną temperaturę wody.

Ocena może być przeprowadzona dwoma metodami, zaś wybór metody zależy od dostępności danych. Jeżeli dostępne są dostatecznie długie serie czasowe, na podstawie których można wyliczyć wskaźniki, możliwe jest wykorzystanie podstawowego podejścia opartego o porównanie aktualnych wartości wskaźników z wartościami obserwowanymi w okresie referencyjnym (tzw. „baseline approach”). Aby zastosować takie podejście dane muszą spełniać szereg kryteriów. Między innymi, dostępne dane w okresie referencyjnym muszą obejmować wystarczającą liczbę lat. W metodyce HELCOM przyjęto, że okres referencyjny musi obejmować przynajmniej dwie generacje gatunku kluczowego dla ocenionego wskaźnika. Obecnie, pod pojęciem generacji przyjmuje się okres 3-5 lat, rozumiany jako czas od tarła osobników rodzicielskich do osiągnięcia dojrzałości płciowej ich potomstwa. Dzięki temu bierze się pod uwagę efekty silnych kohort poszczególnych gatunków, które mogą znacząco zaburzać ostateczną ocenę stanu środowiska. Dla ryb strefy przybrzeżnej sugeruje się, że okres ten wynosi 10 lat. Ponadto, seria czasowa reprezentująca wartości wskaźników w okresie referencyjnym nie może wykazywać liniowego trendu zmian (dla $n \geq 10$, $p > 0,1$). Konieczne jest zatem uwzględnienie okresu, w którym stan środowiska i wartości wskaźników pozostawały stabilne. Okres referencyjny nie musi obejmować serii czasowej zbliżonej do okresu oceny, ale powinien pochodzić z „okresu reprezentującego podobne warunki środowiskowe”, tj. nie powinien się odnosić do stanu z lat 60tych ubiegłego wieku, kiedy warunki w Morzu Bałtyckim były odmienne od obecnych. Przy czym, kluczowym warunkiem jest zachowanie jednorodności źródła pochodzenia danych (tzn. dane różnych źródeł, jak z połowów komercyjnych, niekomercyjnych czy wędkarskich nie mogą być łączone) przy wyznaczaniu okresu referencyjnego i okresu ocenianego. Wybór odpowiedniego okresu, który odpowiada dobremu stanowi środowiska (GES) może być dokonany na podstawie dodatkowych źródeł informacji lub

oceny eksperckiej. Po wybraniu okresu referencyjnego, dane dotyczące wartości ocenianych wskaźników poddawane są losowaniu ze zwracaniem („bootstrap with replacement”) i szacowany jest rozkład mediany dla tych wartości. N-ty (w zależności od charakteru wskaźnika) percentyl rozkładu mediany stanowi dalej granicę GES/subGES (wartość progową), do której przyrównywana jest wartość wskaźnika obserwowana w okresie oceny. Okres oceniany powinien obejmować co najmniej 15 lat (HELCOM 2018c).



Rys. II.52. Drzewo do oceny zbiorowisk ryb przybrzeżnych w oparciu o analizę trendu.

Jeżeli wymagania te nie są spełnione (np. seria czasowa <15 lat), możliwe jest zastosowanie zastępczej metodyki, opartej o analizę trendu (Rys. II.52). W metodzie tej poddaje się testom statystycznym serię czasową, która odzwierciedla zmiany w wartościach poszczególnych wskaźników na danym stanowisku monitoringu. Istotność statystyczna trendu ($p > 0,1$ lub $p < 0,1$) oraz jego kierunek (w zależności od charakteru wskaźnika trend wzrostowy lub spadkowy) wskazuje na osiągnięcie lub nieosiągnięcie stanu GES. Ograniczeniem w tym podejściu metodycznym jest aspekt statystycznej analizy danych. Użycie krótkiej serii czasowej związane jest z niską mocą statystyczną testu z powodu małej liczby obserwacji (wartości wskaźnika w poszczególnych latach). Ponadto, należy mieć na uwadze, że obserwowane tendencje mogą mieć charakter krótkich (kilkuletnich) fluktuacji liczebności gatunków, związanych z naturalną dynamiką populacji ryb występujących w wodach przybrzeżnych.

Przy zastosowaniu analizy trendu najpierw ustalamy czy początek serii danych reprezentuje GES czy subGES. Możemy to ustalić na podstawie danych z wcześniejszych lat lub na podstawie oceny eksperckiej. Dla wskaźnika Liczebność gatunków kluczowych i Liczebność kluczowych grup troficznych (mesopredatory), gdzie wyższe wartości odzwierciedlają lepszy stan, przyjmujemy następującą procedurę: Jeżeli początek serii danych reprezentuje dobry stan środowiska, to trend wartości wskaźnika nie powinien być malejący, aby osiągnąć GES. Jeżeli początek serii danych reprezentuje zły stan środowiska, to trend wskaźnika powinien być rosnący, aby osiągnąć GES (Rys. II.52).

Dla wskaźnika Liczebność kluczowych grup troficznych (karpowate) wartość wskaźnika nie powinna być za wysoka, ani za niska. Przyjmujemy następującą procedurę: Jeżeli początek serii danych reprezentuje dobry stan środowiska, to nie powinno być żadnego trendu we wskaźniku, aby osiągnąć GES. Jeżeli początek serii danych reprezentuje zły stan środowiska, to trend wskaźnika powinien być malejący, jeżeli wartość wskaźnika na początku serii danych była za wysoka. Jeżeli wartość wskaźnika na początku serii danych była za niska, to trend musi być rosnący, aby osiągnąć GES (Rys. II.52). Dane powinny zostać zlogarytmowane, a trend powinien być istotny statystycznie ($p < 0,1$).

Oceny stanu środowiska dla większego obszaru dokonuje się poprzez określenie stanu środowiska na poszczególnych jednostkach monitoringu. Ogólny stan to taki, który występuje na większości monitorowanych jednostek. Jeżeli liczba jednostek ze złym stanem jest taka sama jak z dobrym, to stan całego obszaru definiuje się jako zły.

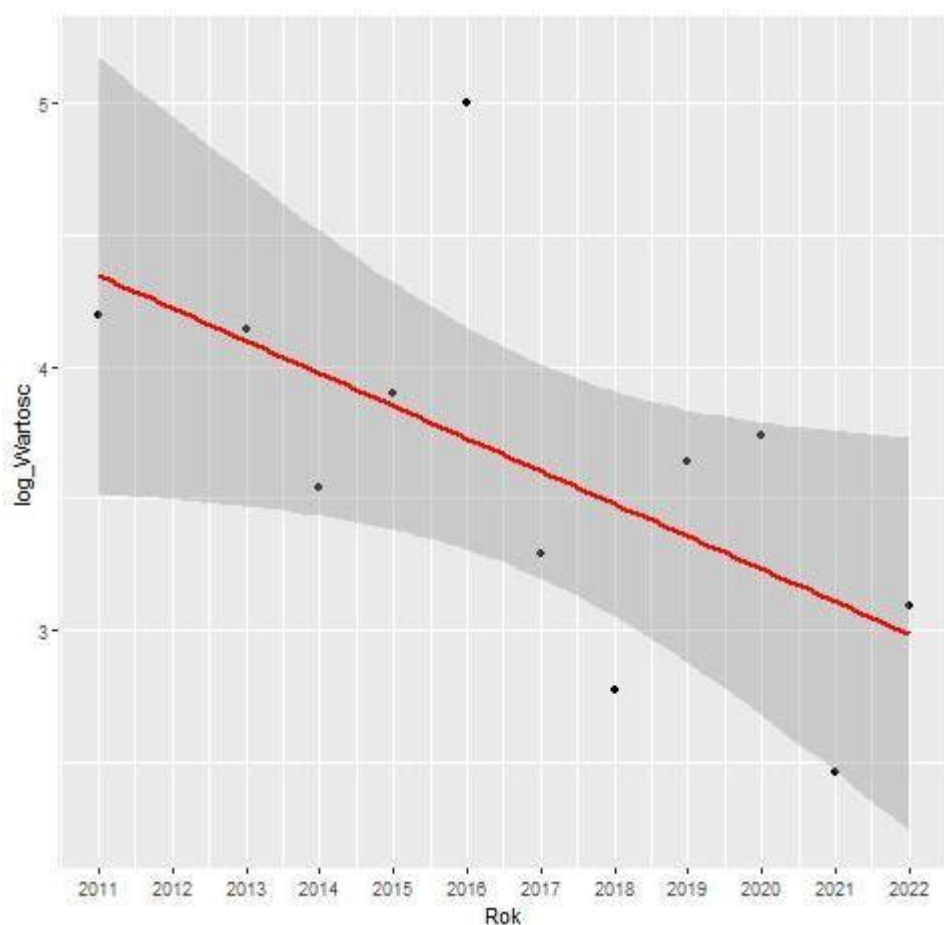
Wartości wskaźników obliczono w ramach monitoringu stanu środowiska zgodnie z opracowanym w 2011 roku programem diagnostycznego monitoringu ichtiofauny w ramach umowy nr 61/2021/F z dnia 09.12.2010 r., uaktualnionym w 2020 roku w ramach opracowywania aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, przyjętym przez Radę Ministrów w 2021 roku. Oceny dokonano dla trzech JCWP: Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej i Zalewu Wiślanego, jako jednolitych części wód posiadających najdłuższą serię danych. Rok 2011 został przyjęty jako stan wyjściowy do przeprowadzenia oceny trzech jednolitych części wód przejściowych w Polskich Obszarach Morskich. Ocena dokonywana jest w oparciu o zasadę większości. W przypadku nieparzystej liczby wskaźników cząstkowych na podstawie których dokonywana jest ocena, o końcowym wyniku decyduje status przeważający wśród wskaźników cząstkowych. W związku z tym, iż uzyskane wyniki wskaźników cząstkowych są niejednoznaczne, przyjęto konserwatywne podejście do dokonania oceny stosując zasadę „one out – all out” (OOAO) (HELCOM 2018a; HELCOM 2018c). W przypadku parzystej liczby wskaźników cząstkowych, uzyskanie złego stanu środowiska na podstawie połowy wskaźników cząstkowych, ocena końcowa w oparciu o dany wskaźnik jest nadal negatywna.

Dane za 2022 rok zostały przygotowane według formatu bazy COOL, prowadzonej przez zespół ekspertów HELCOM FISH PRO.

Wyniki

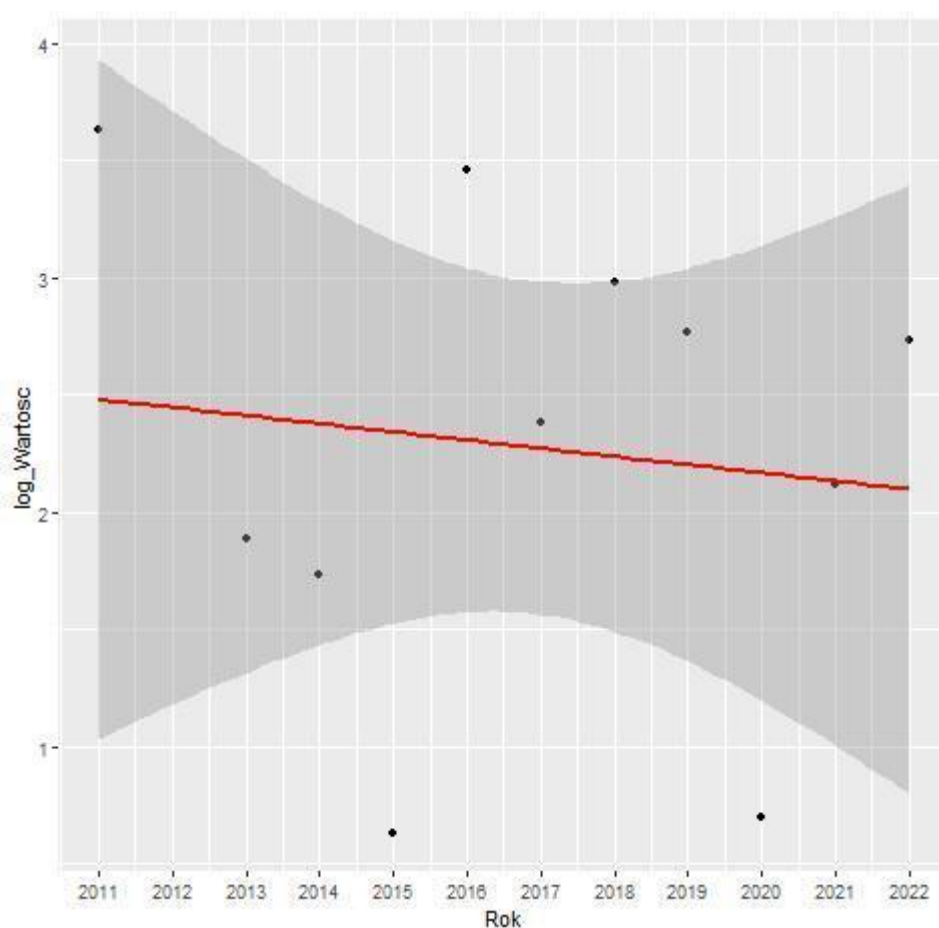
Zalew Pucki

Grupa troficzna mesopredatory – ocena ekspercka wykazała, iż liczebność mesopredatorów zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Puckiego, jest oznaką dobrego stanu środowiska. Grupa reprezentowana jest przez 11 taksonów z wyraźną, liczbową dominacją storni i babki byczej. W 2022 roku, na grupę mesopredatorów składało się 6 gatunków ryb, również z dominacją liczbową babki byczej oraz storni. Na podstawie 11 lat monitoringu obserwuje się istotny statystycznie spadek wartości wskaźnika, ($p < 0,1$) (Rys. II.53). Wartość CPUE z 65,1 osobników/sieć zaobserwowana w 2011 roku zmalała niemalże trzykrotnie w 2022 roku, osiągając wartość 21,1 osobników/sieć. Na ten wynik nakłada się również zły stan populacji storni w Zalewie Puckim (Rys. II.58). W oparciu o przyjętą metodykę, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji, gdy trend wartości wskaźnika nie jest istotnie malejący, ani rosnący. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Puckiego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na zły stan środowiska (Tabela II.29).



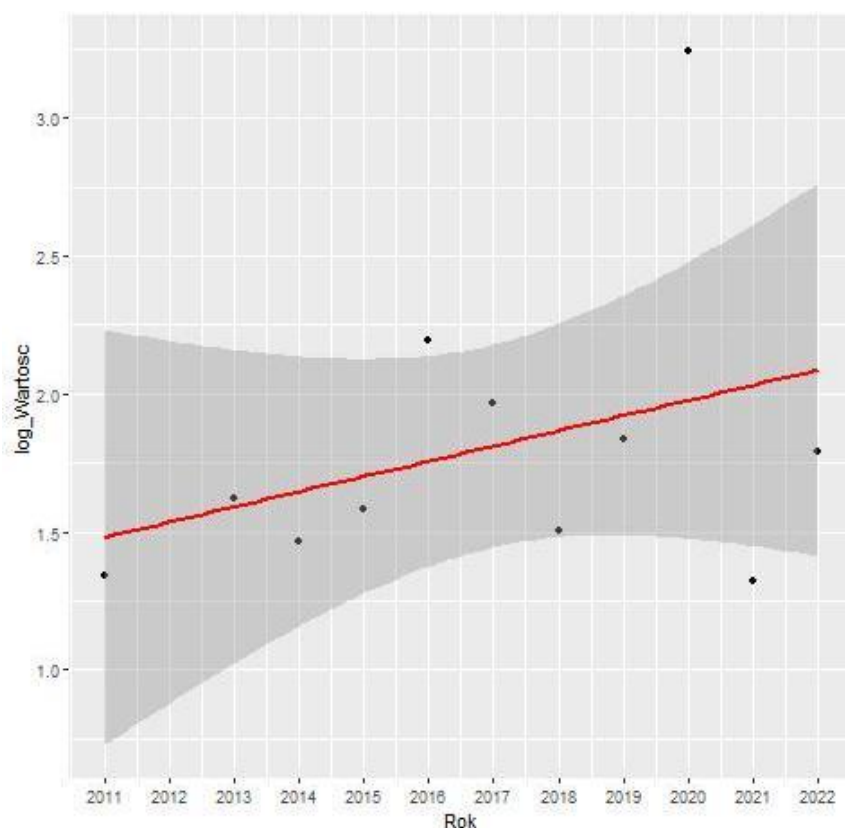
Rys. II.53. Liczebność kluczowych grup troficznych – mesopredatory – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,046$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).

Gatunek kluczowy okoń – Ocena ekspercka wykazała, iż liczebność okonia zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Puckiego jest oznaką dobrego stanu środowiska. Obecnie, na podstawie 11 lat monitoringu obserwuje się spadek wartości wskaźnika, jednak wciąż nie jest on istotny statystycznie ($p > 0,1$) (Rys. II.54). Wartość CPUE z 36,7 osobników/sieć zaobserwowana w 2011 roku zmalała w 2022 roku, osiągając wartość 14,4 osobników/sieć. Obserwowany spadek może wynikać z rosnącej presji rybołówstwa komercyjnego ukierunkowanego na ten gatunek ryb. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu lub jego braku. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Puckiego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.30).



Rys. II.54. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,799$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).

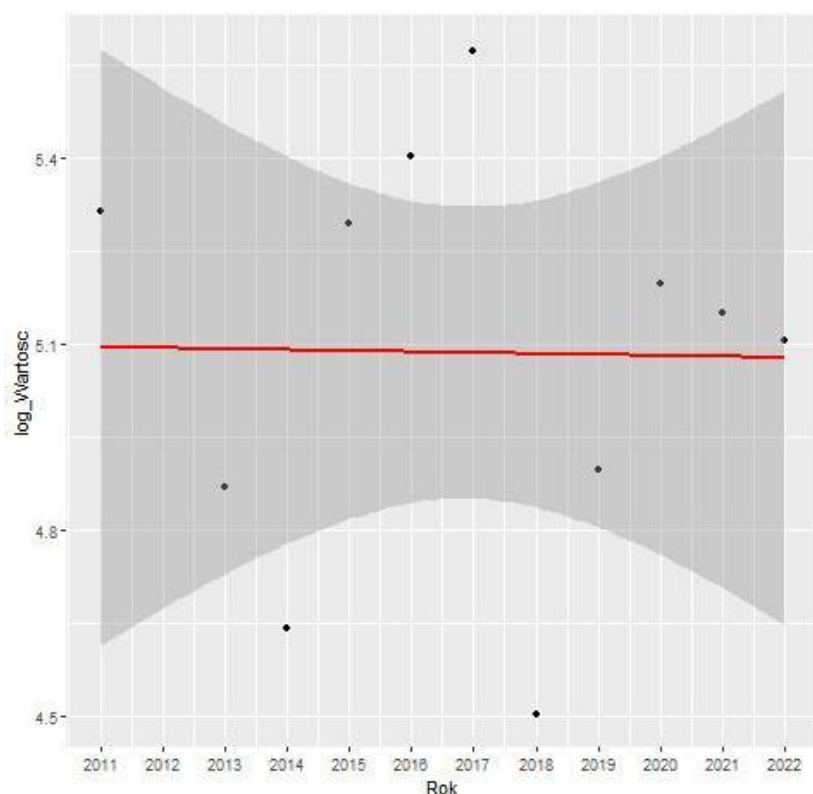
Gatunek kluczowy stornia – Ocena ekspercka wykazała iż mała liczebność storni zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Puckiego jest oznaką złego stanu środowiska. Wartość CPUE z 2,8 osobnika/sieć zaobserwowana w 2011 roku wzrosła w 2022 roku, osiągając wartość 5,0 osobników/sieć. Zanotowany nieznaczny wzrost liczebności storni w połowach monitoringowych pozostaje bez wpływu na stan środowiska Zalewu Puckiego. Na podstawie 11 lat monitoringu obserwuje się wzrost wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie ($p > 0,1$) (Rys. II.55), co uniemożliwia poprawę stanu. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Puckiego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na zły stan środowiska (Tabela II.30).



Rys. II.55. Liczebność gatunku kluczowego – stornia – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,303$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).

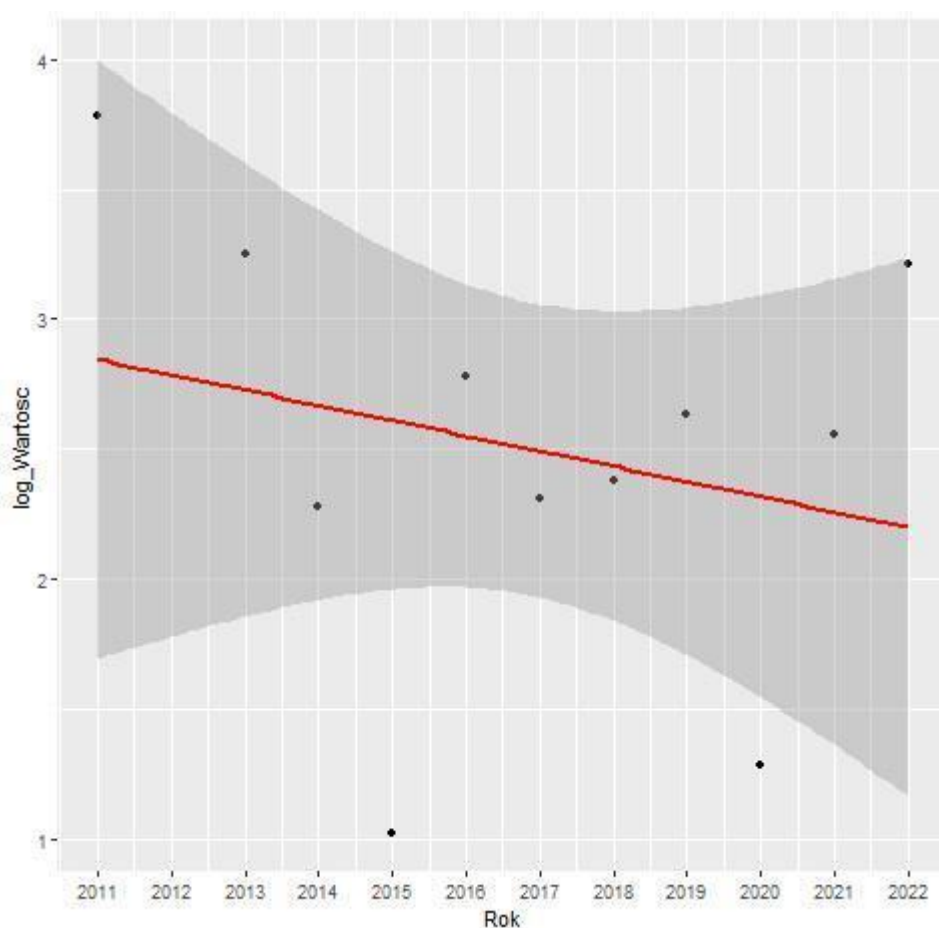
Zatoka Pucka Zewnętrzna

Grupa troficzna mesopredatory – Ocena ekspercka wykazała, iż liczebność mesopredatorów zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej jest oznaką dobrego stanu środowiska. W połowach monitoringowych stwierdzono obecność 6 przedstawicieli grupy, z wyraźną liczbową dominacją storni i babki byczej. W połowach zrealizowanych w 2022 roku, do mesopredatorów zakwalifikowano 7 gatunków ryb, ze stornią i babką byczą na czele. W sytuacji dobrego stanu środowiska ta grupa troficzna powinna być wielogatunkowa, a nie zdominowana przez jeden takson. Należy nadmienić, iż na występowanie omawianych gatunków duży wpływ mają ich cykliczne wędrówki pokarmowe oraz sezonowość (Skóra, 1993). Na podstawie 11 lat monitoringu nie zaobserwowano trendu wartości wskaźnika ($p > 0,1$) (Rys. II.56). Zaobserwowana w 2011 roku wartość CPUE wyniosła 202,0 osobników/sieć. Z kolei w 2022 roku wartość ta wyniosła 163,7 osobników/sieć. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania braku trendu istotnego statystycznie. W związku z powyższym obecny kondycja Zatoki Puckiej Zewnętrznej określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.29).



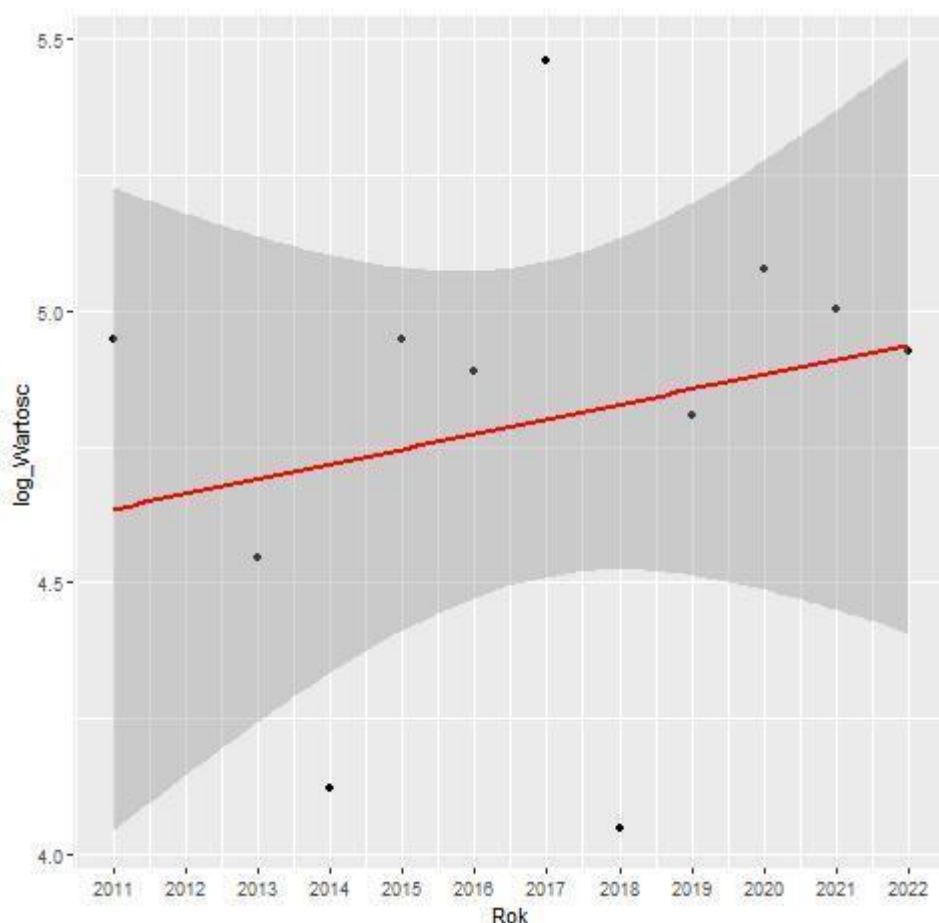
Rys. II.56. Liczebność kluczowych grup troficznych – mesopredatory – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,991$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).

Gatunek kluczowy okień – Ocena ekspercka wykazała, iż duża liczebność okonia zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej jest oznaką dobrego stanu środowiska. Na podstawie 11 lat monitoringu obserwuje się spadek wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie ($p > 0,1$) (Rys. II.57). Wartość CPUE z 43 osobników/sieć zaobserwowana w 2011 roku zmalała w 2022 roku, osiągając wartość 23,8 osobników/sieć. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie lub braku trendu. W związku z powyższym obecna kondycja Zatoki Puckiej Zewnętrznej określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.30).



Rys. II.57. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,524$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).

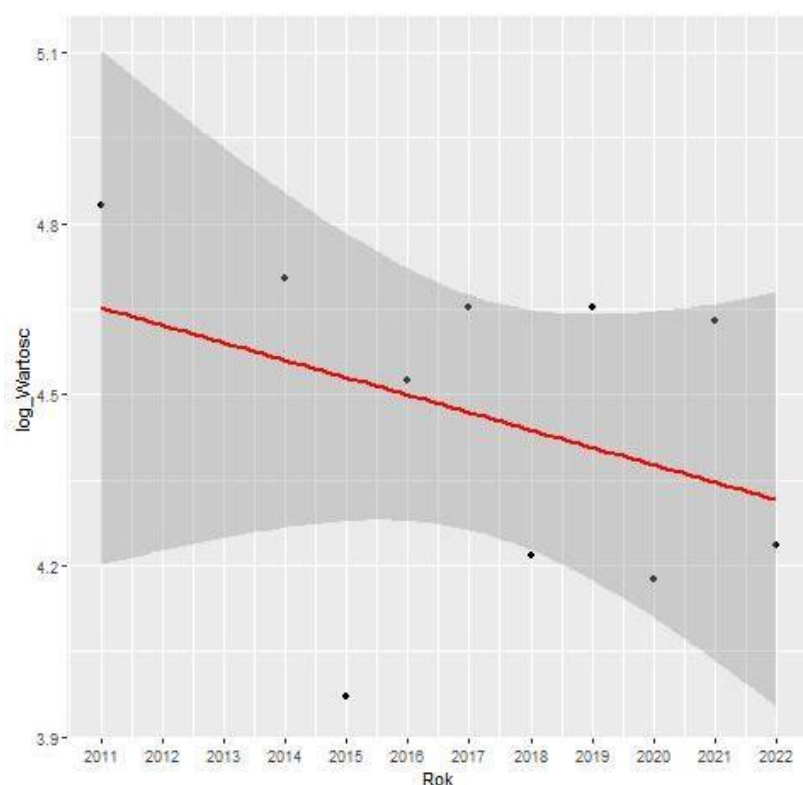
Gatunek kluczowy stornia – Ocena ekspercka wykazała, iż liczebność storni zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej jest oznaką dobrego stanu środowiska. Warunki hydrologiczne panujące w Zatoce są charakterystyczne dla Zatoki Gdańskiej i Południowego Bałtyku. Sytuacja ekologiczna panująca w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej sprzyja gatunkom żerującym na małżach oraz euryfagach o szerokim spektrum pokarmowym (Skóra, 1993; Sokołowski i in. 2021). W 2011 roku wartość CPUE wyniosła 139,8 osobnika/sieć, natomiast wartość tego parametru w 2022 roku osiągnęła wartość 136,8 osobników/sieć. Na podstawie 11 lat monitoringu obserwuje się wzrost wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie ($p > 0,1$) (Rys. II.58). W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie lub braku trendu istotnego statystycznie. W związku z powyższym obecna kondycja Zatoki Puckiej Zewnętrznej określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.30).



Rys. II.58. Liczebność gatunku kluczowego – stornia – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,453$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).

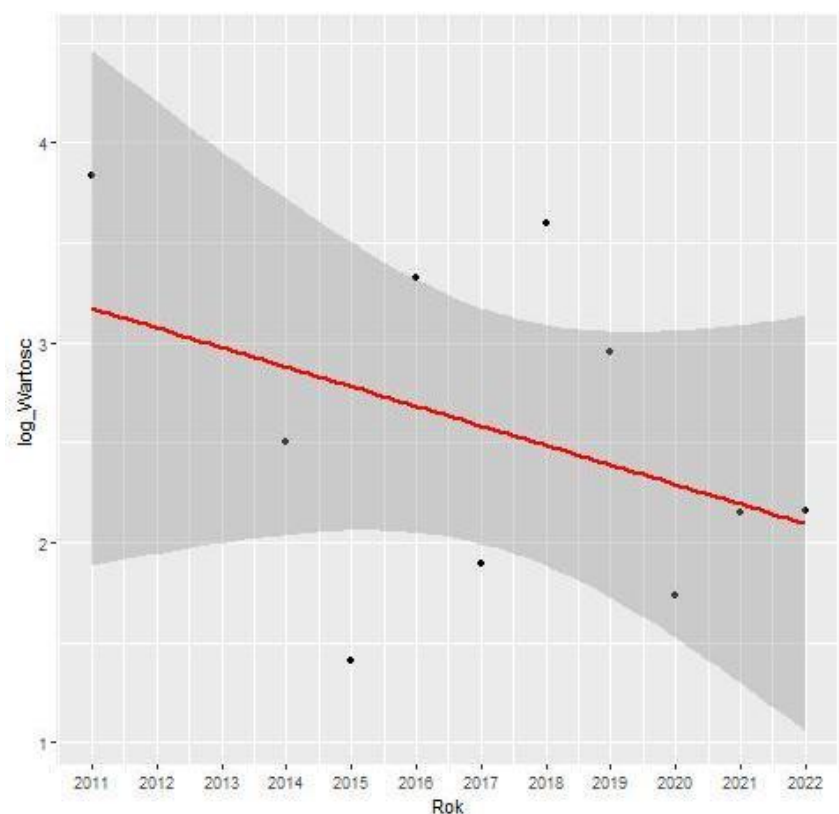
Zalew Wiśłany

Grupa troficzna karpiowate – Według ekspertów zaobserwowana frekwencja ryb karpiowatych w przeprowadzonych połowach badawczych w 2011 roku jest oznaką dobrego stanu środowiska. W połowach monitoringowych stwierdzono obecność 7 przedstawicieli grupy, z wyraźną liczbową dominacją storni i babki byczej. W połowach zrealizowanych w 2022 roku, do karpiowatych zakwalifikowano 8 gatunków ryb, z płocią i ukleją na czele. Taka liczebność tej grupy troficznej jest charakterystyczna dla tego typu zbiorników. Na podstawie 10 lat monitoringu obserwuje się spadek wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie ($p > 0,1$) (Rys. II.59). Zaobserwowana w 2011 roku wartość CPUE wyniosła 124,4 osobników/sieć. Z kolei w 2022 roku wartość ta zmalała niemalże dwukrotnie względem 2011 roku i wyniosła 68,2 osobników/sieć. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania braku trendu. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Wiślanego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.29).



Rys. II.59. Liczebność kluczowych grup troficznych – ryby karpiowate – w Zalewie Wiślanym, w latach 2011-2022 (w 2012 oraz 2013 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,377$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).

Gatunek kluczowy okoń – Ocena ekspercka wykazała, iż duża liczebność okonia zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Wiślanego jest oznaką dobrego stanu środowiska. Pomimo silnej antropopresji związanej z eksploatacją rybacką okonów znajduje w wodach Zalewu Wiślanego dogodne warunki do rozrodu oraz efektywnego wzrostu. Obserwowane fluktuacje w liczebności tego gatunku w połowach monitoringowych mogą być związane z presją rybacką ukierunkowaną na omawiany gatunek, której wielkość jest uwarunkowana ekonomicznie, a nie ze zmieniającymi się warunkami środowiskowymi (Psuty i Wilkońska 2009; Psuty, 2010). Na podstawie 10 lat monitoringu obserwuje się spadek wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie ($p > 0,1$) (Rys. II.60). Zaobserwowana w 2011 roku wartość CPUE wyniosła 45,3 osobników/sieć. Z kolei w 2022 roku wartość ta zmalała niemalże sześciokrotnie względem 2011 roku i wyniosła 7,7 osobnika/sieć i była zbliżona do wartości z 2021 roku (7,6 osobnika/sieć). W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie lub braku trendu. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.30).



Rys. II.60. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zalewie Wiślanym, w latach 2011-2022 (w 2012 oraz 2013 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,340$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).

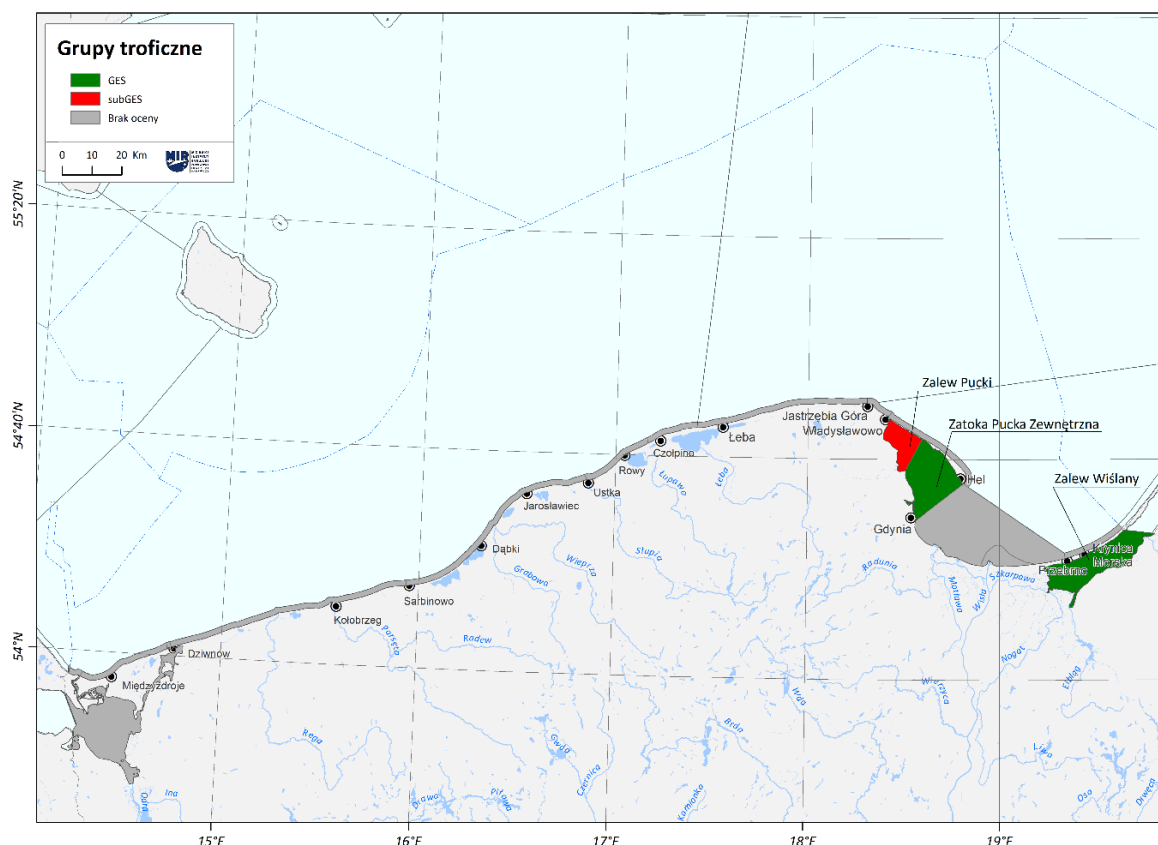
Tabela II.29. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik liczebności kluczowych grup troficznych, w 2022 roku.

Wskaźnik	Zalew Pucki	Zatoka Pucka Zewnętrzna	Zalew Wiślaný
Liczebność kluczowych grup troficznych (mesopredatory)	subGES	GES	Nie dotyczy
Liczebność kluczowych grup troficznych (karpowate)	Nie dotyczy	Nie dotyczy	GES
Ocena końcowa JCWP	subGES	GES	GES

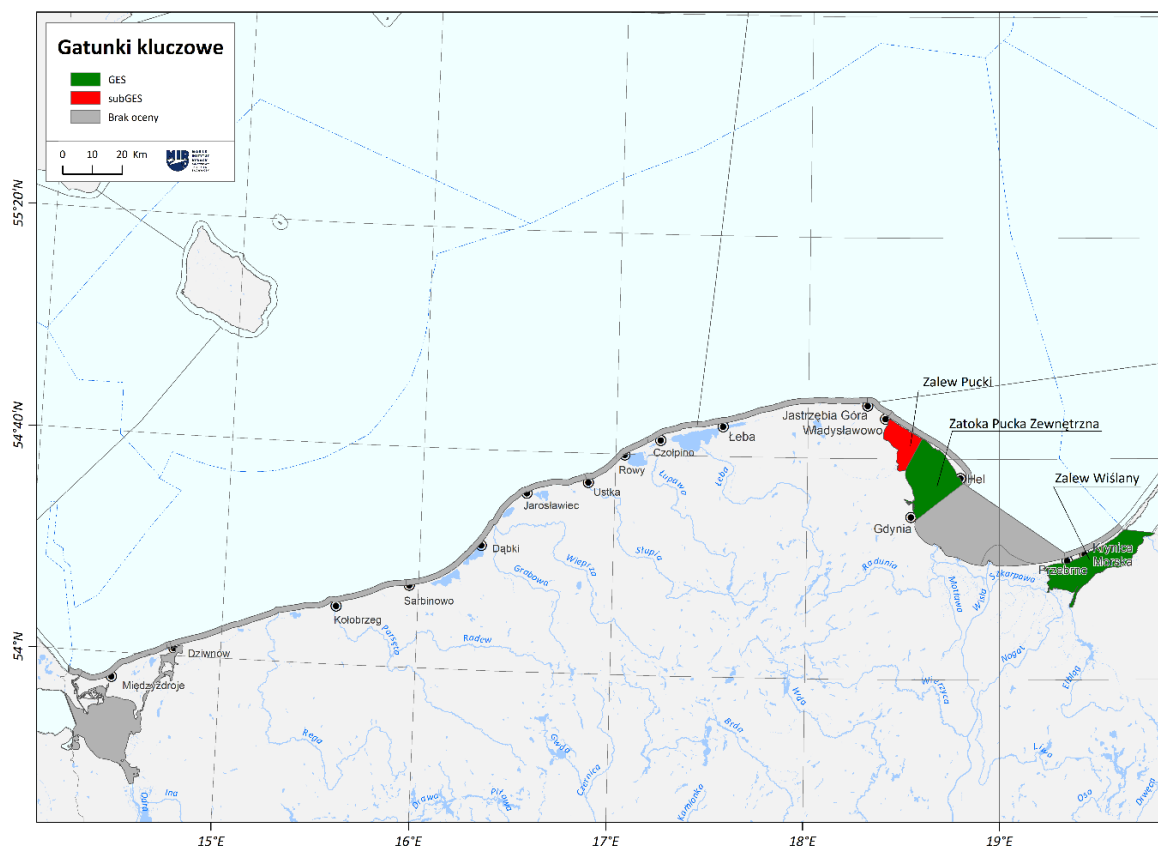
Tabela II.30. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik liczebności gatunku kluczowego, w 2022 roku.

Wskaźnik	Zalew Pucki	Zatoka Pucka Zewnętrzna	Zalew Wiślaný
Liczebność gatunków kluczowych (okoń)	GES	GES	GES
Liczebność gatunków kluczowych (stornia)	subGES	GES	Nie dotyczy
Ocena końcowa JCWP	subGES	GES	GES

Ogólna ocena stanu środowiska morskiego na podstawie ichtiofauny, w odniesieniu do Zalewu Puckiego jest zła. Dotyczy to zarówno wskaźnika liczebności kluczowych grup troficznych jak również liczebności gatunków kluczowych (Tabela II.29, Tabela II.30, Rys. II.61, Rys. II.62). W przypadku Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego obecny stan środowiska morskiego, oceniony w oparciu o wyżej wymienione wskaźniki określono na dobry (Tabela II.29, Tabela II.30, Rys. II.61, Rys. II.62). Należy pamiętać, że zbiorowiska ryb są poddane silnej antropopresji. Połowy komercyjne są uzależnione min. od aktualnej sytuacji ekonomicznej i popytu na ryby. Może to w sposób sztuczny generować fluktuacje wartości wskaźników między latami, niekoniecznie odzwierciedlającymi faktyczny stan środowiska.



Rys. II.61. Graficzna ocena dla wskaźnika Liczebność kluczowych grup troficznych w 2022 roku.



Rys. II.62. Graficzna ocena dla wskaźnika Liczebność gatunków kluczowych w 2022 roku.

II.3.2. Siedliska Pelagiczne



II.3.2.1. Fitoplankton

W ramach prowadzonego Monitoringu Morza Bałtyckiego w strefie głębokomorskiej w 2022 roku, badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w polskich wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej – stacja P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz stacja wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego (ZP6), w wodach Basenu Gdańskiego w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1), w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w okolicach Łeby (st. Ł7) oraz w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140), a także w wodach Basenu Bornholmskiego w strefie płytkowodnej (st. P16 i K6), w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) i Głębi Bornholmskiej (st. P5C). Poboru prób dokonano również w Zalewie Wiślanym (st. KW).

W ramach prac grup roboczych HELCOM podejmowane są starania dążące do opracowania szeregu wskaźników do oceny stanu fitoplanktonu środowiska morskiego. Wśród obecnie opracowywanych wskaźników znajdują się opisujące zasięg czasowy i przestrzenny zakwitów sinic, sezonową sukcesję dominujących grup fitoplanktonu, czy też wskaźniki opisujące wzajemne zależności pomiędzy grupami fitoplanktonu. Spośród wszystkich wyżej wymienionych do dzisiaj jedynie dwa wskaźniki wykorzystywane są do oceny fitoplanktonu, są to letnie stężenia chlorofilu *a* oraz wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy. Chlorofil *a* został oceniony w ramach Cechy D5 (eutrofizacja) w niniejszym opracowaniu.

Drugi spośród wyżej wymienionych to wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy, podstawowy wskaźnik HELCOM, który jest wyrażony jako stosunek biomasy okrzemek do biomasy bruzdnic w miesiącach wiosennych (luty-maj) (HELCOM, 2017). Wykorzystanie w ocenie w/w wskaźnika uzależnione jest od osiągnięcia biomasy okrzemek bądź bruzdnic w miesiącach luty – maj, powyżej wartości $1000 \mu\text{g dm}^{-3}$ przynajmniej jednokrotnie w okresie oceny. W 2022 roku w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Gdańskiego oraz Zatoki Gdańskiej zaobserwowano biomasę okrzemek umożliwiającą przeprowadzenie oceny wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego, przy czym ze względu na dostępność wartości progowych ocena została przeprowadzona jedynie dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gdańskiego.

Ponieważ ocena wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego jest możliwa do przeprowadzenia jedynie w ograniczonej liczbie obszarów w POM, podobnie jak miało to miejsce w latach ubiegłych rozdział uzupełniono o informacje na temat zmiany średniej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich na tle dziesięciolecia.

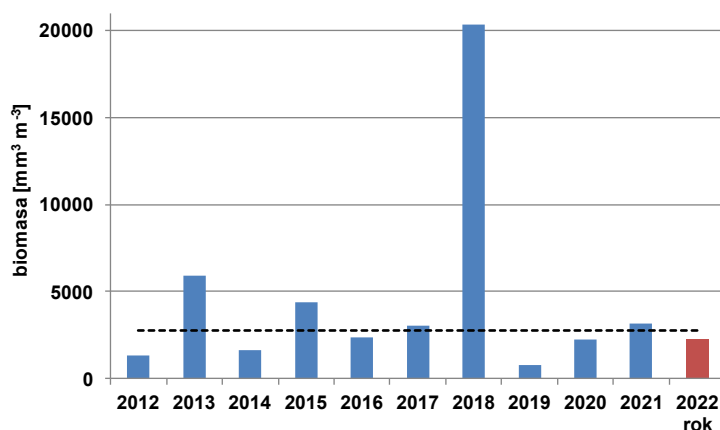
Biomasa fitoplanktonu

W 2022 roku w ramach analizy zmienności struktur fitoplanktonu dokonano porównania średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2012-2021 z wynikami uzyskanym w 2022 roku. Czarna

przerwana linia na wykresach oznacza średnią biomasa z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2012-2021, do wyliczenia wartości średnich nie włączano pojedynczych wartości ekstremalnych (np. zanotowanej na stacji KW w 2018 roku).

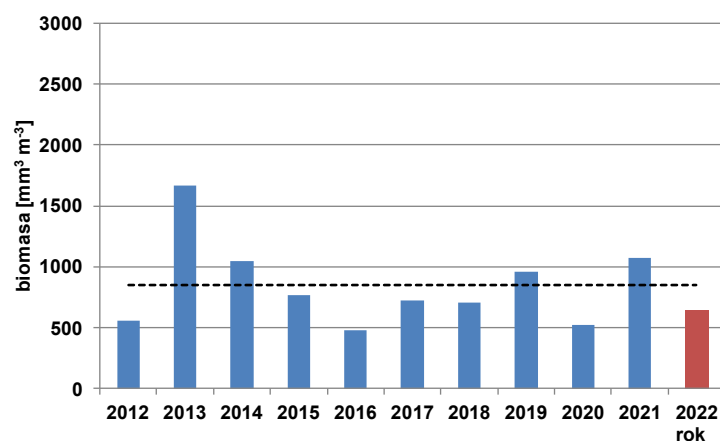
W przypadku stacji zalewowych (st. ZP6 - Rys. II.64, KW - Rys. II.63), ze względu na nieznaczną głębokość, biomasa wyliczana była w całej kolumnie wody, natomiast w wodach otwartych wyniki wyliczano dla warstw 0-10 (st. B13, K6, P16) oraz 0-20 (st. Ł7, P1, P110, P140, P5C) metrów. Poza wodami wschodniego Basenu Gotlandzkiego notowane w 2022 roku wartości biomasy z okresu lata były niższe od wartości z 2021 roku. Spadek biomasy spowodował, iż w większości obszarów średnia biomasa fitoplanktonu z lata była w 2022 roku niższa od średniej z wielolecia. W przypadku większości z monitorowanych stanowisk biomasa fitoplanktonu ulegała znacznym fluktuacjom w dziesięciolecie co wynikać może ze znacznej, między-letniej zmienności czynników wpływających na wzrost fitoplanktonu.

Stacja KW z rejonu Zalewu Wiślanego (Rys. II.63) charakteryzowała się znaczną zmiennością biomasy fitoplanktonu w wieloleciu. W rejonie tym często obserwowane są następujące po sobie lata z podwyższonymi wartościami biomasy przeplatane zdecydowanie niższymi wartościami, czego ekstremalnym przykładem są wyniki zanotowane w 2018 oraz 2019 roku kiedy to zanotowano kolejno najwyższe i najniższe wartości biomasy w wieloleciu 2012-2021 (Rys. II.63). W 2022 roku zaobserwowano spadek biomasy fitoplanktonu w okresie lata w porównaniu do 2021 roku poniżej wartości średniej z wielolecia, przy czym biomasa oscylowała w granicach w/w wartości średniej.

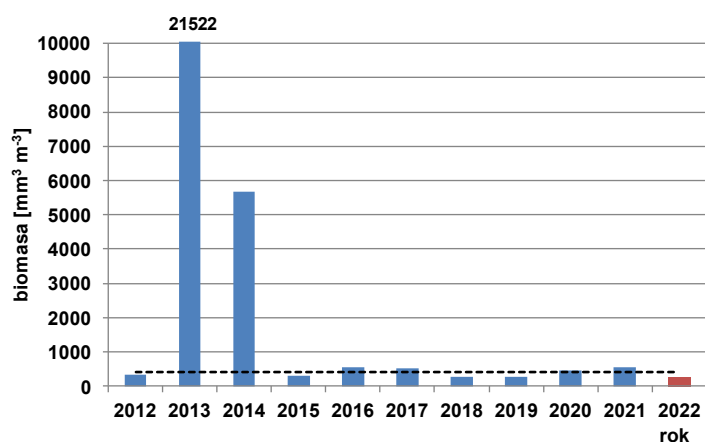


Rys. II.63. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.

Na obu stacjach monitoringowych w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej zaobserwowano spadek biomasy fitoplanktonu w okresie lata w stosunku do 2021 roku oraz poniżej wartości średniej z wielolecia dla tych stacji. Biomasa fitoplanktonu z lata była na stacji wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego - ZP6 (Rys. II.64) wyższa niż ta notowana na stacji P110 z rejonu centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.65).

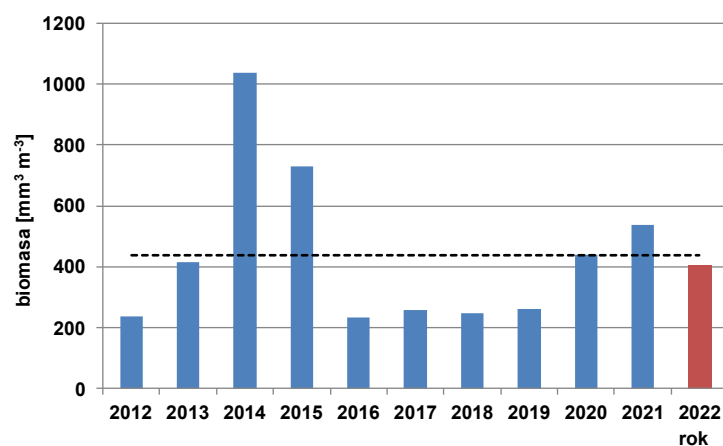


Rys. II.64. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.

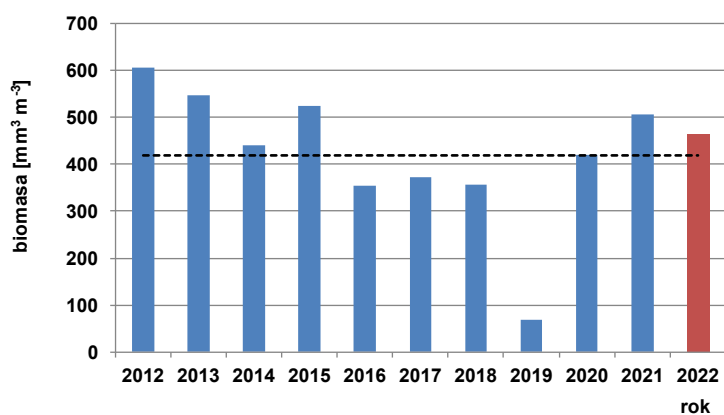


Rys. II.65. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.

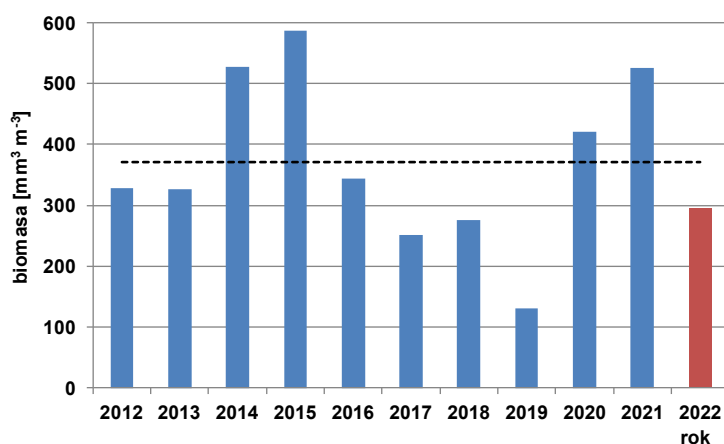
W przypadku wszystkich stacji monitoringowych położonych w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża zanotowano w 2022 r. spadek średnich wartości biomasy w miesiącach letnich w stosunku do roku 2021 (Rys. II.66 – Rys. II.69). Spadek był szczególnie znaczny w na stacji P16 z rejonu Ustki (Rys. II.68) oraz w wodach Zatoki Pomorskiej (Rys. II.69). Zanotowane spadki biomasy spowodowały, iż jedynie na stacji K6 w rejonie Kołobrzegu zanotowana w 2022 roku wartość biomasy z lata była wyższa od wartości średniej z wielolecia (Rys. II.67).



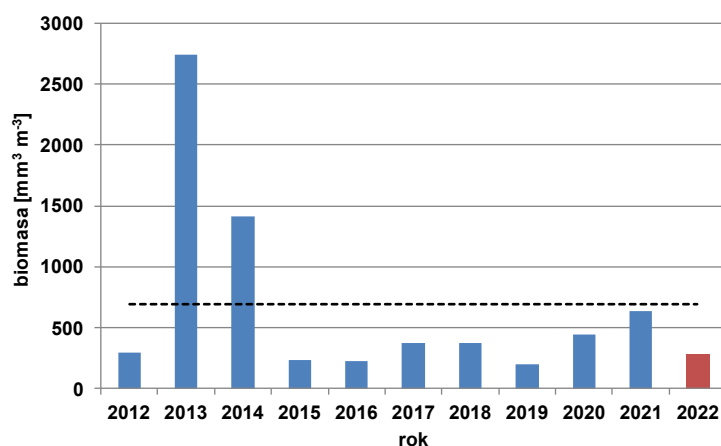
Rys. II.66. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.



Rys. II.67. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.

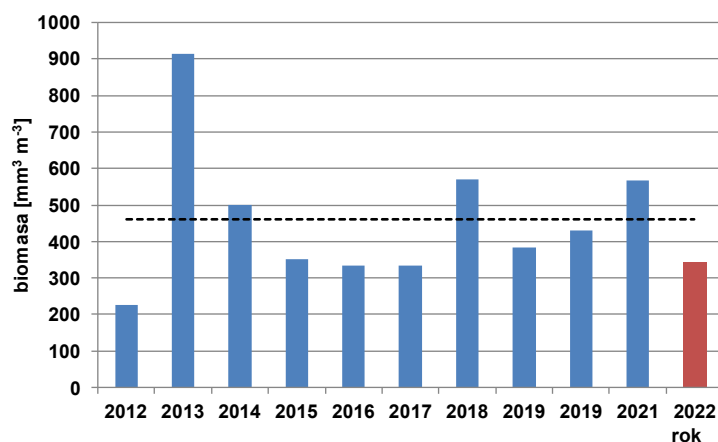


Rys. II.68. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.

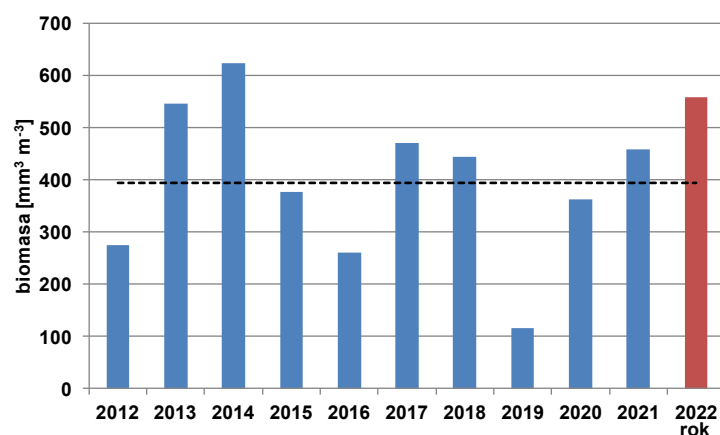


Rys. II.69. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.

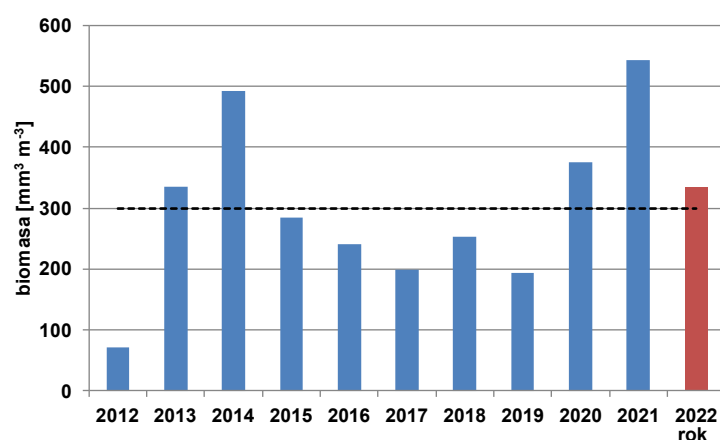
W strefie głębokowodnej otwartego morza na stacjach z rejonu Głębi Gdańskiej (st. P1, Rys. II.70) oraz Głębi Bornholmskiej (st. P5C, Rys. II.72) notowano w 2022 roku zbliżone wartości średniej biomasy fitoplanktonu z lata. W przypadku obu w/w stacji zanotowano również spadek biomasy w stosunku do roku 2021. W odróżnieniu do w/w stacji w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) zanotowano wzrost biomasy fitoplanktonu w okresie lata, a tendencja ta utrzymuje się od 2019 roku (Rys. II.71). W przypadku stacji z rejonu Głębi Bornholmskiej, pomimo spadku biomasy, wartość średniej biomasy z lata była w 2022 roku wyższa od średniej z wielolecia 2012-2021 (Rys. II.72), podobnie jak w rejonie pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego.



Rys. II.70. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.



Rys. II.71. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.



Rys. II.72. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 do 2020 roku oraz P5C od 2020 roku) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.

Podsumowując, z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż średnia biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich w 2022 roku była niższa niż w 2021 roku. Średnia biomasa fitoplanktonu z miesięcy letnich na wszystkich stacjach z wyłączeniem K6, P1 oraz P5C spadła w 2022 roku poniżej wartości średnich z wielolecia 2012-2021.

Wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy

W 2017 roku w ramach przeprowadzania drugiej holistycznej oceny stanu Morza Bałtyckiego zaproponowano do oceny stanu fitoplanktonu wykorzystanie wskaźnika „okrzemkowo - bruzdnicowego”. Jest to wskaźnik podstawowy HELCOM, który jest wyrażony jako stosunek biomasy okrzemek do biomasy sinic w miesiącach wiosennych (luty-maj) (HELCOM, 2017). W związku z faktem, iż warunkiem koniecznym do spełnienia w celu wyliczenia w/w wskaźnika jest przynajmniej jednokrotne osiągnięcie biomasy okrzemek bądź bruzdnic, w miesiącach luty – maj, powyżej wartości $1000 \mu\text{g dm}^{-3}$ ocena była możliwa do przeprowadzenia jedynie w obszarze Basenu Gdańskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Wartość wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego wyliczono z poniższego wzoru.

$$\text{wskaźnik okrzemkowo – bruzdnicowy} = \frac{\text{biomasa okrzemek}}{\text{biomasa okrzemek} + \text{biomasa bruzdnic}}$$

Wartości progowe wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego zaproponowane w ramach aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego i przyjęte w zestawie właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska (Monitor Polski rok 2019 poz. 230) oraz osiągnięte wartości zamieszczono w Tabeli II.31.

Tabela II.31. Wartości progowe GES dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego (kolor zielony stan dobry osiągnięty, kolor czerwony stan dobry nieosiągnięty).

Obszar oceny	Wartość progowa GES [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Wartość 2022
Basen Gdański	0,6	0,93
Wschodni Basen Gotlandzki	0,5	0,98
Basen Bornholmski	0,6	Brak wystarczającej biomasy

Wyliczone wartości wskaźnika okrzemkowo – bruzdnicowego wskazują na dobry stan w obu ocenianych obszarach: Basenu Gdańskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego.

II.3.2.2. Zooplankton

Polska leży nad Morzem Bałtyckim, które jest akwenem śródlądowym położonym na szelfie kontynentalnym w północnej Europie. Jest jednym z największych na świecie mórz o charakterze słonawym (mezohalinowym), a jego powierzchnia to ok. 415 266 km². Lokalizacja Bałtyku w strefie klimatu borealnego wpływa na typ i różnorodność organizmów w nim żyjących. Średnie zasolenie Bałtyku wynosi ok 7. Morze to charakteryzuje się specyficznym rozkładem zasolenia horyzontalnego rosnącego od Zatoki Fińskiej i Botnickiej (zasolenie 2) w stronę Cieśnin Duńskich (zasolenie 16-20). Stosunkowo duże różnice zasolenia występują w rozkładzie pionowym, gdzie cięższa słona woda opada ku dnie akwenu np. zasolenie 7 przy powierzchni, a 15 przy dnie. Taki rozkład zasolenia horyzontalnego i wertykalnego ma znaczący wpływ na faunę i florę Morza Bałtyckiego. Niskie zasolenie Bałtyku stanowi barierę nie do pokonania dla wielu słonolubnych gatunków zwierząt przez co jego bioróżnorodność jest uboga w stosunku do innych mórz świata. Z drugiej strony niskie zasolenie Bałtyku umożliwia życie wielu organizmom słodkowodnym jak niektórym gatunkom np. ryb, skorupiaków. Brakiczny typ Morza Bałtyckiego sprzyja napływowi gatunków obcych, które potrafią z łatwością zaadaptować się w tym akwenie.

Zooplankton (gr. ζῷον zōion – 'zwierzę'; πλαγκτός planktós – 'błąkający się') jest to masa drobnych organizmów bezkręgowych dryfujących licznie w warstwie pelagicznej zbiorników wodnych. Bałtycki zooplankton jest ubogi w gatunki. W jego skład wchodzi głównie skorupiaki będące przedstawicielami widłonogów (Copepoda), wioślarek (Cladocera), szczeponogów (Mysidacea). Licznie występują wrotki (Rotifera) oraz stadia larwalne ryb, wieloszczetów i mięczaków oraz pierwotniaki. W Bałtyku obserwuje się prawidłowość obniżania się liczby gatunków w miarę przesuwania się w kierunku obszarów słonawych, gdzie zasolenie wynosi 5-7. Najniższa liczba gatunków występuje w rejonie centralnego Bałtyku Właściwego, natomiast wzrasta w rejonach bardziej zasolonych lub słodkowodnych. Najbardziej bogatym w gatunki regionem jest południowozachodnia część Bałtyku Właściwego, która jest pod wpływem zasolonych wód z Morza Północnego wpływających przez Cieśniny Duńskie. Zooplankton jako jedno z głównych ogniw łańcucha pokarmowego, jest bezwzględnie ważnym elementem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania ekosystemów wodnych. Plankton zwierzęcy jest kluczowym elementem łańcucha pokarmowego stanowiącym ogniwo pomiędzy fitoplanktonem a konsumentami wyższego rzędu. Istotnymi czynnikami regulującymi ilość zooplanktonu w kolumnie wody są: presja ze strony drapieżników takich jak ryby planktonożerne, np. śledziowate i dorsz (żywi się zooplanktonem głównie gdy jest w stadium juvenilnym) i czynniki fizykochemiczne środowiska takie jak temperatura, czy stężenie tlenu. Zooplankton żywi się głównie fitoplanktonem, dzięki czemu może niwelować skutki szkodliwych zakwitów fitoplanktonu.

Od wielu lat w ramach programu monitoringu polskich obszarów morskich realizowane są prace związane z mezozooplanktonem dotyczące oznaczenia składu gatunkowego, liczebności i biomasy. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2022r. przeprowadzono na 10 stacjach rozmieszczonych w: Zalewie Wiślanym (st. KW), Zalewie Puckim

(st. ZP6), Zatoce Gdańskiej (st. P110), wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7, P16 i K6), otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13) oraz w strefie pełnomorskiej: w Głębi Gdańskiej (st. P1), Głębi Bornholmskiej (st. P5C) i południowo – wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) (Rys. II.2). Na każdej ze stacji pobierano materiał do badań po 5 razy w roku z wyjątkiem stacji ZP6, gdzie próbki pobrano 12 razy. Narzędziem wykorzystywanym do poboru mezo- i makrozooplanktonu w strefie głębokowodnej była siatka WP2, którą użyto na stacjach P1, P140, P5, P110. Na stacjach płytkowodnych i zalewowych Ł7, P16, K6, B13, KW, ZP6 użyto małej siatki zooplanktonowej.

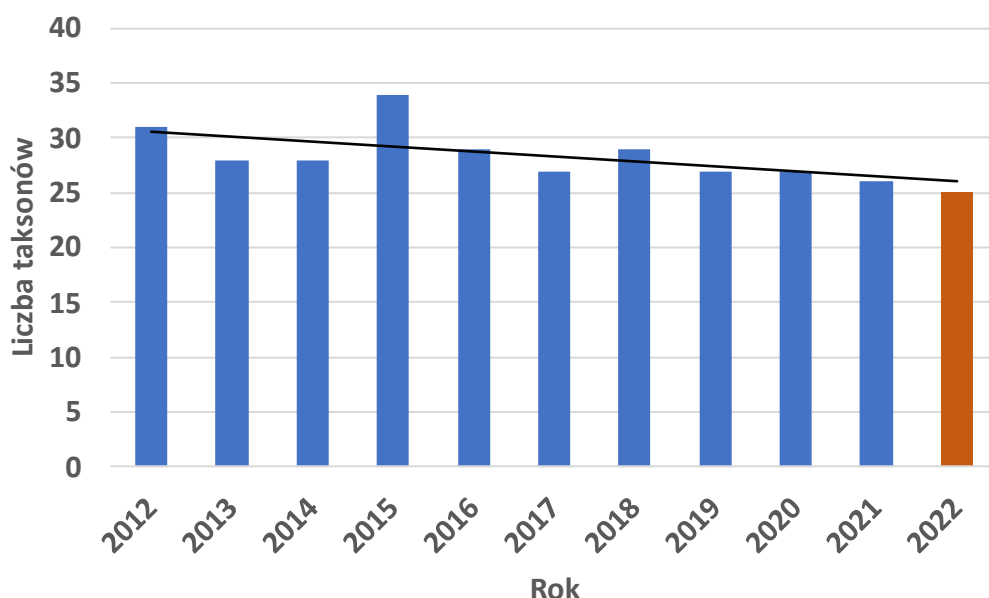
W 2022 roku stwierdzono występowanie łącznie 25 taksonów zooplanktonu, mniej niż w 2021r. (26 taksonów) (Tabela II.32). W 2022 r. najliczniejszą grupą organizmów były gatunki z podgromady Copepoda (widłonogi) oraz z nadrzędu Cladocera (wioślarki) (Tabela II.32). Pozostałe taksony należały do organizmów meroplanktonowych czyli takich, które zaliczane są do zooplanktonu jedynie okresowo podczas niektórych stadiów rozwojowych (np. larwy wieloszczetów, skorupiaków, ślimaków, małży, mszywiotów), a także ichtioplankton (larwy ryb).

W 2022 roku najbardziej różnorodną pod względem ilości gatunków była stacja Zalewu Puckiego – ZP6, gdzie odnotowano 22 taksony (Tabela II.32). Uwzględniając tylko stacje płytkomorskie najbogatszymi w gatunki były stacje B13 i P16 – 15 taksonów (Tabela II.32). Najuboższą w gatunki stacją okazała się zalewowa stacja KW -12, oraz płytkomorska stacja K6 – 13. Stacją głębokomorską, na której zanotowano najwięcej taksonów była P1 – 20 taksonów, a z najmniejszą liczbą gatunków P110 – 16 (Tabela II.32).

Tabela II.32. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2022 r.

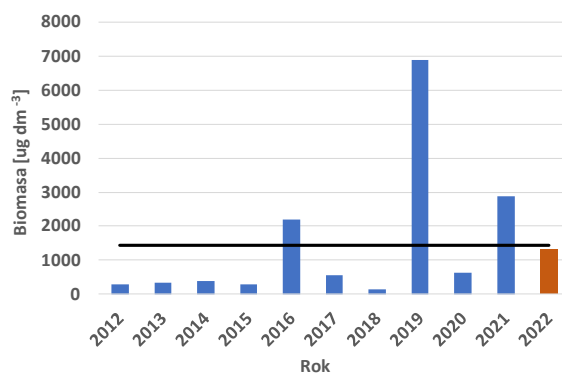
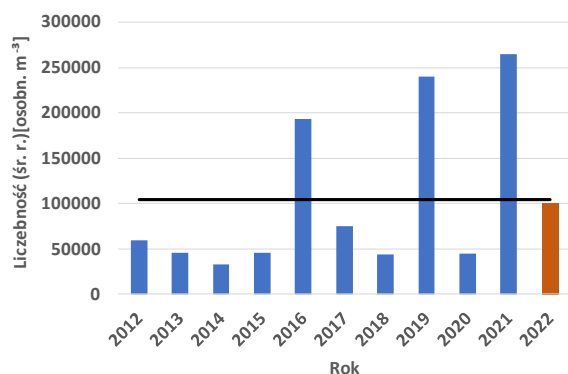
Grupa	Takson	B13	K6	KW	Ł7	P1	P110	P140	P16	P5C	ZP6
Cladocera	<i>Alona quadrangularis</i>									X	
	<i>Bosmina longispina</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			X							X
	<i>Evadne nordmanni</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon intermedius</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon polyphemoides</i>	X				X	X		X		X
Copepoda	Copepoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Calanoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia bifilosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia longiremis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Centropages hamatus</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eurytemora affinis</i>	X		X	X	X		X	X		X
	<i>Pseudocalanus minutus</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Temora longicornis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae			X							X
	<i>Oithona similis</i>					X				X	
	Harpacticoida			X		X					
Varia	Hydromedusae					X	X	X	X	X	X
	Bivalvia	X			X	X	X	X	X	X	X
	Gastropoda	X				X		X			X
	Pisces										X
	Polychaeta		X	X	X	X	X	X		X	X
	Fritillaria		X		X	X	X	X		X	X
	Decapoda			X			X	X			X
	Rotifera	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Razem		15	13	12	15	20	16	18	15	17	22

W 2022 r. na wszystkich 10 stacjach występowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Acartia longiremis*, *Temora longicornis*, stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I-III (Calanoida) (Tabela II.32). *Acartia bifilosa* jest gatunkiem kosmopolitycznym o wysokiej zdolności adaptacyjnej przez co dominuje w Bałtyku i dlatego powszechnie występuje na wszystkich badanych stacjach (Tabela II.32). Na wszystkich stacjach oprócz KW licznie występował gatunek widłonoga *Pseudocalanus minutus*. Najczęściej występującym gatunkiem z nadrzędu Cladocera była *Bosmina longispina*, oraz *Evadne nordmanni*, *Podon intermedius* (Tabela II.32). Słodkowodna wioślarka *Diaphanosoma brachyurum* pojawiła się w 2022r. na stacji zalewowej KW i na stacji ZP6 (Tabela II.32). Rzadko spotykany gatunek *Alona quadrangularis* pojawił się na pełnomorskiej stacji P5C. W 2022r. nie zaobserwowano inwazyjnej wioślarki *Cercopagis pengoi*. Widłonóg z rzędu Cyclopoida – *Oithona similis* pojawił się na dwóch stacjach głębokomorskich – P1 i P5C (Tabela II.32). Co roku obserwuje się liczne występowanie *Oithona similis* na stacji P5C. *Oithona similis* jest gatunkiem eurytermalnym i euryhalinowym przez co może dostosować się do różnych warunków środowiskowych jak np. wyższe zasolenie. Zauważono, że gatunek ten pojawia się na dużych głębokościach poniżej halokliny. Z gatunków opisanych w tabeli (Tabela II.32) jako „Varia” na wszystkich stacjach oprócz P110 stwierdzano obecność wrotek (Rotifera) (Tabela II.32). Larwy małż były kolejną często występującą grupą organizmów (Tabela II.32). Larwy ryb pojawiły się tylko na stacji ZP6. W 2022 na stacjach KW, P110, P140 i ZP6 występowały larwy skorupiaków (Decapoda) (Tabela II.32). Na Rys. II.73 przedstawiono zmiany w ilości stwierdzonych taksonów na wszystkich stacjach na tle dziesięciolecia. Rokiem, w którym zanotowano największą liczbę taksonów był 2015r – 34 taksony, a najuboższymi lata 2021 i 2022. Zauważalna jest tendencja spadkowa bioróżnorodności na przełomie ostatnich 10 lat.

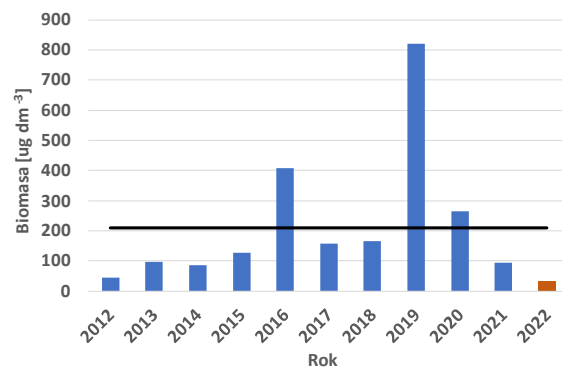
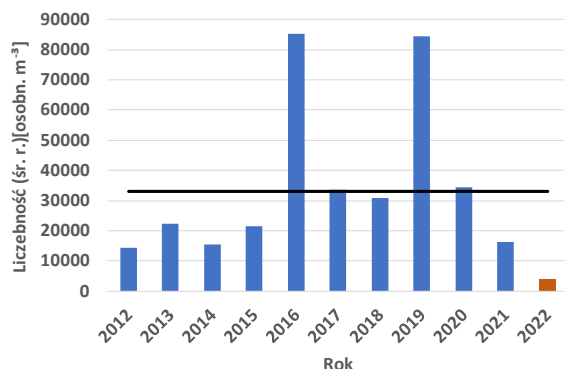


Rys. II.73. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2012-2022 r na wszystkich monitorowanych stacjach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.

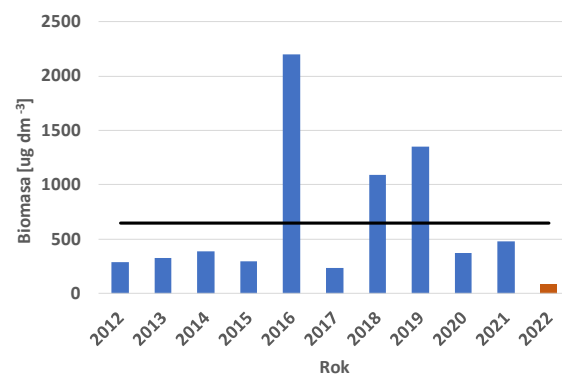
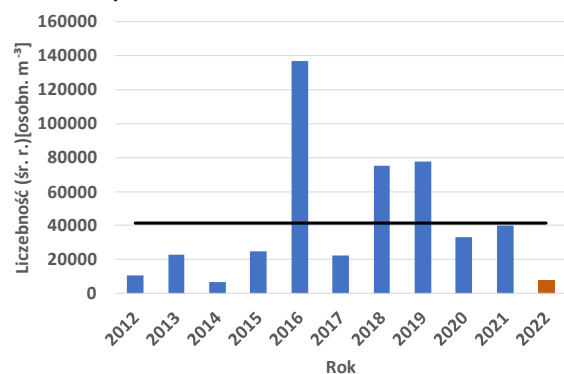
Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w latach 2012-2022 (Rys. II.74-Rys. II.83).



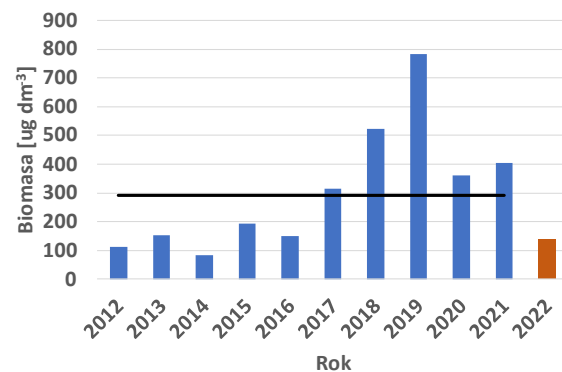
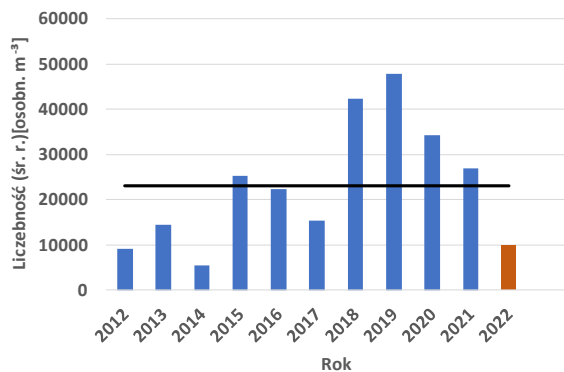
Rys. II.74. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



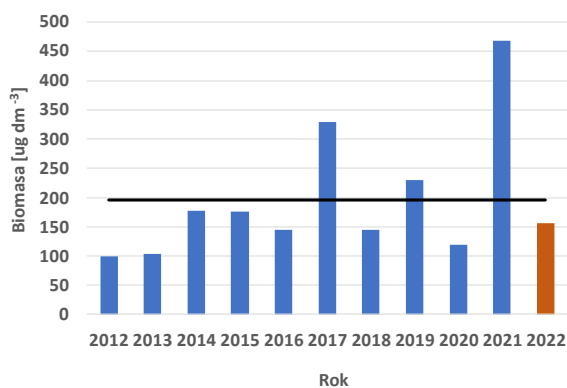
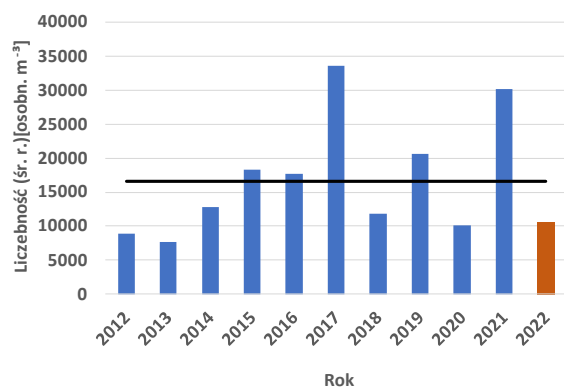
Rys. II.75. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



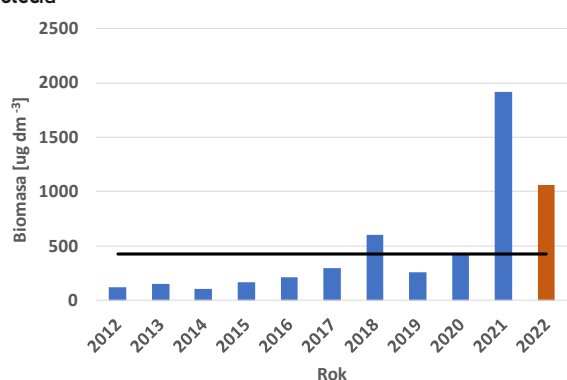
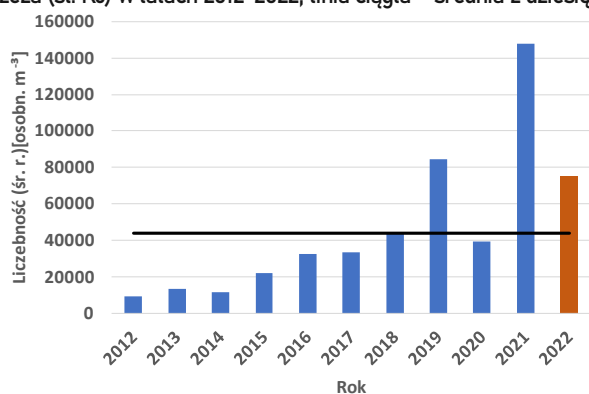
Rys. II.76. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



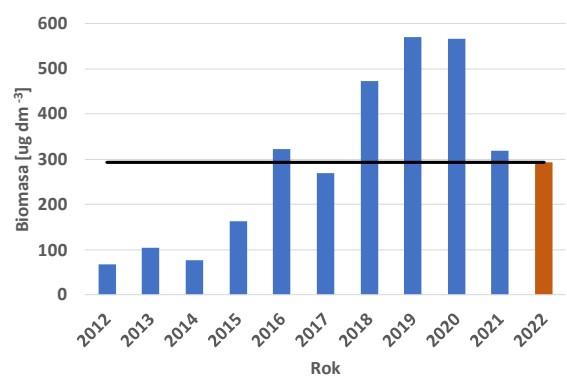
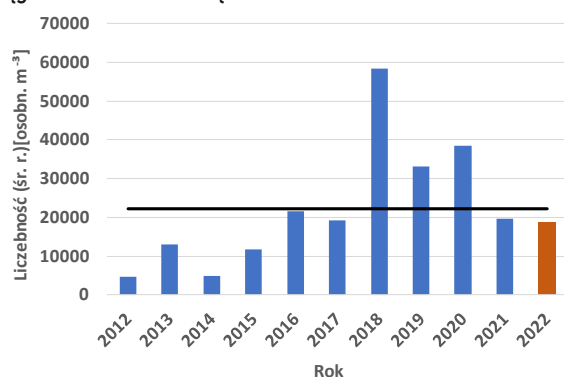
Rys. II.77. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



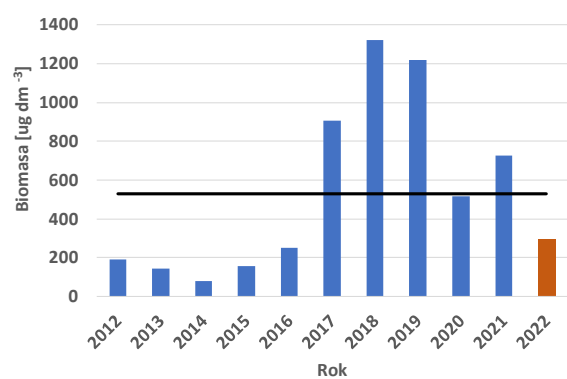
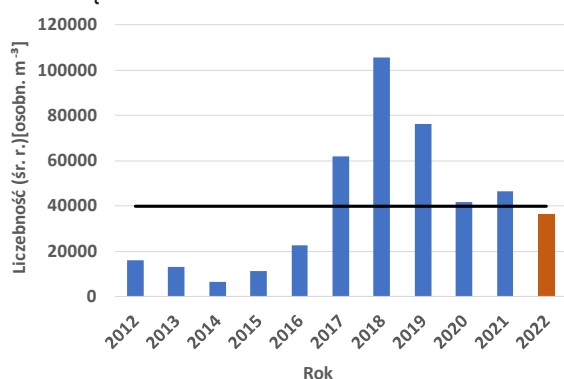
Rys. II.78. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



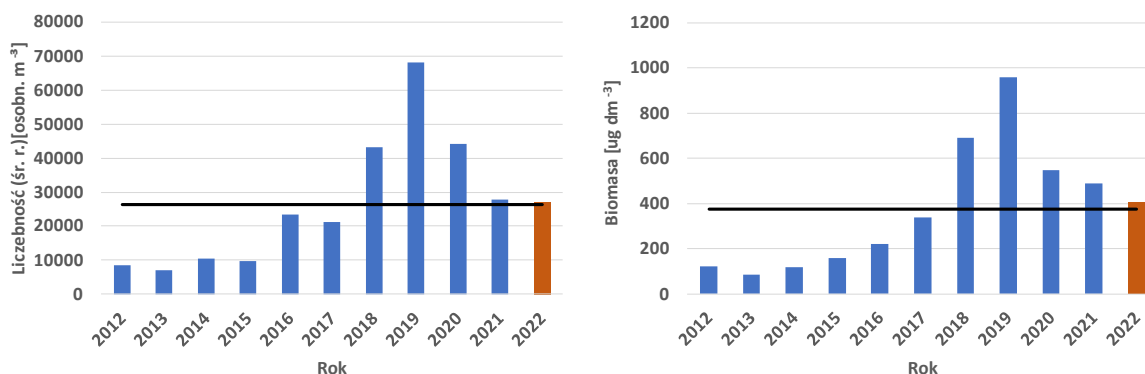
Rys. II.79. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



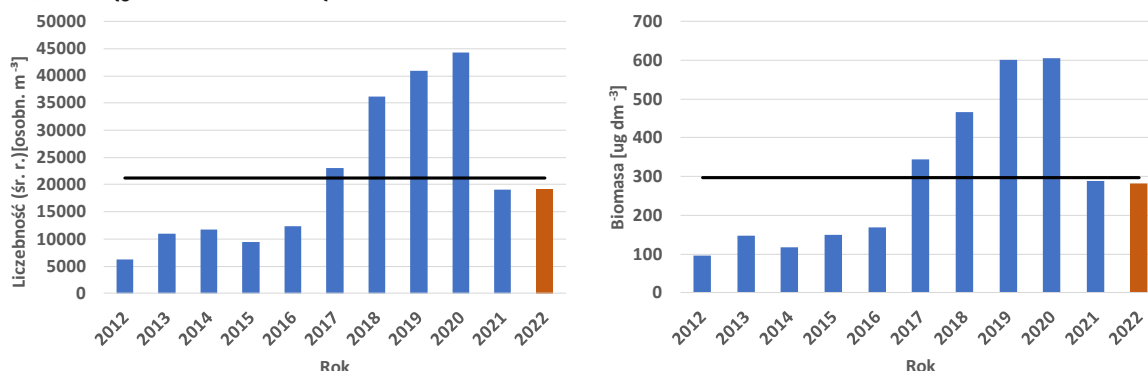
Rys. II.80. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.81. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.82. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



Rys. II.83. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia

W 2022 roku na wszystkich 10-ciu badanych stacjach zauważono spadki liczebności i biomasy w stosunku do 2021 r. (Rys. II.74 – Rys. II.83). Liczebność (średnia roczna) zooplanktonu na stacji Zalewu Wiślanego (KW) wykazała wyraźny spadek w stosunku do roku ubiegłego (Rys. II.74). Najwyższą liczebność na stacji KW na przestrzeni 10 lat zanotowana była w 2021 r. (Rys. II.74) Liczebność i biomasa zooplanktonu na stacji w rejonie Zatoki Puckiej (ZP6) obniżyła się w stosunku do roku 2021 (Rys. II.75). Najwyższą liczebność zooplanktonu na stacji ZP6 odnotowano w 2016 i 2019 r., a biomasę w 2019 r. W 2022 roku na stacji ZP6 odnotowano najniższą biomasę zooplanktonu w ostatnich 10 latach (Rys. II.74). Na płytkowodnych stacjach K6, B13, Ł7 i P16 widać wyraźne spadki liczebności i biomasy zooplanktonu (Rys. II.76 – Rys. II.79). Jedynie na stacji P16 odnotowano wyższą biomasę niż w roku 2021 (Rys. II.77). W 2022r. na stacji K6 liczebność spadła do wartości zbliżonej do zanotowanej w roku 2020 (Rys. II.78). Na stacji Ł7 liczebność spadła do podobnej jak w roku 2014 (Rys. II.76). W skali ostatnich 10 lat najwyższą liczebność oraz biomasę na stacji Ł7 odnotowano w 2016r, a na stacji P16 w 2019 r. (Rys. II.76, Rys. II.77). Stacja B13 wykazała się najwyższą liczebnością i biomasą zooplanktonu w 2021 roku, po czym w 2022 liczebność spadła do poziomu zbliżonego do 2019 roku (Rys. II.79). Wszystkie stacje głębokomorskie P1, P110, P140, P5C wykazały spadek liczebności i biomasy w stosunku do roku 2021. (Rys. II.80 – Rys. II.83). Na przetomie 10-lecia w 2018r. liczebność i biomasa na stacji P110 była najwyższa (Rys. II.81). Zooplankton na stacji P110 osiągał najwyższą biomasę w latach 2018 i 2019 r. (Rys. II.81). Zooplankton na stacji P140 osiągnął najwyższą liczebność w roku 2019 i aktualnie obserwuje się tendencję spadkową (Rys. II.82). Podobną sytuację obserwuje się na stacji P1 gdzie w latach 2018-2020 r. widać wyraźną tendencję wzrostową biomasy, a w 2022 r. widać spadek poniżej średniej z 10-lecia (Rys. II.80). Od 2021 r. liczebność i biomasa zooplanktonu utrzymuje się na podobnych poziomach (Rys. II.80).

Wskaźnik MSTS

Wskaźnik MSTS (ang. Zooplankton mean size and total stock) jest wskaźnikiem podstawowym HELCOM zaproponowanym do oceny zooplanktonu w ramach projektów HELCOM HOLAS II oraz HOLAS 3. Wskaźnik posiada 2 składowe:

1. Struktura wielkościowa zooplanktonu (ang. mean size) – określana jako iloraz całkowitej liczebności i całkowitej biomasy,
2. Całkowita biomasa zooplanktonu.

Wskaźnik liczony jest dla miesięcy letnich (średnia z miesięcy czerwiec–wrzesień).

Ze względu na specyfikę wskaźnika oraz trudności metodologiczne w opracowaniu wartości progowych dla POM, ocena tego wskaźnika możliwa jest do przeprowadzenia jedynie w przypadku trzech stacji (Tabela II.33).

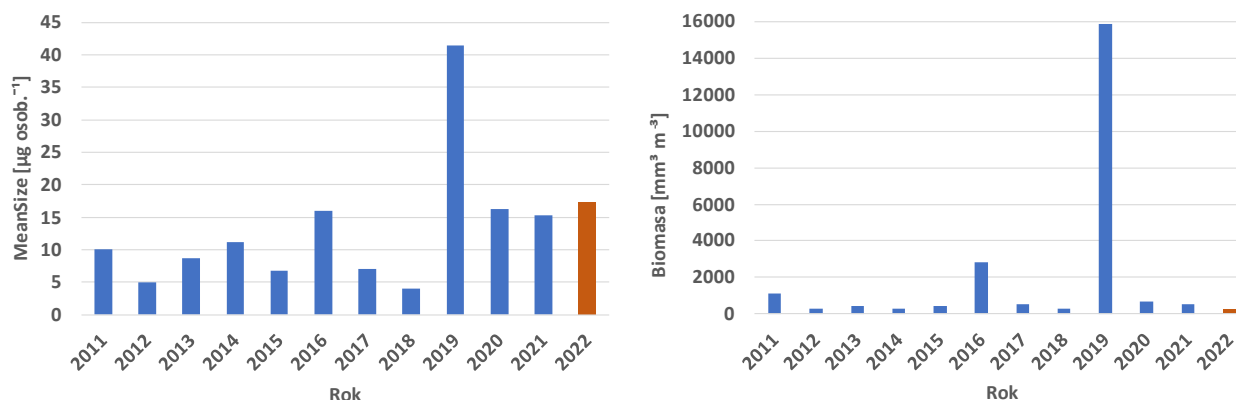
Tabela II.33. Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM.

Stacja/Akwen	Struktura wielkościowa zooplanktonu (Mean size – MS) (VI–IX)	Całkowita biomasa (Total stock – TS) (VI–IX)
P1 (Basen Gdański)	10,2 ug ind	103 mg m ⁻³
P5 (Basen Bornholmski)	12,2 ug ind	223 mg m ⁻³
P140 (Wschodni Basen Gotlandzki)	11,6 ug ind	156,3 mg m ⁻³

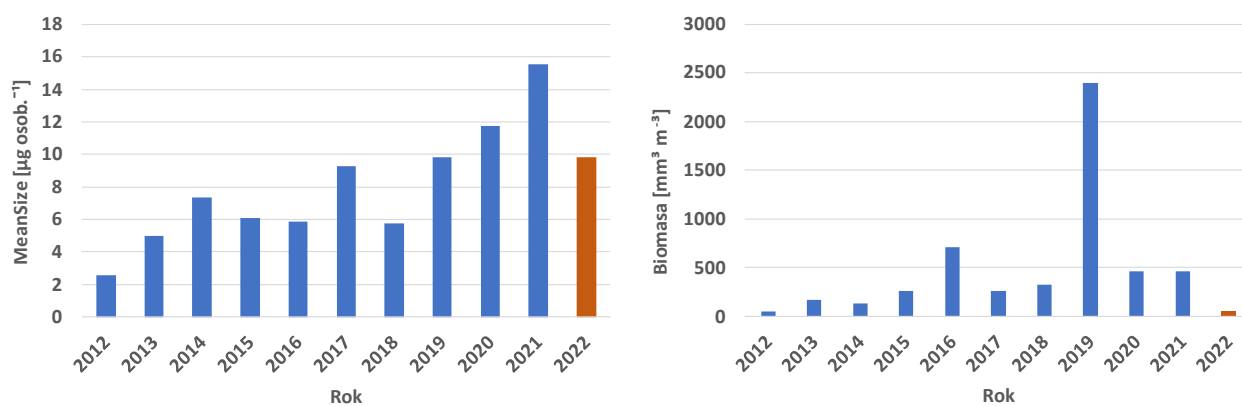
W celu osiągnięcia dobrego stanu środowiska (GES) obie składowe muszą przekroczyć wartość progową dobrego stanu.

W przypadku pozostałych stacji ze względu na brak wartości progowych, sporządzono wykresy zmienności składowej MS (Mean size) oraz całkowitej biomasy wskaźnika MSTS w roku 2022 w odniesieniu do 10- lecia. bez odniesienia do wartości progowych (Rys. II.84–Rys. II.90).

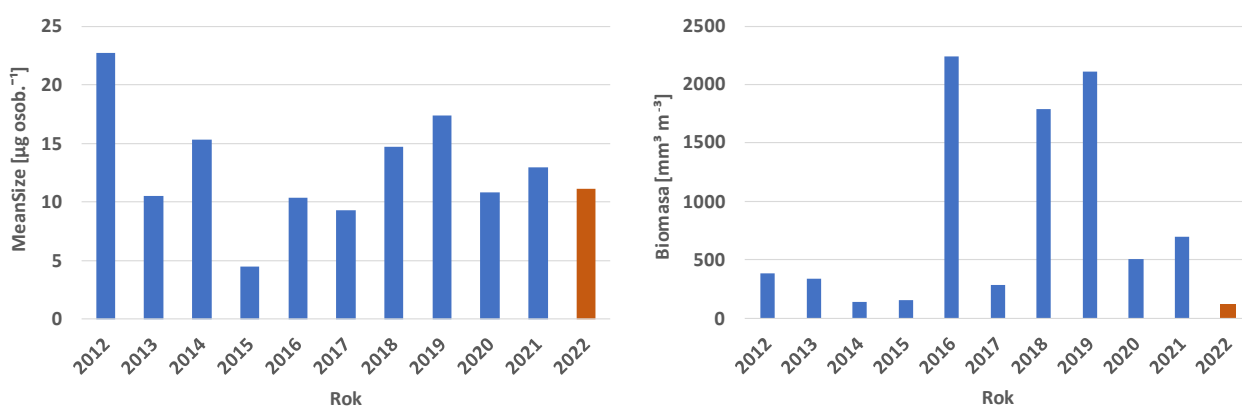
Wyniki oceny wskaźnika MSTS dla stacji P1, P5C, P140 zobrazowano na Rys. II.91–Rys. II.93. Stacje P1, P140, P5C na podstawie wartości progowych wykazują dobry stan środowiska (GES) (Rys. II.91–Rys. II.93).



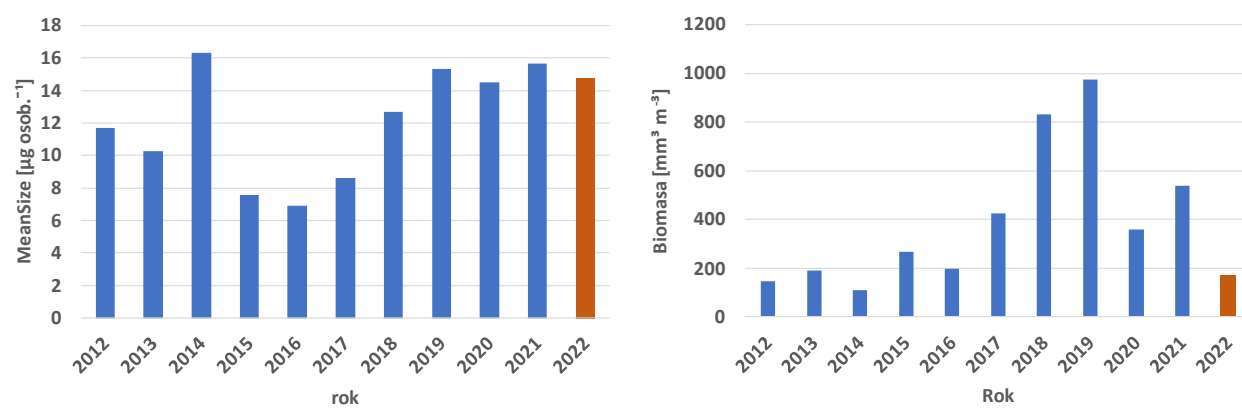
Rys. II.84. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2012–2022 w sezonie letnim (VI–IX).



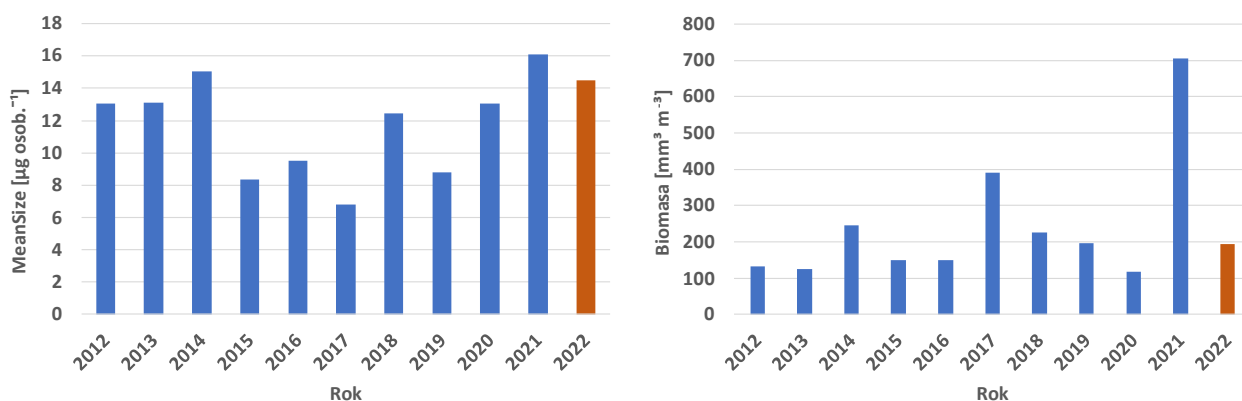
Rys. II.85. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).



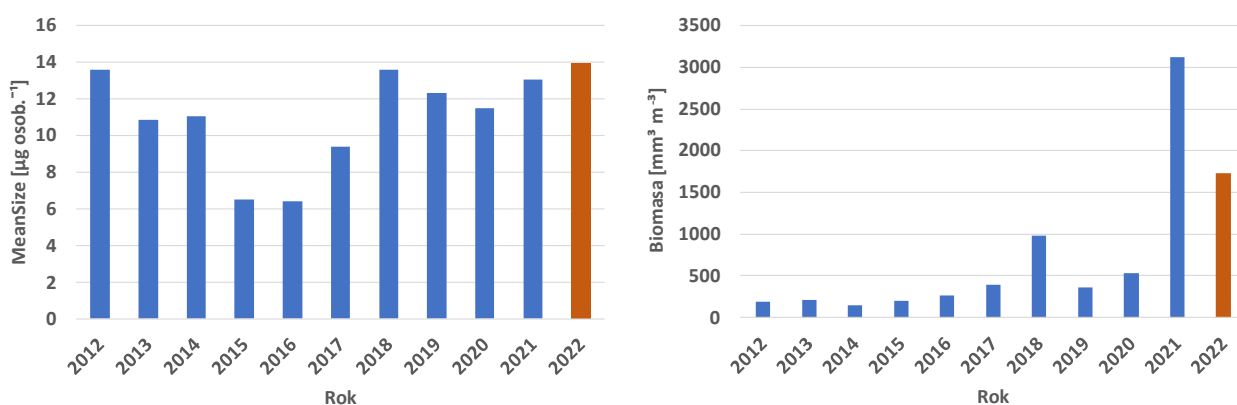
Rys. II.86. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).



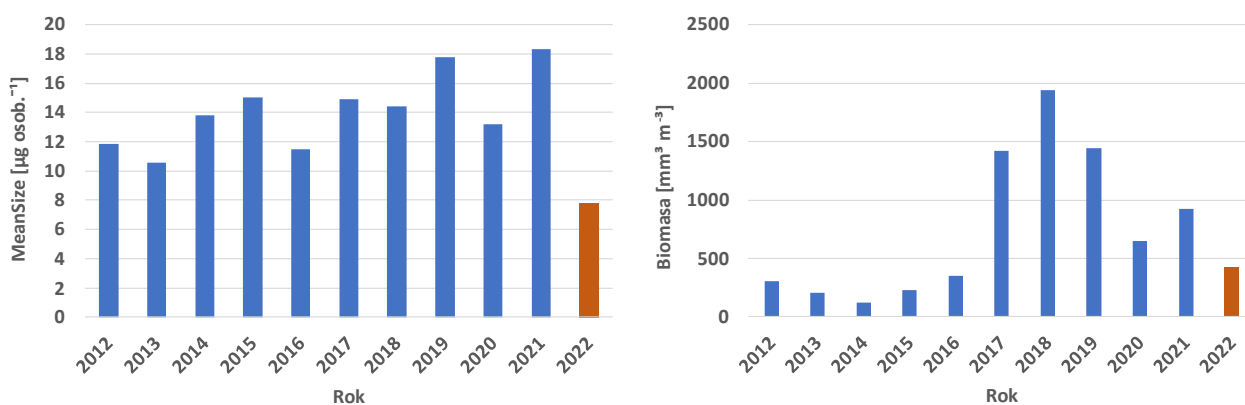
Rys. II.87. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).



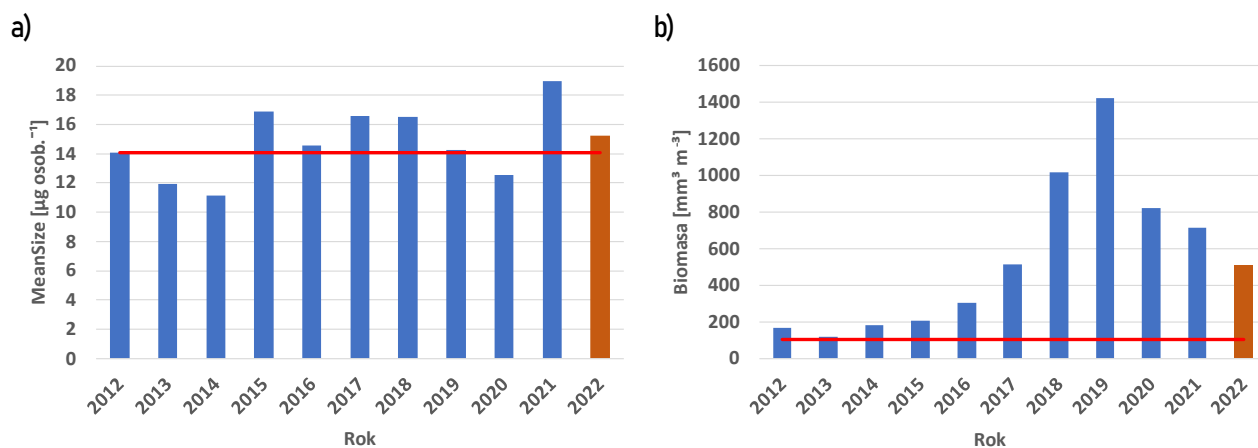
Rys. II.88. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2012–2022 w sezonie letnim (VI–IX).



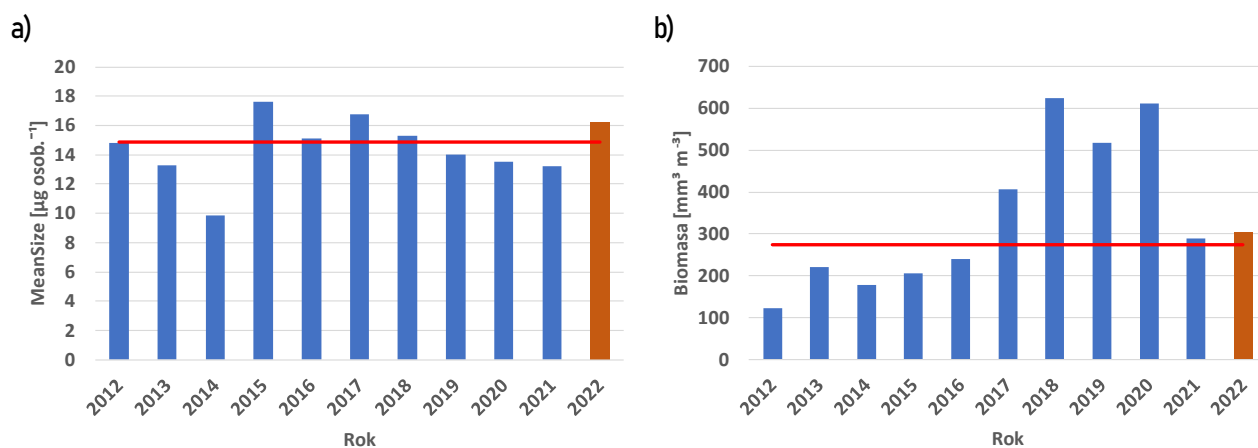
Rys. II.89. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2012–2022 w sezonie letnim (VI–IX).



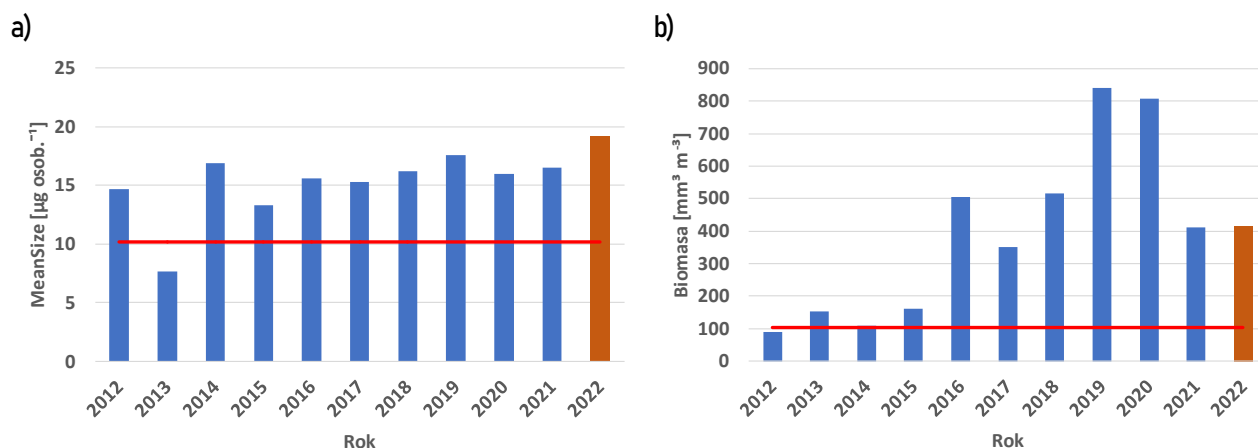
Rys. II.90. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2012–2022 w sezonie letnim (VI–IX).



Rys. II.91. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 11,6 μg , dla biomasy – 156,3 mg m^{-3}



Rys. II.92. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 12,2 μg , dla biomasy – 223,0 mg m^{-3} .



Rys. II.93. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 10,2 μg , dla biomasy – 103 mg m^{-3}

II.3.3. Siedliska Bentosowe



II.3.3.1. Makrofity

W roku 2022 przeprowadzono, w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim, monitoring makrofytobentosu. Wskazane stanowiska pomiarowe położone były w rejonach polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Dodatkowo kontynuowany był monitoring w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy, w rejonie Ławicy Słupskiej na obszarze Basenu Bornholmskiego oraz w obrębie JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (Rys. II.2). Na podstawie próbek zebranych w okresie szczytu rozwoju roślin naczyniowych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie obniżonej produkcji pierwotnej makrofytobentosu (wrzesień), wyliczono wskaźnik stanu makrofity (SM₁). Jest on oparty na stosunku biomasy gatunków pozytywnych (Tabela II.34) z uwzględnieniem stopnia pokrycia dna do biomasy całkowitej makrofity a także wskazuje miesiące, w których wykonywane są badania:

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n (Bp * pdp) VI + \sum_1^n (Bp * pdp) IX}{\sum_1^n (Bt * pdt) VI + \sum_1^n (Bt * pdt) IX}$$

gdzie:

Bp – biomasa [g s.m.] taksonu pozytywnego (takson 1÷n) (Tabela II.34),

pdp – pokrycie dna taksonu pozytywnego (takson 1÷n),

Bt – biomasa [g s.m.] każdego stwierdzonego taksonu (takson 1÷z),

pdt – pokrycie dna przez każdy stwierdzony takson (takson 1÷z),

VI – dane z czerwca,

IX – dane z września.

Granice pomiędzy stanem dobrym (GES) a stanem poniżej dobrego (subGES), w klasyfikacji Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM), wyznacza wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), odpowiadająca SM₁ = 0,8. W klasyfikacji wg RDW, wartości wskaźnika SM₁ podzielono na pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (Tabela II.35).

Tabela II.34. Wykaz taksonów pozytywnych makrofytów uwzględnianych we wskaźniku SM_i Taksony pozytywne dla SM_i (VI, IX).

<i>Chara sp.</i>
<i>Tolypella nidifica</i>
<i>Desmarestia viridis</i>
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>
<i>Sphacelaria cirrosa</i>
<i>Delesseria sanguinea</i>
<i>Ceramium diaphanum</i>
<i>Ceramium tenuicorne</i>
<i>Ceramium virgatum</i>
<i>Coccotylus truncatus</i>
<i>Furcellaria lumbricalis</i>
<i>Carradoriella elongata</i>
<i>Vertebrata fucoides</i> -(<i>Polysiphonia fucoides</i>)
<i>Rhodomela confervoides</i>
<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Myriophyllum spicatum</i>
<i>Potamogeton filiformis</i>
<i>Potamogeton perfoliatus</i>
<i>Ranunculus peltatus subsp. baudotii</i>
<i>Ruppia maritima</i>
<i>Potamogeton pectinatus</i> -(<i>Stuckenia pectinata</i>)
<i>Zannichellia palustris</i>
<i>Zostera marina</i>

Tabela II.35. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_i, wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).

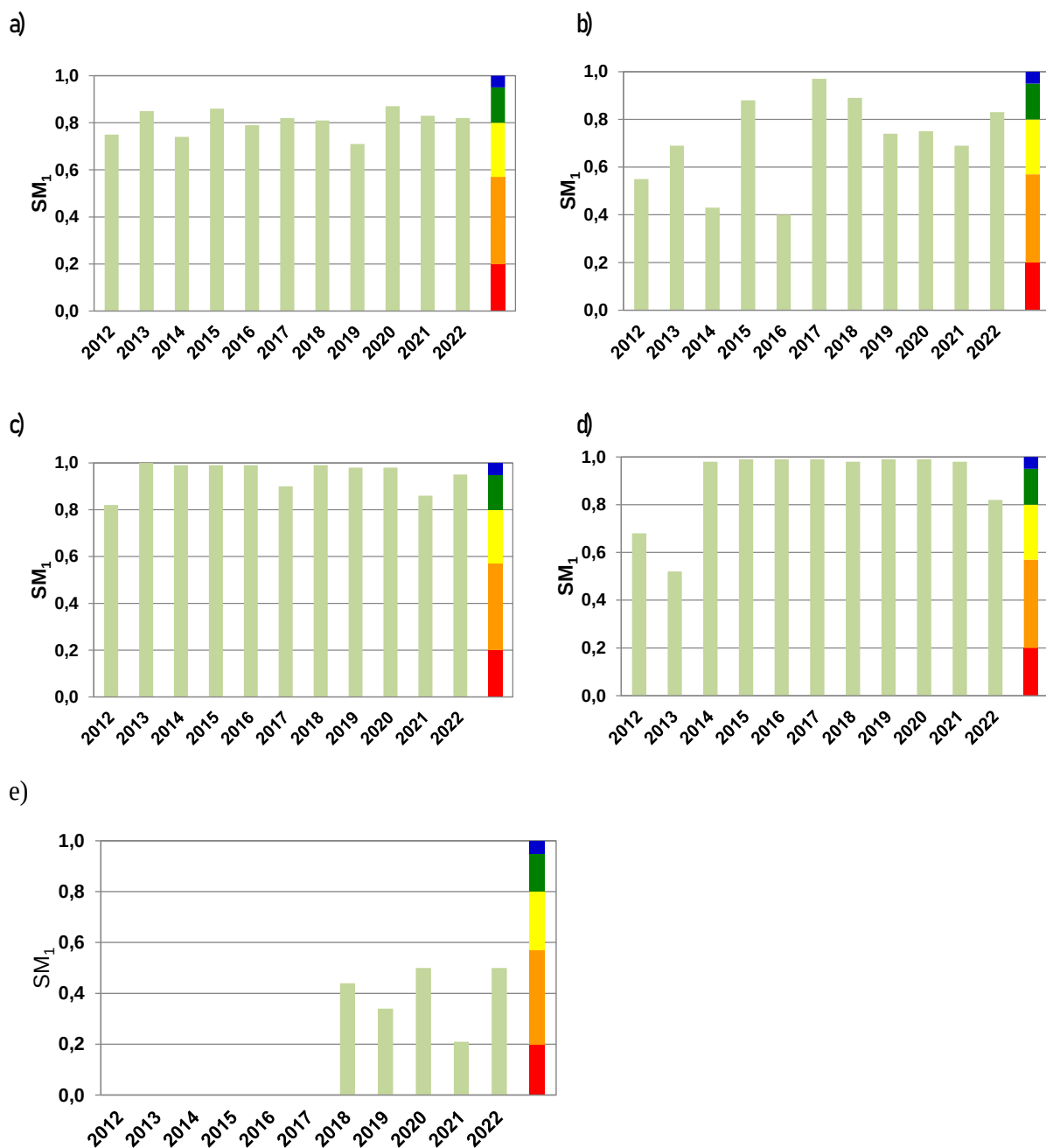
Przedział wartości wskaźnika SM _i	Stan ekologiczny (klasa)	
	wg RDW	wg RDMS
0,95<SM _i ≤1,0	bardzo dobry (I)	GES
0,80<SM _i ≤0,95	dobry (II)	
0,57<SM _i ≤0,80	umiarkowany (III)	subGES
0,2<SM _i ≤0,57	słaby (IV)	
0≤SM _i ≤0,2	zły (V)	

W roku 2022 podobnie jak w roku ubiegłym odnotowana zbliżoną ilość i dominacje tych samych gatunków. Na profilu Jama Kuźnicka odnotowano łączne 15 gatunków makrofytobentosu, z czego najliczniej notowanymi gatunkami były zielenice i rośliny naczyniowe (po 4 gatunki) (Tabela II.36). W rejonie Klif Orłowski w roku 2022 stwierdzono występowanie 8 gatunków makrofytobentosu, z czego najliczniej były reprezentowane zielenice i krasnorosty (po 3 gatunki) (Tabela II.36). Na ławicy Słupskiej najczęściej występowały gatunki krasnorostów (5 gatunków) z czego po raz pierwszy odnotowano przedstawiciela zielenic (*Ulva clathrata*). Na obszarze Głazowiska Rowy, podobnie jak w przypadku pozostałych dwóch obszarów kamienistych, licznie notowane były krasnorosty (5 gatunków). Na obszarze Wolińskiego Parku Narodowego odnotowano po 2 przedstawicieli zielenic i krasnorostów (Tabela II.36).

Tabela II.36. Skład taksonomiczny fitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2022 r.

		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Słupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
Chlorophyta- zielenice						
1	<i>Cladophora glomerata</i>	+	+		+	+
2	<i>Cladophora sp</i>		+			
3	<i>Ulva compressa</i>	+	+			
4	<i>Ulva clathrata</i>		+	+		
5	<i>Ulva intestinalis</i>		+			+
6	<i>Ulva sp</i>				+	
7	<i>Rhizoclonium sp</i>	+				
Charophyceae – ramienice						
8	<i>Chara baltica</i>		+			
9	<i>Tolypella nidifica</i>		+			
Phaeophyta-brunatnice						
10	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	+	+	+	
11	<i>Pyloiella littoralis</i>			+	+	
12	<i>Stictosiphon tortilis</i>			+		
Rhodophyta-krasnorosty						
13	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+	+	+	+
14	<i>Ceramium virgatum</i>				+	
15	<i>Ceramium tenuicorne</i>		+	+	+	
16	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	+		+	+	
17	<i>Vertebrata fucales</i>	+	+	+	+	+
18	<i>Coccolytus truncatus</i>			+		
Spermatophyta-rośliny nasienne						
19	<i>Myriophyllum spicatum</i>		+			
20	<i>Stuckenia pectinata</i>		+			
21	<i>Zannichellia palustris</i>		+			
22	<i>Zostera marina</i>	+	+			

W roku 2022 na podstawie wskaźnika SM_i , stwierdzono poprawę warunków w obrębie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ze stanu umiarkowanego na stan dobry (Rys. II.94a, Rys. II.94b). W obrębie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego na profilu KO nie obserwowano znaczących zmian w stosunku do roku 2021 (stan dobry). Wartość wskaźnika SM_i wzrosła znacząco na stacji JK z 0,69 (stan umiarkowany) w 2021 roku do 0,83 (stan dobry) w 2022r. W wodach otwartych Basenu Bornholmskiego, w rejonie Ławicy Słupskiej, mimo iż po raz pierwszy odnotowano obecność przedstawiciela zielenic, zaobserwowano poprawę stanu z dobrego na bardzo dobry (Rys. II.94c). W rejonie Głazowiska Rowy – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego stan ekologiczny środowiska pogorszył się z bardzo dobrego na dobry (Rys. II.94d) Zdecydowanie niższa wartość SM_i w roku 2022 spowodowana była masowym występowaniem zielenicy *Cladophora glomerata*, która w czerwcu na płytszych głębokościach (5 – 6 m) porastała kamienie w 20%. W wodach powierzchniowych w rejonie Zatoki Pomorskiej podobnie jak w ubiegłym roku stan ekologiczny określono jako słaby, mimo iż zaobserwowano wzrost wartości wskaźnika SM_i . (Rys. II.94e)



Rys. II.94. Ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenu płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy, e) Woliński Park Narodowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_1 – Tabela II.35.

II.3.3.2. Zoobentos

W ocenie stanu polskich obszarów morskich opracowanej na potrzeby wdrażania RDSM, wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach wskaźników opisowych D1 (bioróżnorodność), D4 (łańcuchy pokarmowe) i D6 (integralność dna morskiego) jest multimetryczny wskaźnik stanu makrozoobentosu – B. Jest to wskaźnik opracowany na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej, który uwzględnia skład gatunkowy, liczebność oraz udział gatunków wrażliwych, a także odpornych na stres wywołany eutrofizacją (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230, Osowiecki i in. 2012). W celu dokonania oceny stanu za granicę dobrego stanu ekologicznego przyjęto wartość wskaźnika pomiędzy umiarkowanym, a dobrym stanem ekologicznym klasyfikacji według RDW (Tabela II.37), zgodnie z Załącznikiem nr 24 i Załącznikiem nr 25 do Rozporządzenia Ministra Infrastruktury (Dz.U. 2021 poz. 1475), która jest tożsama z granicą dobrego stanu ekologicznego (GES/subGES) wg. RDSM.

Przedstawioną klasyfikację zastosowano dla następujących podakwenów wydzielonych w polskich obszarach morskich Bałtyku (Rys. II.2):

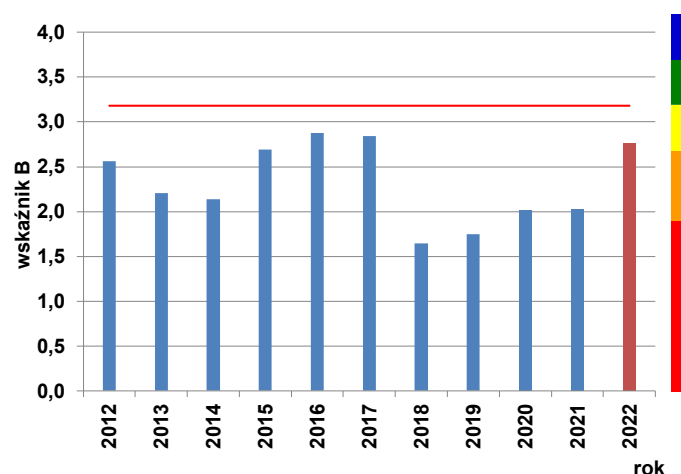
- polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; stacje: P104, P110 oraz ZP6,
- Basen Gdański; stacje: P1 oraz ZN4,
- wschodni Basen Gotlandzki; stacje: P140, Ł7, Z oraz P2
- Basen Bornholmski; stacje: B13, K6B, M3, P14B, P16, P3 oraz P5C.

Tabela II.37. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).

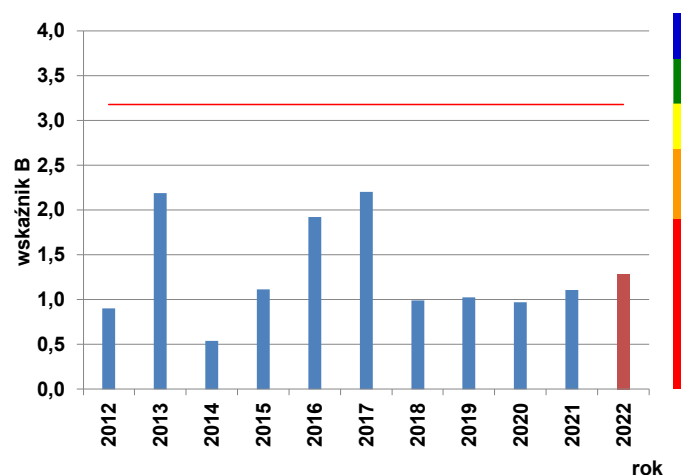
Przedział wartości wskaźnika B	Klasa	Stan ekologiczny wg RDW	wg RDSM
>3,72	I	bardzo dobry	GES
≥3,18	II	dobry	
≥2,70	III	umiarkowany	subGES
≥1,91	VI	słaby	
<1,91	V	zły	

Na wykresach (Rys. II.95 – Rys. II.109) przedstawiono wartości wskaźnika B, obliczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2022 r. na tle jego zmian w dziesięcioleciu 2012–2021. Wykresy zostały sporządzone dla stacji dla których dysponowano odpowiednio długą serią danych pomiarowych. Do oceny stanu stosowano wartości ze wszystkich stacji znajdujących się w jednostce oceny poprzez uśrednianie wyników serii pomiarowych na stacjach, a następnie uśrednianie wyników ze wszystkich stacji w jednostce oceny. Czerwona linia na wykresach ilustruje granicę dobrego stanu środowiska (GES) w rozumieniu RDSM, która pokrywa się z granicą między stanem umiarkowanym i dobrym wg RDW (Tabela II.37).

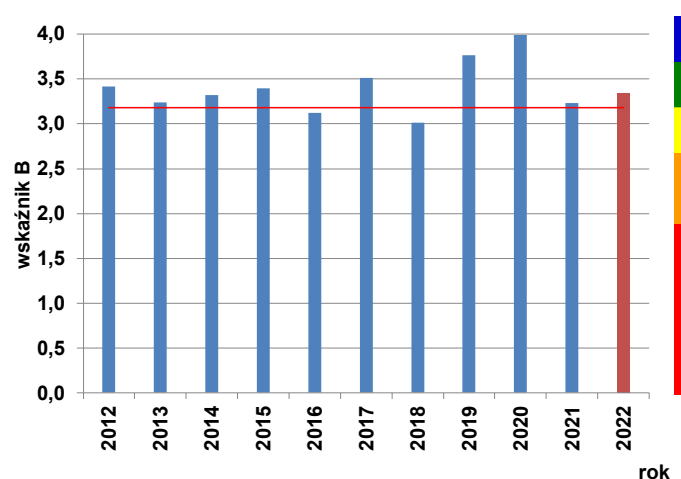
Stan środowiska morskiego podakwenu polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego analizowano w zakresie stanu makrozoobentosu na podstawie wyników ze stacji P104 (Rys. II.95), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej, stacji P110 zlokalizowanej w centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.96) oraz stacji ZP6 (Rys. II.97) zlokalizowanej w Zalewie Puckim. Stan makrozoobentosu na stacji P104 uległ poprawie ze stanu słabego do umiarkowanego (wartość wskaźnika B – 2,76) w rozumieniu RDW w stosunku do 2021 roku, co oznacza jednak brak osiągnięcia dobrego stanu środowiska wg RDSM. Notowane w okresie 2018–2021 wartości były najniższymi notowanymi wartościami wskaźnika B w wieloleciu 2012–2021 (Rys. II.95), a wartość z 2022 roku wróciła do poziomu poprzedzającego ten okres. Stacja P104 położona jest na znacznej głębokości (56 metrów), co w połączeniu z osadem tam występującym (muł, ił) stwarza warunki dla występowania znacznej ilości tolerancyjnego na niesprzyjające warunki środowiskowe małża *Limecola balthica* co przekłada się na notowane wartości wskaźnika B na tej stacji.



Rys. II.95. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.96. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

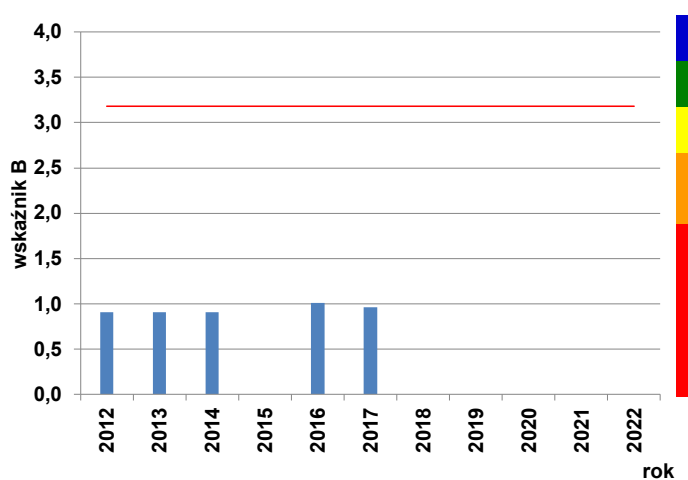


Rys. II.97. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

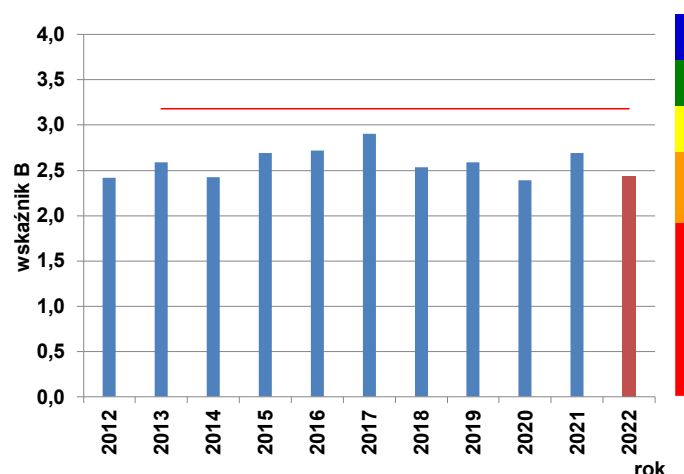
Stacją charakteryzującą się najmniej sprzyjającymi warunkami do bytowania makrozoobentosu w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego jest stacja P110, która reprezentuje obszar o znacznej głębokości (69 m), charakteryzujący się mulistym substratem oraz niekorzystnymi warunkami tlenowymi w strefie przydennej. Do roku 2021 stacja była oceniana w obszarze wód Basenu Gdańskiego, a po zmianie typologii w 2022 roku w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Notowane na stacji P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej wartości wskaźnika B wskazywały zazwyczaj w wieloleciu na stan zły i jedynie w pojedynczych przypadkach uzyskiwały wartości powyżej tego stanu (Rys. II.96). Zanotowana w 2022 r. wartość wskaźnika B (1,29) jest nieznacznie wyższa od wartości z 2021 roku i wskazuje na zły stan makrozoobentosu na tej stacji. Stacja ZP6, położona w Zalewie Puckim, odbiega znacząco w kontekście panujących warunków abiotycznych od tych panujących na znacznie głębszych stacjach P104 i P110. St. ZP6 znajduje się w osłoniętej wewnętrznej Zatoce Puckiej, jej głębokość wynosi zaledwie 4,5 m, podłoże stanowi piasek mulisty, kamienie oraz żwir, a występująca roślinność denna sprzyja pojawianiu się gatunków makrozoobentosu, których bytowanie jest ściśle uzależnione od obecności roślinności podwodnej (Żmudziński 1982, 1994, Warzocha 1994). Wartości wskaźnika B w wieloleciu 2012–2021 znajdowały się zazwyczaj powyżej granicy dobrego stanu (Rys. II.97). Podobnie w 2022 roku wartość wskaźnika B (3,35) wskazuje na dobry stan środowiska. Różnica w warunkach abiotycznych pomiędzy stacjami z rejonu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego znajduje swoje odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, który w przypadku stacji P104 wskazuje na umiarkowany stan środowiska (2,76), na stacji P110 na stan zły (1,29), natomiast na stacji ZP6 stan dobry (3,35). Stan makrozoobentosu na podstawie wskaźnika B w akwenie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2022 roku oceniono jako słaby – IV klasa w systemie oceny RDW, oraz jako stan nieodpowiedni – subGES wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B dla akwenu wyniosła 2,46).

W wodach Basenu Gdańskiego znajdują się 2 stanowiska pobierania makrozoobentosu zlokalizowane w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) (Rys. II.98) oraz w rejonie Półwyspu Helskiego (ZN4) (Rys. II.99). W przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1) od 2018 r., ze względu na wyjątkowo niekorzystne warunki dla bytowania organizmów dennych, tj. ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub głębokiego deficytu tlenowego w wodach przydennych nie zanotowano żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, co skutkowało określeniem złego stanu dla tej stacji (wartość wskaźnika B – 0). Należy zaznaczyć, iż brak makrozoobentosu na tej stacji jest sytuacją typową w skali pomiarów wieloletnich. W przypadku stacji ZN4 w rejonie zewnętrznej krawędzi Półwyspu Helskiego notowane wartości wskaźnika B oscylowały w wieloleciu na granicy stanu słabego i umiarkowanego. W 2022 roku stwierdzono spadek wartości wskaźnika w stosunku do roku 2021, co nie wpłynęło jednak na zmianę klasyfikacji makrozoobentosu, który w dalszym ciągu wskazuje na stan umiarkowany (wartość wskaźnika B – 2,44), nieodpowiedni wg RDSM (subGES).

W związku z powyższym ogólny stan makrozoobentosu w wodach Basenu Gdańskiego, a dokładniej w jego głębokowodnej części, określono jako zły zgodnie z zasadami RDW (klasa V), czyli nieodpowiedni – subGES – wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 1,22).



Rys. II.98. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012–2021 (stupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

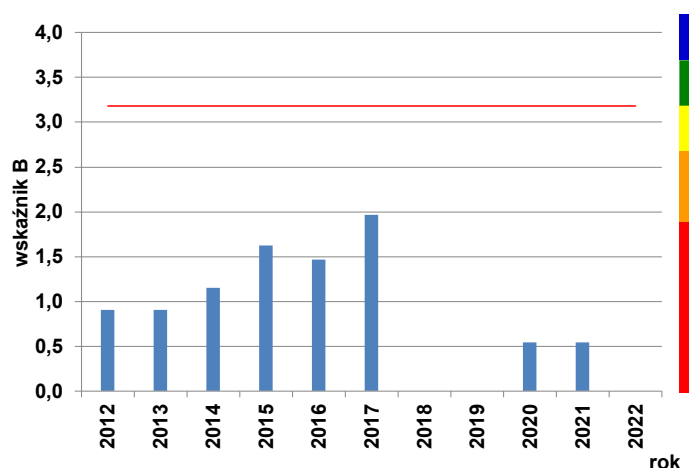


Rys. II.99. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

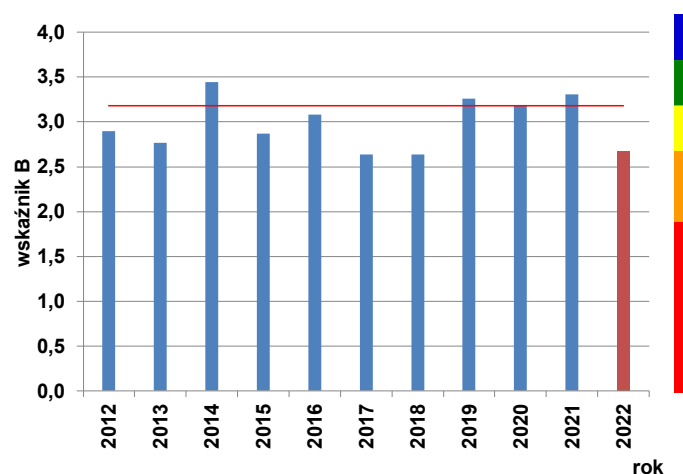
W przypadku wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wyniki makrozoobentosu przedstawiono, w sposób graficzny, dla stacji głębokowodnej P140 (Rys. II.100) z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego, dla stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (Rys. II.101 i Rys. II.102) oraz stacji P2 z rejonu Rynny Słupskiej, w przypadku której długość serii danych pozwoliła na prezentację wyników jedynie od 2014 r. (Rys. II.103).

W 2022 roku nie zanotowano obecności przedstawicieli makrozoobentosu na stacji P140. Stan makrozoobentosu określono w przypadku tej stacji jako zły (wartość wskaźnika B - 0), w rozumieniu RDW oraz subGES wg. RDSM.

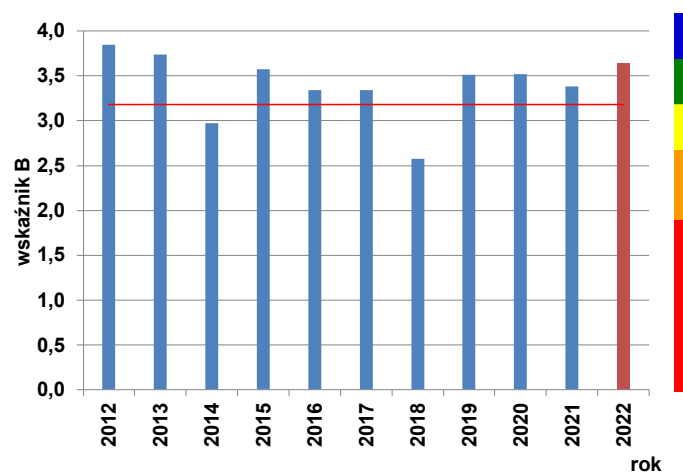
Pozostałe stanowiska monitorowania fauny dennej w tym podakwenie charakteryzują się odmiennymi warunkami determinującymi występowanie organizmów, co przekłada się na notowane wartości wskaźnika B na tych stacjach (Rys. II.101 – Rys. II.103). W przypadku stacji płytkowodnej z okolic Łeby (st. Ł7, Rys. II.101) wartości wskaźnika B oscylowały w wieloleciu 2012-2021 powyżej i poniżej wartości wskazującej na dobry stan środowiska. W 2022 roku po 3 latach notowania wartości wskazujących na stan dobry, wartość wskaźnika B (2,68) spadła do stanu słabego tuż poniżej granicy stanu umiarkowanego (2,70) (subGES). Zanotowana w 2022 r. wartość wskaźnika B na w/w stacji była jedną z niższych w wieloleciu.



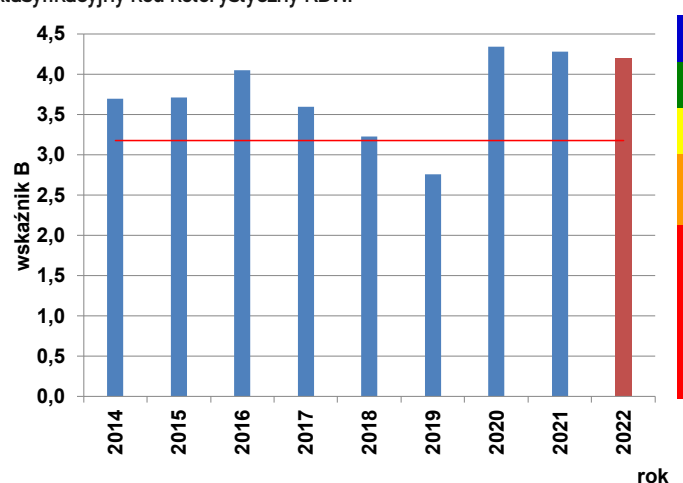
Rys. II.100. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.101. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.102. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2024 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.103. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2021 (słupki niebieskie) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

W przypadku płytkowodnej stacji Z (Rys. II.102) notowane w wieloleciu 2012–2021 wartości wskaźnika B jedynie 2-krotnie (w 2014 r. i 2018 r.) spadły poniżej wartości granicznej dla dobrego stanu. W 2022 roku zaobserwowano nieznaczny wzrost wartości wskaźnika (3,64) w stosunku do 2021 r. Na stacji P2 z wschodniego rejonu Rynny Słupskiej zanotowano na przestrzeni ostatnich 3 lat najwyższe wartości wskaźnika B. Zanotowana w 2022 roku wartość wskaźnika B wyniosła 4,20 i była nieznacznie niższa od wartości z roku 2021. Stan makrozoobentosu oceniono jako bardzo dobry (wg. RDW) (Rys. II.103).

Pomimo zanotowania bardzo dobrego stanu makrozoobentosu na stacji Z oraz w rejonie Rynny Słupskiej, ogólny stan makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za słaby wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa IV oraz za stan poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,63). Na ostateczną klasyfikację stanu obszaru miał wpływ brak makrozoobentosu na stacji P140. Średnia wartość wskaźnika B uległa nieznacznemu obniżeniu w stosunku do 2021 roku co wpłynęło na obniżenie klasyfikacji RDW ze stanu umiarkowanego na słaby (subGES wg RDSM).

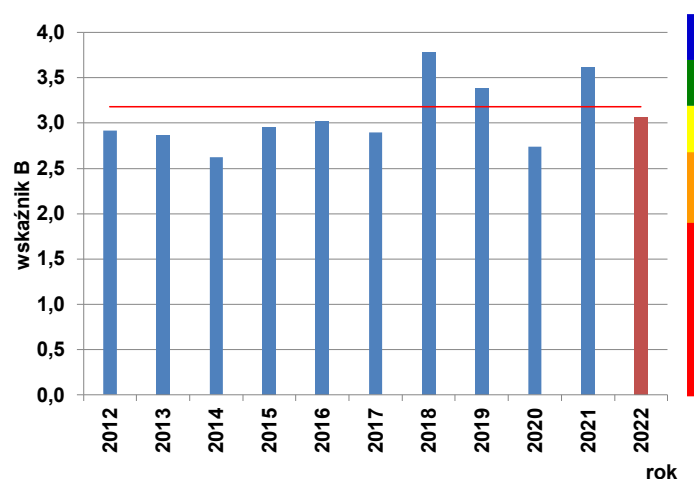
W polskich wodach Basenu Bornholmskiego znajduje się szereg lokalizacji płytkowodnych monitorowania makrofauny dennej (Rys. II.2) – st. P16, M3 i K6B w strefie płytkowodnej polskiego środkowego wybrzeża, st. B13 w otwartej Zatoce Pomorskiej, stacja P14B w rejonie Ławicy Słupskiej, a także głębokowodna stacja – P5C w obszarze Głębi Bornholmskiej oraz P3 w rejonie Rynny Słupskiej. Lokalizacja stanowiska P5 uległa w 2020 roku zmianie w związku z czym nosi ono obecnie nazwę P5C, również w 2020 roku ze względu na znaczną dynamikę substratu w odcinku ujściowym rzeki Parsęty w obrębie stacji K6 zdecydowano się na jej nieznaczne przesunięcie (o 1 milę morską) do nowej lokalizacji K6B. Ze względu na ilość stacji monitoringowych wyniki dla tego obszaru przedstawiono również w postaci tabelarycznej (Tabela II.38). W 2022 zaobserwowano pogorszenie warunków w zakresie notowanych wartości wskaźnika B na większości stacji monitoringowych. Wyjątek stanowi stacja M3 gdzie zanotowano nieznaczny wzrost wartości wskaźnika (Rys. II.105). W przypadku stacji P16 zanotowany spadek wartości wskaźnika B przełożył się również na spadek stanu makrozoobentosu z dobrego do umiarkowanego co skutkowało stanem poniżej dobrego (subGES) wg RDSM (Rys. II.104). Stan makrozoobentosu na stacji P16 charakteryzuje się znacznymi fluktuacjami, a osiągnięcie stanu umiarkowanego nie odbiega od tendencji obserwowanych w wieloleciu na tej stacji. Stan makrozoobentosu na stacji M3 utrzymuje się na zbliżonym poziomie w wieloleciu 2012–2022 i nie obserwuje się tu istotnych trendów w wartościach wskaźnika B (Rys. II.105). Na stacji K6B gdzie zaobserwowano znaczny wzrost wartości wskaźnika B na przestrzeni ostatnich 3 lat, pomimo spadku w 2022 roku, wskaźnik osiągnął wartość dla dobrego stanu co skutkowało jednocześnie osiągnięciem GES wg RDSM (Rys. II.106). Poprawa stanu w przypadku tego stanowiska może mieć związek ze zmianą jego lokalizacji. W rejonie Zatoki Pomorskiej st. B13 (Rys. II.107) wartość wskaźnika była zbliżona do wartości z 2021 roku i w dalszym ciągu utrzymuje się nieznacznie poniżej granicy GES (stan umiarkowany wg. RDW). W strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego znajduje się również stanowisko P14B z rejonu Ławicy Słupskiej, w przypadku którego stwierdzono pogorszenie stanu

w zakresie makrozoobentosu z dobrego do umiarkowanego.

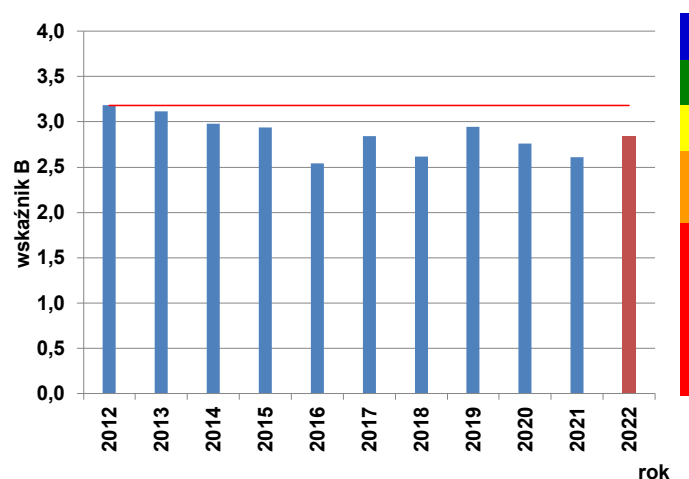
W dziesięcioleciu odniesienia 2012–2021, wartości wskaźnika B dla stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej wód Basenu Bornholmskiego charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska, jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika.

Tabela II.38. Wyniki oceny wskaźnika B na stacjach zlokalizowanych w wodach Basenu Bornholmskiego w 2022 r.

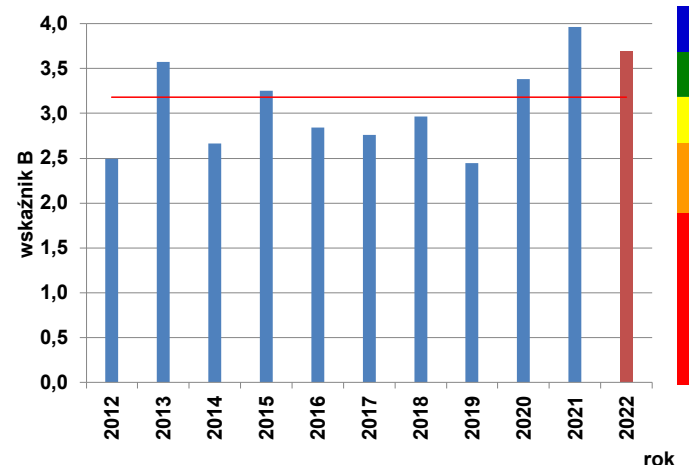
Stacja	B13	K6B	M3	P16	P3	P5C	P14B
Wskaźnik B	2,93	3,69	2,84	3,07	2,52	0	2,94
stan RDW	umiarkowany	dobry	umiarkowany	umiarkowany	słaby	zły	umiarkowany
stan RDSM	subGES	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES



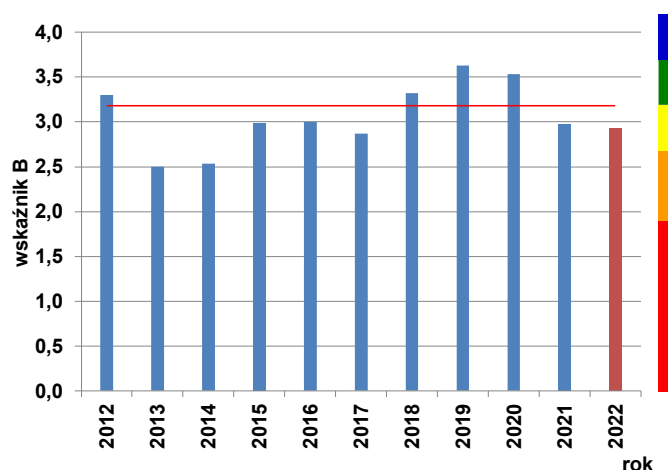
Rys. II.104. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



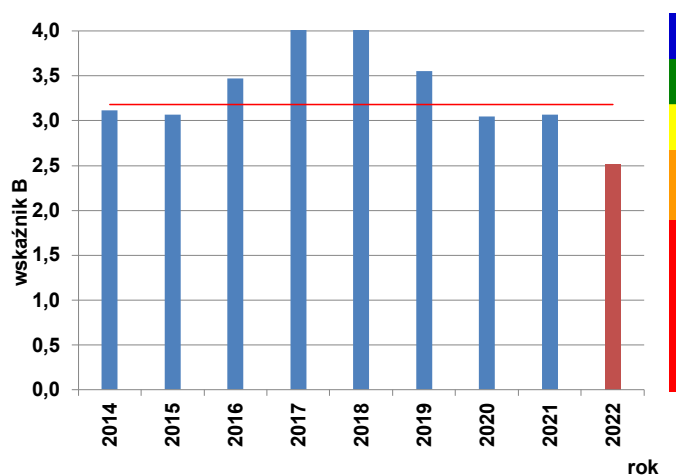
Rys. II.105. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.106. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6B); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



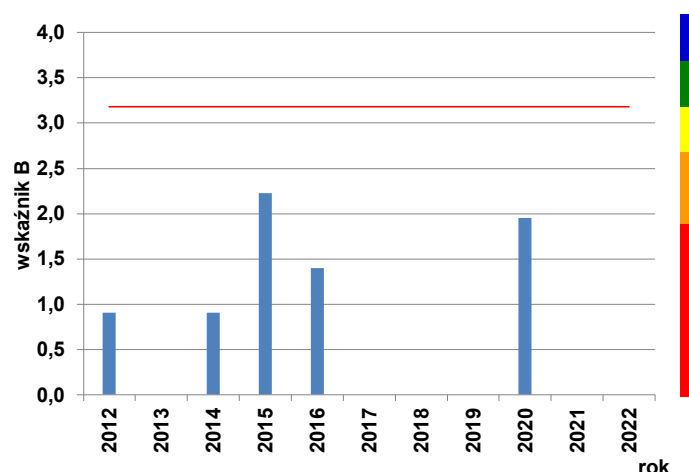
Rys. II.107. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.108. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2021 (słupki niebieskie) w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

W rejonie Rynny Słupskiej (st. P3) od 2018 roku notowano sukcesywny spadek wartości wskaźnika B, który w 2020 roku spadł poniżej stanu dobrego (stan umiarkowany), a w 2022 roku do stanu słabego (Rys. II.108). Obniżenie stanu makrozoobentosu na stacji P3 wynika ze znacznej dominacji w liczebności tolerancyjnych gatunków małża *Limecola baltica* oraz wieloszczeta *Scoloplos armiger*. Znaczna liczebność szczególnie pierwszego z wymienionych gatunków wpłynęła na notowane wartości wskaźnika B. Warunki hydrodynamiczne panujące w rejonie Rynny Słupskiej odbiegają w znacznym stopniu od tych panujących na stacji P5C (90 m), położonej w Głębi Bornholmskiej (Rys. II.109), ze względu na różnice w typie podłoża, jak również na odmienne kształtowanie się warunków tlenowych (Conley i in. 2002, Karlson i in. 2002). W rejonie Rynny Słupskiej występują osady gliniaste, z elementami piasku i substratu kamienistego, natomiast w Głębi Bornholmskiej występuje osad mulisty, a warunki hydrodynamiczne sprzyjają występowaniu deficytu tlenowego oraz anoksji (Warzocha 1994).

W związku z powyższym, zbiorowisko zoobentosu charakteryzujące obszar Głębi Bornholmskiej (st. P5C) jest jedynym odstającym spośród stacji monitoringowych wód Basenu Bornholmskiego, gdzie zoobentos w wielolecu 2012-2022 wykazywał stan zły lub co najwyżej osiągał dolną granicę stanu słabego. W 2022 roku podobnie jak miało to miejsce w roku 2021 nie zanotowano obecności makrozoobentosu w rejonie Głębi Bornholmskiej w związku z czym stan określono jako zły wg RDW (wartość wskaźnika B – 0) (Rys. II.109).



Rys. II.109. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5 i P5C); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Ogólny stan makrozoobentosu w rejonie wód Basenu Bornholmskiego został sklasyfikowany jako słaby wg zasad RDW, średnia wartość wskaźnika z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 2,57 co stanowi spadek w stosunku do roku 2021 (2,82) oraz poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM. Na ostateczny wynik wpływ ma uwzględnienie w ocenie stacji z rejonu Głębi Bornholmskiej, oraz pogorszenie stanu na stacjach P16, P3 oraz P14B.

Zmienność stanu makrozoobentosu w 2022 roku była zróżnicowana i uzależniona od specyfiki monitorowanych obszarów. W przypadku wód płytkowodnych notowane wartości wskaźnika B oscylują w granicach dobrego stanu środowiska, a w przypadku obszarów głębi bądź nie notuje się żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, bądź wyliczane wartości wskaźnika B są bardzo niskie ze względu na niską bioróżnorodność i występowanie wyłącznie gatunków tolerancyjnych na niekorzystne warunki tlenowe. Niekorzystnym trendem, który można zauważyć są obniżające się wartości wskaźnika B w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3) z wód Basenu Bornholmskiego oraz obniżenie średnich wartości wskaźnika B dla basenów w stosunku do 2021 roku. Pomimo tych negatywnych obserwacji, na uwagę zasługuje fakt osiągnięcia dobrego stanu makrozoobentosu w przeważającej liczbie monitorowanych stanowisk z obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego, co ostatecznie nie przełożyło się jednak na poprawę stanu w w/w akwenie. W 2022 roku w żadnym z monitorowanych obszarów stan makrozoobentosu nie osiągnął granicy GES. Najgorszy stan makrozoobentosu notowany był w rejonie wód Basenu Gdańskiego, następnie w rejonie wód Basenu Bornholmskiego, polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach miał wpływ brak makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych (poza rejonem Rynny Słupskiej), co w przypadku obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego przyczyniło się do nieosiągnięcia stanu odpowiedniego (GES) wg RDSM.

Podsumowując, należy stwierdzić, że ilość i rozmieszczenie stacji pomiarowych może mieć decydujące znaczenie dla oceny stanu bezkręgowców dennych w ocenianych akwenach. Z analizy danych nasuwa się jednoznacznie konkluzja, iż w rejonach, w których znajduje się więcej stacji płytkowodnych, gdzie występuje większa różnorodność biologiczna oraz pojawiają się gatunki bardziej wrażliwe na oddziaływanie niekorzystnych warunków środowiska, stan ekologiczny fauny dennej jest lepszy, niż w przypadku obszarów reprezentowanych jedynie przez stacje głębokowodne.

W celu optymalizacji procesu dokonywania oceny dla makrozoobentosu, wydaje się wskazane uwzględnienie zasięgu występowania określonego typu siedliska i wykonanie oceny w ramach zdefiniowanych siedlisk EUNIS. Ocena uwzględniająca zmienność warunków abiotycznych, wpływających na występowanie organizmów dennych, zapewne ukaże pełniejszy obraz faktycznego stanu środowiska w analizowanych obszarach.

II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego.

Cecha D6 dotyczy oceny czy integralność dna zapewnia prawidłowe funkcjonowanie ekosystemu, a w szczególności czy nie występują w obrębie dna morskiego negatywne oddziaływania na ekosystemy bentosowe. Opracowanie parametrów/wskaźników charakteryzujących prawidłowo i w pełnym stopniu cechę D6 jest niezmiernie skomplikowanym zadaniem. Ocena powinna uwzględniać nie tylko wskaźniki opisujące występowanie organizmów kształtujących siedliska, czy parametry opisujące skład gatunkowy, rozkład rozmiarów, zasięg występowania, czy zmienność sezonową zbiorowisk, ale także aspekty związane z potencjalnym wpływem czynników presji na siedliska bentosowe. Obecnie na szczeblu europejskim (UE) oraz regionalnym (HELCOM) realizowane są prace zmierzające do zaproponowania metodyki oceny cechy D6, a w szczególności wartości progowych dla jakości oraz zasięgu negatywnych oddziaływań na siedliska bentosowe. W realizowanym obecnie monitoringu środowiska morskiego parametrami, które mogą posłużyć do przeprowadzenia oceny są wskaźniki multimetryczne makrozoobentosu i fitobentosu. Wskaźniki te uwzględniają informacje na temat nie tylko liczebności, ale również wrażliwości organizmów bentosowych na niekorzystny wpływ działalności ludzkiej, a zatem niosą w sobie informacje o stanie środowiska w aspekcie występowania pozytywnych oraz negatywnych czynników kształtujących warunki bytowania na dnie morskim.

Ocena cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) we wszystkich akwenach (z wyjątkiem wód Basenu Gdańskiego oraz polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego) oraz makrofitobentosu (SM_i) w akwenach: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Brak oceny Basenu Gdańskiego wynika z faktu odrzucenia z oceny integralności dna morskiego obszarów o głębokości większej niż 20 m, które nie są obszarami występowania makrofitów w rejonie POM. Wynika to z ograniczonego występowania struktur makrofitobentosu w polskich obszarach morskich ze względu na brak odpowiednich warunków (odpowiedniego podłoża) do bytowania tej formacji biologicznej, w szczególności w strefie wód otwartego morza (Osowiecki i Kruk-Dowgiatto 2006, Kruk-Dowgiatto i in. 2011). Agregacji oceny dokonano, pomimo iż makrofity reprezentują odmienny rodzaj siedliska (dno twarde) w stosunku do makrozoobentosu. Na potrzeby niniejszego opracowania w celu agregacji uśredniono wyniki klasyfikacji wskaźników w ramach akwenów (Tabela II.39).

Tabela II.39. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2022 r.

Akwen	Klasa RDW			Granica GES	Stan
	Fitobentos	Zoobentos	Średnia		
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	2	2	2	≤ 2	GES (dobry)
wschodni Basen Gotlandzki	-	3	3		subGES (nieodpowiedni)
Basen Bornholmski	1	3	2		GES (dobry)
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	3	-	3		subGES (nieodpowiedni)

W 2022 roku w przypadku cechy D6 do głębokości 20 metrów dobry stan został osiągnięty w akwenach polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oraz Basen Bornholmski, w pozostałych obszarach przeprowadzenia oceny zintegrowanej dobry stan nie został osiągnięty (Tabela II.39).

II.4. Cechy presji

II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców

Cecha D3 jest określona następująco: Populacje wszystkich ryb i skorupiaków eksploatowanych w celach handlowych utrzymują się w bezpiecznych granicach biologicznych, wykazując strukturę wiekową i skład wielkościowy populacji świadczący o dobrym zdrowiu stad.

Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie cechy D3 została wykonana zgodnie z Decyzją Komisji (UE) z dnia 17 maja 2017 r., ustanawiającą kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny oraz uchylającą decyzją 2010/477/UE (UE, 2017).

WYBÓR STAD

W ubiegłych latach zdecydowaną większość polskich połowów na Morzu Bałtyckim stanowiły cztery gatunki: szprot, śledź, dorsz i stornia, a ich udział w połowach wynosił ok. 95%. Ostatnio ze względu na wstrzymanie połowów dorsza wschodnio-bałtyckiego, ten udział się zmniejszył i w latach 2020-2022 wymienione gatunki stanowiły ok. 90% połowów, w tym szprot 55%, śledź – 23%, stornia – 11%, a dorsz jedynie 1%. Pozostałe eksploatowane przez Polskę gatunki mają mniejsze znaczenie w sensie wielkości połowów lub nie ma dla nich wyników z modeli analitycznych lub reprezentatywnych danych z rejsów badawczych do oceny ich stanu. Stąd do oceny GES na podstawie cechy D3 wybrano stada dorszy, śledzi, szprotów i storni. Wybór tych stad pokrywa się również z zaleceniami Międzynarodowej Rady do Badań Morza (ICES, 2016). Lista ryb komercyjnie poławianych powinna opierać się na liście DCF (Data Collection Framework, program zbierania danych rybackich obowiązujący wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej) – lista powinna uwzględnić też gatunki, których połowy zmalały na przestrzeni lat z powodu przetłowienia. Dodatkowo każdy z krajów może włączyć stada, które są ważne z lokalnego punktu widzenia (ICES, 2016).

Dane dotyczące stad ryb, na podstawie których wykonywana jest ocena stanu środowiska morskiego pozyskano z raportu Baltic Fisheries Assessment Working Group i dokumentów ICES Advice (ICES, 2023a,b).

WYBÓR KRYTERIÓW

Dla cechy D3 wyznaczone zostały trzy rodzaje kryteriów dobrego stanu środowiska wód morskich (Tabela II.40):

- D3C1 – poziom presji rybołówstwa,
- D3C2 – zdolność rozrodcza stada,
- D3C3 – rozkład wieku oraz rozkład długości osobników w populacji.

W dalszej części opracowania powyższe kryteria będą alternatywnie oznaczane odpowiednio jako kryterium 3.1, 3.2 i 3.3. Podstawowym wskaźnikiem w kryterium pierwszym jest wielkość śmiertelności połowowej (F). Jeśli wartość tego wskaźnika nie jest znana (ze względu na brak analitycznej oceny stanu zasobów), to można użyć jego przybliżenia, np. określonego jako stosunek wielkości połowów do wielkości biomasy stada wyznaczonej w rejsach badawczych.

Kryterium drugie opisywane jest przez wielkość biomasy stada tartowego (SSB). Jeżeli wielkość ta dla konkretnego stada nie jest wyznaczona, to można ją zastąpić wskaźnikiem biomasy, uzyskanym z rejsów badawczych lub innych modeli ilościowych, przedstawiających biomasę w kategoriach względnych.

Kryterium trzecie wymaga dalszych prac dotyczących metodologii i referencyjnych wartości wskaźnika. Istotą tego kryterium jest określanie sytuacji pozytywnie, gdy w stadzie obserwujemy znaczny udział ryb dużych lub starszych. Ocena na jego podstawie opiera się m. in. na analizie rozkładu długości ryb, obliczeniu proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła oraz 95. percentylu rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych.

Tabela II.40. Wskaźniki cechy D3.

Kryterium i wskaźniki	Rodzaj wskaźnika
D3C1 Poziom presji rybołówstwa - Śmiertelność połowowa - Stosunek połowu do wskaźnika biomasy	podstawowy alternatywny
D3C2 Zdolność rozrodcza stada - Biomasa stada tartowego - Wskaźnik wielkości biomasy	podstawowy alternatywny
D3C3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji - Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych	podstawowy podstawowy

Kryterium D3C1. Śmiertelność połowowa

Do oceny poziomu presji rybołówstwa preferowaną wielkością referencyjną jest śmiertelność połowowa, prowadząca do maksymalnego zrównoważonego połowu (MSY), F_{MSY} . Ponadto, dla stad Bałtyku i szeregu stad ptn.-wsch. Atlantyku ocenianych przez ICES, określa się jeszcze zakresy śmiertelności połowowej związanej z MSY, tzw. $F_{MSYgórne}$ oraz $F_{MSYdolne}$. Obie śmiertelności umożliwiają połowy na poziomie ok. 95% MSY, mieszczą się w granicach zasady przezorności, przy czym $F_{MSYgórne}$ jest większe niż F_{MSY} , a $F_{MSYdolne}$ jest mniejsze od F_{MSY} . Zarządzanie zasobami w oparciu o $F_{MSYgórne}$ jest zalecane jedynie w uzasadnionych ekologicznie lub ekonomicznie przypadkach (np. aby uwzględnić istotne powiązania międzygatunkowe lub zapobiec zbyt dużej zmianie kwot połowowych). Zostało to określone w wieloletnim planie zarządzania zasobami Bałtyku (EU, 2016).

Jeżeli informacje zgromadzone na temat danego stada nie są wystarczające do wyznaczenia F_{MSY} , można odnieść presję rybołówstwa do innych wskaźników racjonalnej lub granicznej śmiertelności połowowej, np.:

F_{lim} – maksymalny dopuszczalny poziom śmiertelności połowowej. Długotrwałe przekraczanie tej wartości powoduje zmniejszenie wielkości stada do poziomu, w którym następuje znacząca redukcja zdolności reprodukcyjnych stada.

F_{pa} – jest oparte na F_{lim} , uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów, wynikający z jakości danych lub ograniczonej znajomości badanych procesów (zasada przezorności). Jeżeli obliczana śmiertelność połowowa jest mniejsza niż F_{pa} , to prawdopodobieństwo, że jej wartość rzeczywista jest mniejsza niż F_{lim} jest wysokie (zwykle ok. 95%). Wartość F_{pa} stosowana jest jako punkt referencyjny, aby z dużym prawdopodobieństwem zapobiec przekroczeniu F_{lim} .

F_{max} – poziom śmiertelności połowowej maksymalizujący połów uzyskany z jednej rekrutującej do eksploatowanego stada ryby. Różni się od F_{MSY} brakiem uwzględniania zależności stado-rekrutacja i dlatego często jest zbyt wysoki w porównaniu z F_{MSY} .

$F_{0.1}$ – bardziej konserwatywny (niższy) poziom śmiertelności połowowej niż F_{max} wyznaczany (podobnie jak F_{max}) na podstawie połowu z rekruta. $F_{0.1}$ jest czasem stosowane jako przybliżenie F_{MSY} , gdy to ostatnie nie jest dostępne.

$F_{40\%}$ – śmiertelność połowowa wyznaczana na podstawie wielkości stada z rekruta; jest to F , przy której stado w stanie równowagi w przeliczeniu na rekruta ma wielkość równą 40% nieeksploatowanego stada w przeliczeniu na rekruta. $F_{40\%}$ jest, podobnie jak $F_{0.1}$, czasem stosowane jako przybliżenie F_{MSY} , gdy to ostatnie nie jest dostępne.

Kryterium D3C2. Biomasa stada tartowego

Do oceny stanu stad ryb i bezkręgowców eksploatowanych w celach handlowych preferowaną wielkością referencyjną biomasy jest biomasa stada tartowego określona jako $B_{MSYtrigger}$. Jest to wielkość wyznaczana na podstawie analizy

zmienności biomasy odpowiadającej MSY (B_{MSY}). Wielkość biomasy stada przy połowach ze śmiertelnością F_{MSY} nie jest stała, ale zmienia się m. in. wskutek zmian (także losowych) parametrów biologicznych stada (wzrostu, rekrutacji) czy też interakcji pomiędzy gatunkami. $B_{MSYtrigger}$ określone jest jako dolna granica zmieniającego się w serii lat B_{MSY} . Często, przy braku oceny B_{MSY} , jako $B_{MSYtrigger}$ przyjmuje się B_{pa} , chociaż podstawa teoretyczna dla tych dwóch wskaźników jest inna.

Inne referencyjne wskaźniki biomasy stada to:

B_{lim} – poziom biomasy stada tartowego poniżej którego występuje znaczna redukcja zdolności reprodukcyjnych stada.

B_{pa} – jest oparte na B_{lim} , uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów, wynikający z jakości danych lub ograniczonej znajomości badanych procesów (zasada przezorności). Jeżeli obliczana biomasa jest większa niż B_{pa} , to prawdopodobieństwo, że jej wartość rzeczywista jest większa niż B_{lim} jest wysokie (zwykle ok. 95%). Wartość B_{pa} stosowana jest jako punkt referencyjny, aby z dużym prawdopodobieństwem zapobiec spadkowi biomasy poniżej B_{lim} . W latach 2022 -2023 przeprowadzono tzw. benchmarkową ocenę zasobów śledzi centralnego Bałtyku i szprotów (ICES. 2023c). W jej trakcie gruntownie sprawdzono używane dane, modele oceny oraz spełnienie ich założeń. Testowane były nowe modele i dla każdego z analizowanych stad wybrany został model i jego parametryzacja, najbardziej wiarygodne w świetle dostępnych danych i wiedzy o procesach zachodzących w analizowanych stadach. W wyniku prowadzonych analiz dotychczasowe metody oceny (przyjęte w 2013 roku) zostały zastąpione nowymi, bardziej adekwatnymi w świetle dostępnych danych i obecnej wiedzy. Wielkości biomasy i śmiertelności połowowej otrzymane za pomocą nowych modeli różnią się od dotychczasowych wyników w stosunkowo niewielkim stopniu, przy czym trendy zmian wyliczanych wielkości są zbliżone. Jednakże wraz z nowymi ocenami dynamiki stad nastąpiło przeliczenie punktów referencyjnych biomasy i śmiertelności połowowej (F_{MSY} i B_{lim}). W przypadku szprot punkty referencyjne zmieniły się nieznacznie, przy czym śmiertelność połowowa F_{MSY} nieco wzrosła. Natomiast w przypadku śledzia centralnego Bałtyku nastąpiła duża zmiana wielkości referencyjnej biomasy $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} . Zmiana wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$ ma duży wpływ na ocenę GES dla tego stada.

Kryterium D3C3. Rozkład wieku oraz rozkład długości w populacji

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych

Stosowany jest dla stad, dla których zbierane są informacje dotyczące rozkładu długości ryb. Wysoka wartość wskaźnika może wskazywać na dużą liczebność ryb większych i starszych. Wadą wskaźnika jest niejednoznaczność – zmniejszenie się jego wartości może świadczyć zarówno o zmniejszającej się części stada obejmującej większe osobniki, jak również o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w stadzie.

Średnia maksymalna długość ryb odnotowanych w rejsach badawczych

Wskaźnik nieuwzględniony w decyzji Komisji 2017/848. Może być wyznaczany przy użyciu modelu wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego, jednak na użytek obecnego opracowania zastosowano prostszy, ale bardziej odporny na braki w danych wskaźnik, będący średnią największych osobników obserwowanych w poszczególnych próbach z rejsów badawczych.

Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, L50%

Długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła definiuje się zwykle jako długość, przy której 50% ryb osiąga dojrzałość płciową (taka długość jest zazwyczaj oznaczana jako L50% i określana jako długość 50% dojrzałości płciowej). Proporcja ryb większych niż L50% może być obliczona na podstawie rozkładu długości ryb w połowach badawczych i wartości L50%. Interpretacja wskaźnika nie zawsze jest jednoznaczna – jego spadająca wartość może sugerować

malejący udział w stadzie osobników dojrzałych płciowo (czyli złą sytuację), jak również może świadczyć o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych, ale jeszcze nie trących się ryb (relatywnie dobra sytuacja).

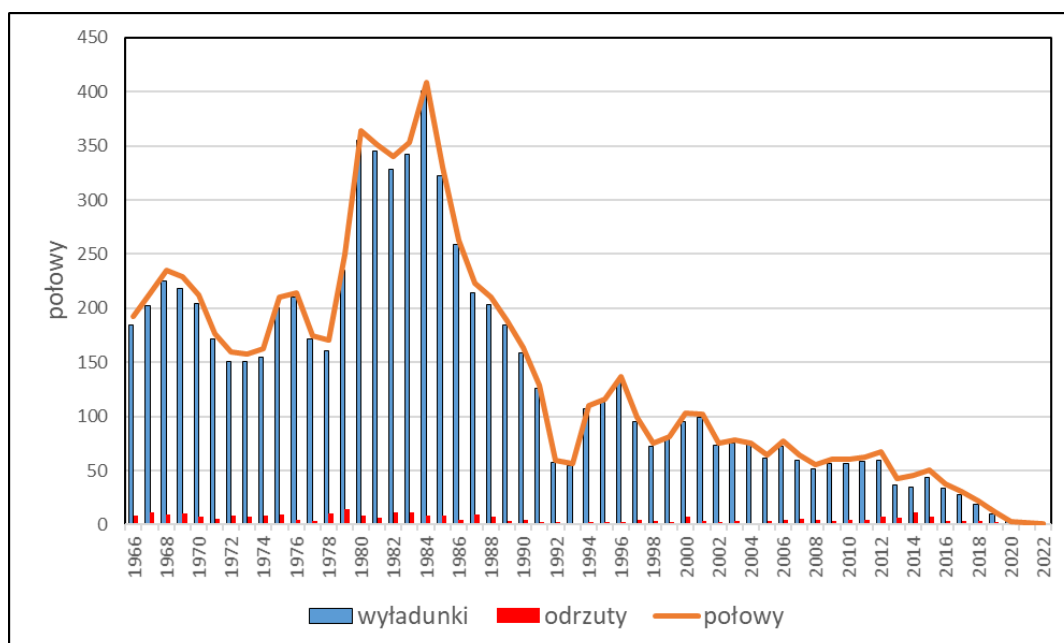
Ocena GES na podstawie stad

Spośród analizowanych stad zasoby dorsza wschodnio-bałtyckiego (podobszary 24-32), śledzia centralnego Bałtyku (w podobszary 25-29 i 32, bez Zatoki Ryskiej) oraz szprota (podobszary 22-32) szacowane są na podstawie modeli analitycznych, zatem można ocenić ich stan za pomocą wskaźników podstawowych kryteriów D3C1 i D3C2. Dla pozostałych stad nie ma zaakceptowanych w ramach ICES szacunków analitycznych, więc są one oceniane na podstawie wskaźników alternatywnych kryteriów D3C1 i D3C2 oraz wskaźników kryterium D3C3.

Stado dorsza w podobszarach 24-32 (dorsz wschodnio-bałtycki)

Rekordowo wysokie połowy stada dorsza wschodnio-bałtyckiego (rzędu 300 – 400 tys. ton) miały miejsce w pierwszej połowie lat 80. ub. wieku. Następnie połowy na ogół malały i w 2018 r. złowiono jedynie 19 tys. ton dorszy (Rys. II.110). Na spadek połowów złożyły się zarówno zbyt intensywna eksploatacja jak i pogarszające się warunki środowiskowe. Wskutek dalszego pogarszania się stanu stada, w drugiej połowie 2019 roku i w latach 2020-2023 wprowadzono zakaz połowów ukierunkowanych i ograniczenia wysokości przyłowu dorsza.

W ramach ICES od 2019 roku, po kilku latach przerwy, jest dostępna coroczna analityczna ocena stanu zasobów dorszy wschodnio-bałtyckich. Na poprzedni brak analitycznych ocen tego stada złożyło się szereg czynników, m. in. trudności z odczytem wieku dorszy, gwałtowne zmiany ich tempa wzrostu i śmiertelności naturalnej oraz zmiany czynników środowiskowych. Podstawowym wynikiem obliczeń analitycznych jest bardzo wysoki wzrost śmiertelności naturalnej dorszy – wzrosła ona o ponad 50% w okresie ostatnich kilkunastu lat i jest znacznie wyższa niż zakładana w poprzednich analizach ICES. Od 2017 roku biomasa stada jest bardzo niska (80-60 tys. ton), śmiertelność połowowa – umiarkowana, a w latach 2020-2022 spadła niemal do zera. Jednakże w kontekście wysokiej śmiertelności naturalnej i słabej rekrutacji ta niska śmiertelność połowowa nie ma większego wpływu na stan stada.



Rys. II.110. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1966-2022 wg danych ICES (2023a,b).

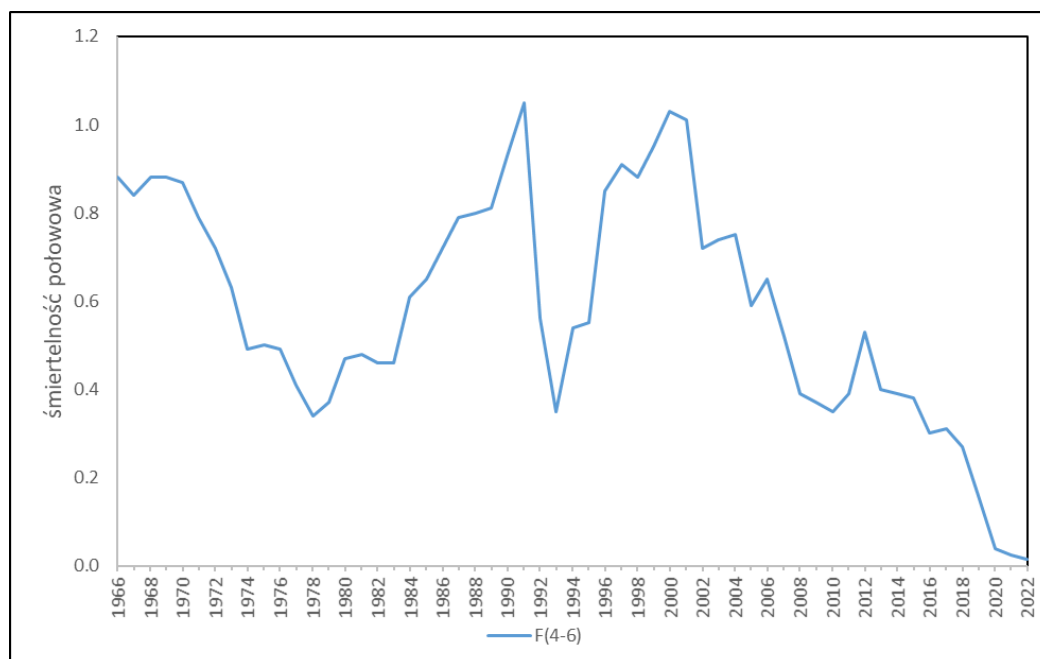
Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

Śmiertelność połowowa w okresie 2016–2022 obniżyła się z 0,3 do niemal zera (0,02–0,01) w latach 2021–2022 (Rys. II.111). Mimo tak znacznego spadku śmiertelności połowowej, zaobserwowano jedynie niewielką poprawę wielkości zasobów – aktualny stan zasobów jest determinowany głównie wysoką śmiertelnością naturalną i niską rekrutacją. Wartości punktów referencyjnych zasady MSY czy zasady przezorności dla śmiertelności połowowej (F_{MSY} , F_{lim} , F_{pa}) nie zostały jeszcze wyznaczone, więc nie można formalnie odnieść obecnej śmiertelności połowowej do GES.

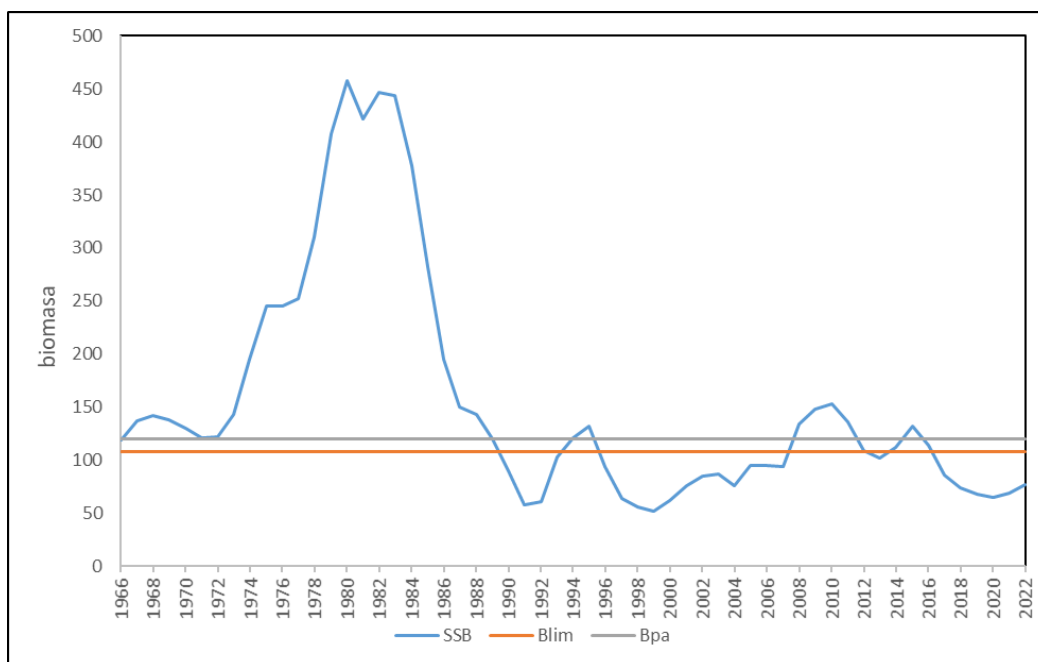
Trzeba jednak zaznaczyć, że śmiertelność połowowa w latach 2020–2022 była prawie zerowa i prawdopodobnie niższa od potencjalnej wartości F_{MSY} .

Kryterium D3C2 (biomasa stada tartowego)

W okresie 2015–2020 biomasa stada zmalała o ponad 50% (Rys. II.112), głównie wskutek bardzo niskiej rekrutacji i wysokiej śmiertelności naturalnej. W 2022 roku nastąpił niewielki wzrost biomasy stada. W okresie 2017–2022 SSB była niższa nie tylko od wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$, ale i od B_{lim} ocenianej na ok. 108 tys. ton. Zatem obecna wielkość biomasy jest wyraźnie poniżej kryteriów określających GES.



Rys. II.111. Dorsz 24-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4–6 lat) w latach 1966–2022 wg danych ICES (2023a,b).



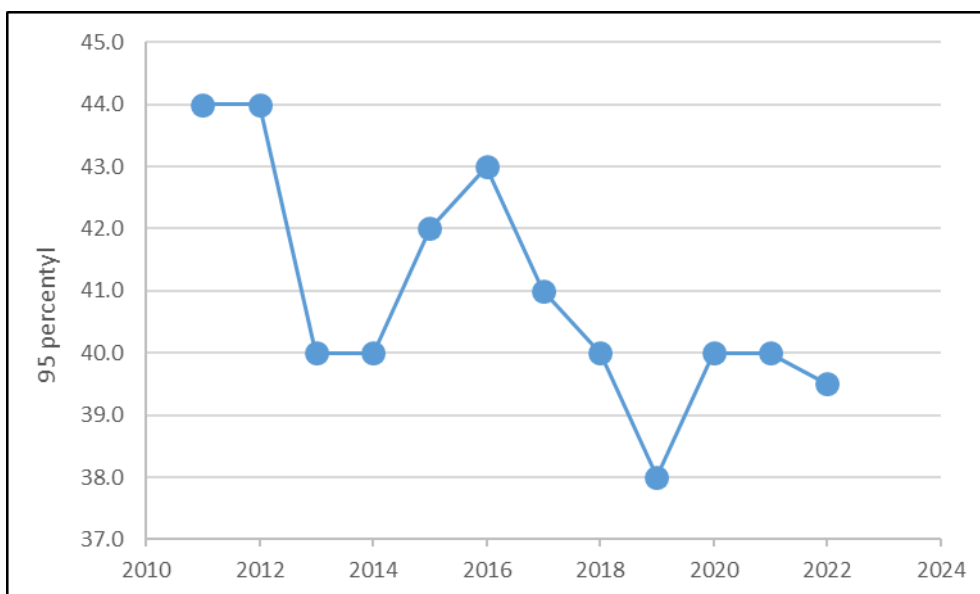
Rys. II.112. Dorsz 24-32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) w latach 1966-2022 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2023a,b).

Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

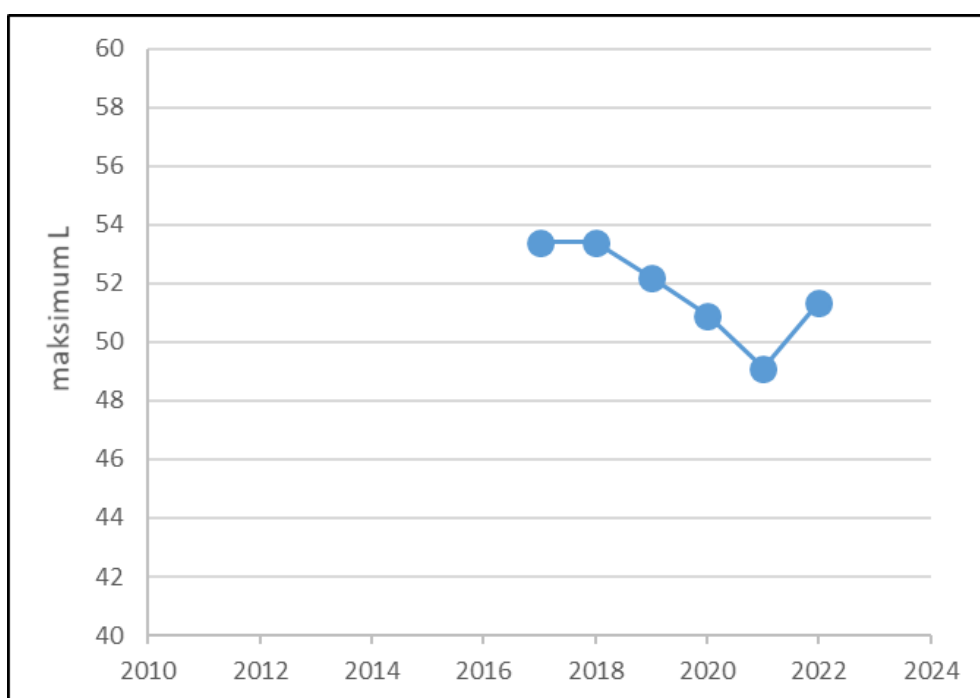
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2022 roku wynosił 39,5 cm nieco mniej niż w latach 2020-2021 (Rys. II.113). Jest to wartość niższa od średniej wieloletniej. Ogólnie interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych i mniejszych, jak i małą liczbę ryb starszych i większych. Jednakże w przypadku tego stada wiemy, że liczebność nowych pokoleń była niska a śmiertelność naturalna wysoka, zatem druga opcja (spadek liczby ryb starszych i większych) jest bardziej prawdopodobna. W przypadku dorsza dodatkowym zjawiskiem utrudniającym interpretację wskaźnika jest malejące od wielu lat tempo wzrostu osobniczego.

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych została wyznaczona jako średnia ważona (przez liczebność próby) największych osobników z prób i w latach 2017 – 2021 malała z 53,4 do 49 cm, a w 2022 roku wzrosła do 51,4 cm (Rys. II.114). Zastosowany sposób wyznaczania średniej maksymalnej długości jest bardziej odporny na zmniejszony zakres wielkości dorszy niż czasem wykorzystywane do takich obliczeń równanie wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego z jego długością asymptotyczną, traktowaną jako wskaźnik długości maksymalnej (dla dorsza brak jest reprezentatywnych danych dla starszych i większych ryb, więc wyznaczenie parametrów równania von Bertalanffy'ego jest utrudnione).

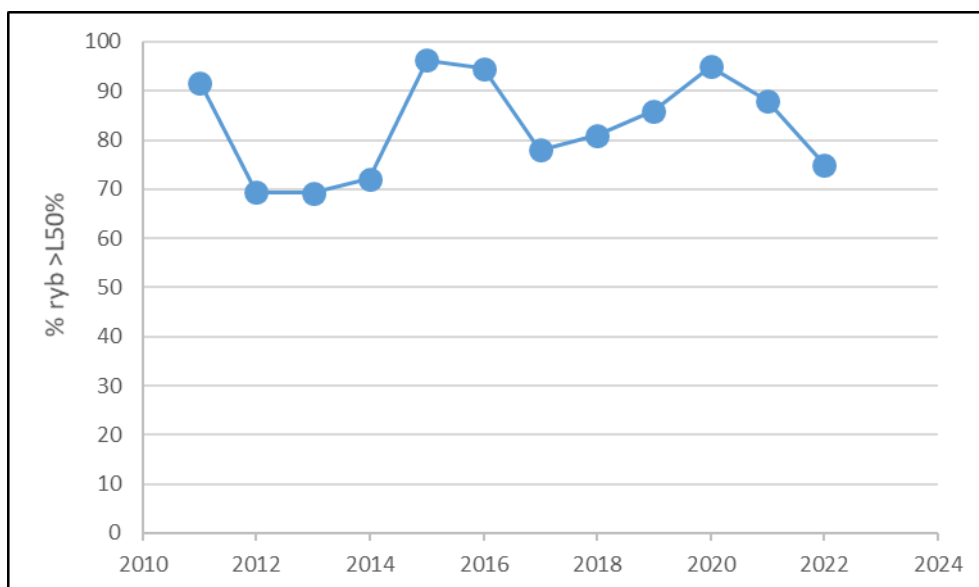
Ze względu na silnie spadające kondycję oraz tempo wzrostu dorsza również długość 50% dojrzałości płciowej zmalała z 40 cm w 1991 do 20 cm w 2016 (Köster i in., 2017). Nie uzyskano bieżącej wiarygodnej oceny wartości tej długości na podstawie danych z rejsów badawczych BITS, zatem w porównaniach (jako punkt odniesienia) wzięto L50% z Köster i in. (2017). W 2022 roku frakcja dorszy większych niż L50% spadła do 75%, co jest wartością poniżej średniej wieloletniej. Biorąc pod uwagę dużą zmienność L50% (Köster i in., 2017), proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudna do interpretacji (Rys. II.115).



Rys. II.113. Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.114. Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.



Rys. II.115. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Podsumowując, oceny analityczne stanu stada potwierdzają wnioski przedstawione w kilku ub. latach – stan stada dorszy jest bardzo zły: biomasa stada rozrodczego jest jedną z najniższych w historii obserwacji, a śmiertelność naturalna jest bardzo wysoka. Stado nie spełnia założeń GES pod względem biomasy rozrodczej, a punkty referencyjne do oceny GES pod względem śmiertelności potowowej nie zostały jeszcze wyznaczone. Jednakże podstawową przyczyną obecnego złego stanu stada nie jest presja rybołówstwa, lecz warunki środowiskowe, w tym słaba rekrutacja i wysoka śmiertelność naturalna dorszy

Stada storni

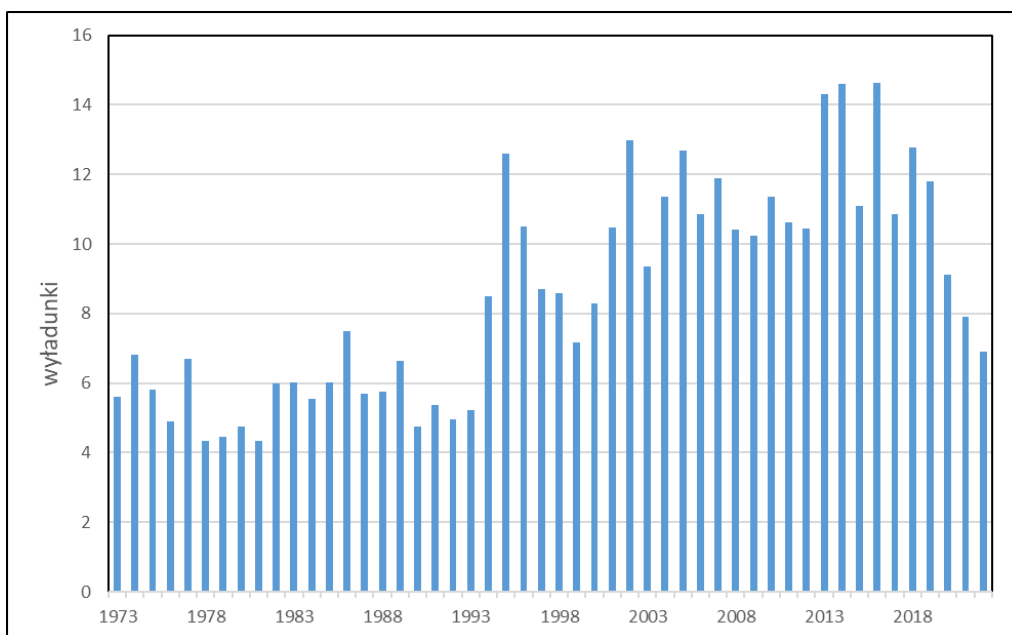
Analityczne oceny zasobów obu stad storni są w fazie eksperymentalnej. Wykonuje się je w trakcie specjalnych grup studyjnych lub warsztatów oraz w ramach projektów badawczych. Główne przyczyny trudności z oceną to:

- a) w niektórych państwach brak wystarczająco długiej serii danych odnośnie struktury wieku storni wyznaczonej nowymi, rekomendowanymi przez ICES metodami,
- b) trudności z wiarygodną oceną odrzutów storni w połowach ryb płaskich i dorszy na podstawie danych historycznych,
- c) mieszanie się populacji storni (pelagicznej i głębokowodnej) w połowach.

Jak dotąd nie wypracowano akceptowanej w ramach ICES metodyki i oceny zasobów storni eksploatowanej przez polskie rybołówstwo. Stąd zarządzanie zasobami tych stad opiera się na obserwowaniu wielkości wskaźnika biomasy z rejsów badawczych oraz wskaźnika wielkości nakładu potowowego

Stado storni w podobzszarach 24-25

Wyładunki tego stada wykazywały tendencję wzrostową od lat 90. (Rys. II.116), zmniejszając nieco straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń potowów dorsza. W ostatnich kilku latach wyładunki osiągnęły wysoki poziom, ale w latach 2020-2022 roku uległy obniżeniu. Od 2014 roku oceniana jest wielkość odrzutów dla tego stada – wynosi ona zwykle 30-40% wyładunków.



Rys. II.116. Stornia 24–25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973–2022 wg danych ICES (2023a).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

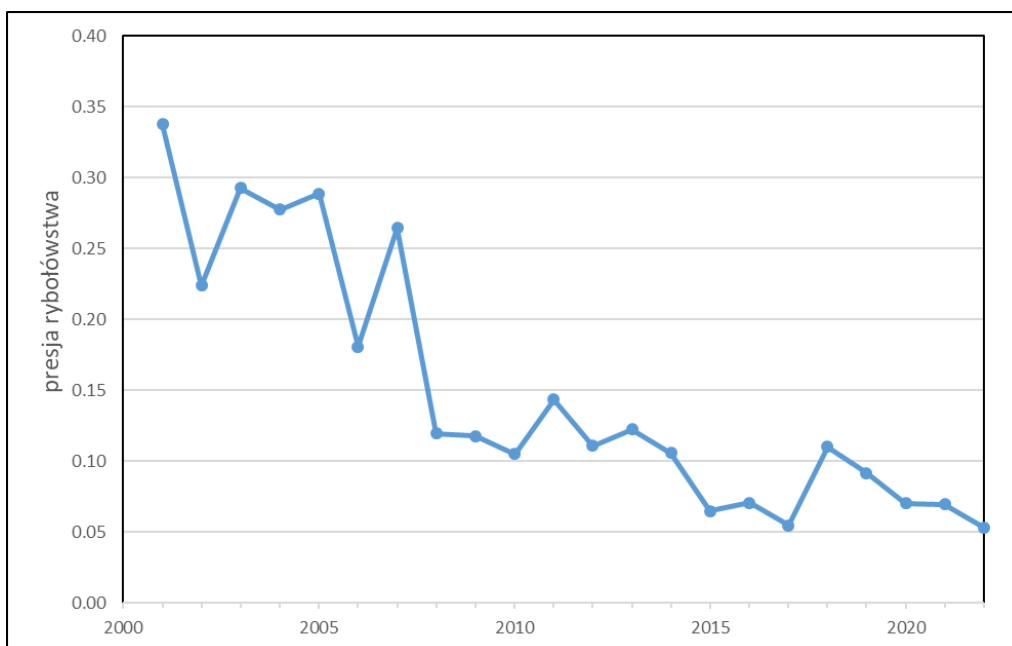
Ze względu na brak analitycznych ocen wielkości śmiertelności połowowej, posłużono się jej wskaźnikiem, obliczanym jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.117). Presja rybołówstwa mierzona powyższym stosunkiem zmniejszyła się ok. pięciokrotnie w okresie po roku 2000, a od 2015 roku fluktuuje wokół niskiego poziomu. Te niskie wartości wskaźnika to m. in. efekt umiarkowanego wzrostu połowów przy znacznym wzroście biomasy stada.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tartowego)

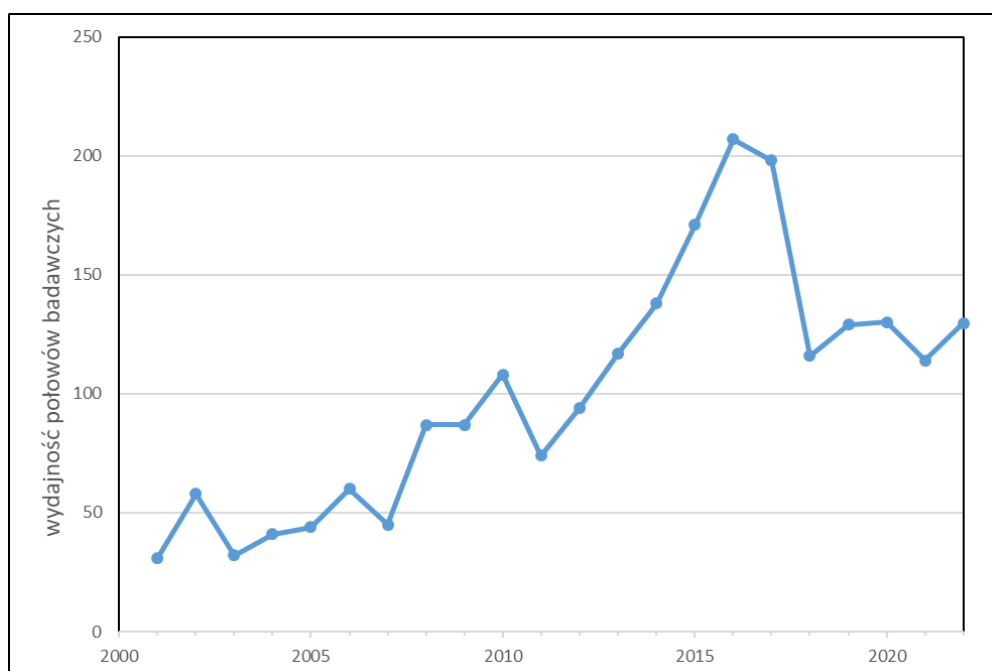
Dynamikę biomasy stada tartowego oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej od 20 cm (Rys. II.118); pozostałe ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi (poniżej 20 m głębokości).

W latach 2003–2017 wskaźnik wielkości biomasy wykazywał trend wzrostowy. Jednakże w okresie 2018–2022 oceniana na podstawie połowów badawczych biomasa stada obniżyła się znacząco (o ok. 35% w stosunku do średniej z trzech poprzednich lat), choć nadal była wyraźnie wyższa do średniej wieloletniej (o ok. 30%).

Mimo braku analitycznych szacunków dynamiki stada można ocenić, że biomasa stada jest dość wysoka, a intensywność eksploatacji niska.



Rys. II.117. Stornia 24-25. Presja rybołówstwa w latach 2001-2022 jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2023a).



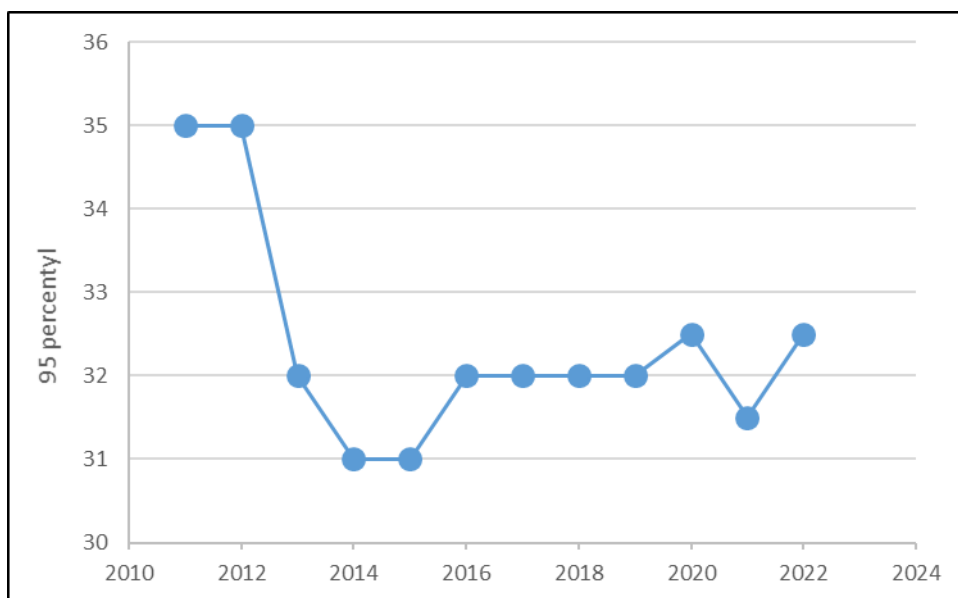
Rys. II.118. Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 2001-2022, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2023a).

Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

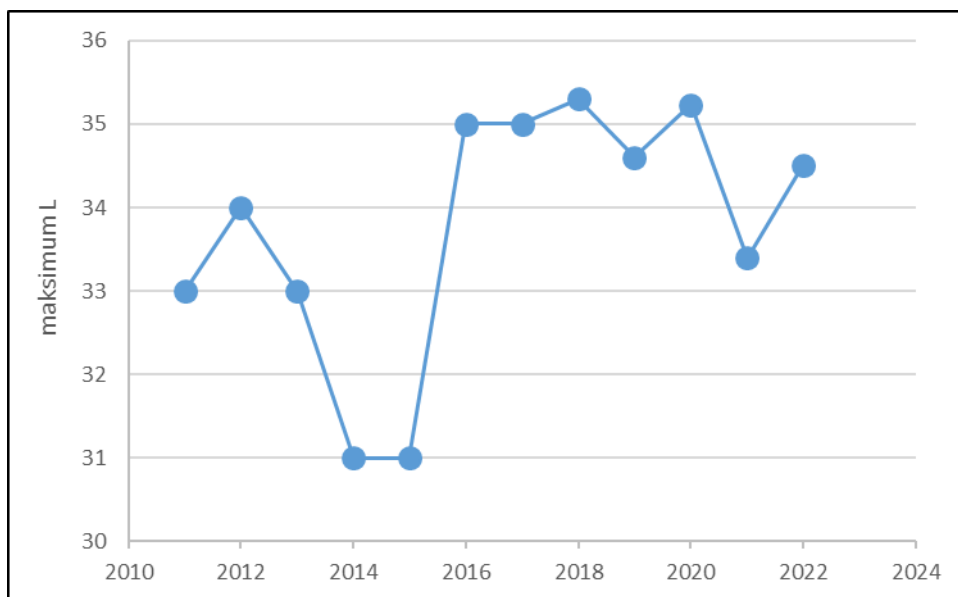
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2022 roku wynosił 32,5 cm i był bliski średniej wieloletniej (Rys. II.119). Interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych jak i małą liczbę ryb starszych. Poza tym na wskaźnik może mieć wpływ tempo wzrostu osobniczego, które przy obserwowanej znacznej dynamice biomasy storni mogło podlegać istotnym zmianom. Średnia maksymalna długość odnotowana w połowach badawczych w 2022 roku wzrosła (do 34,5 cm) nieco przewyższając średnią wieloletnią (Rys. II.120).

Międzynarodowe rejsy badawcze na Bałtyku nie obejmują strefy przybrzeżnej (płytkowodnej), w której występują młodociane osobniki storni. Stąd brak danych do wiarygodnego obliczenia długości osiągnięcia dojrzałości płciowej L50% i frakcji ryb większych od tej długości.

Podsumowując, mimo braku ocen analitycznych można stwierdzić, że stan stada storni 24-25 jest dobry: biomasa oceniana na podstawie w połów badawczych, mimo spadku, nadal przekracza średnią wieloletnią, a wskaźnik presji rybołówstwa jest niski. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zjawiska. To stado prawdopodobnie spełnia założenia GES, ale brak jest punktów referencyjnych do formalnego wykazania tego.



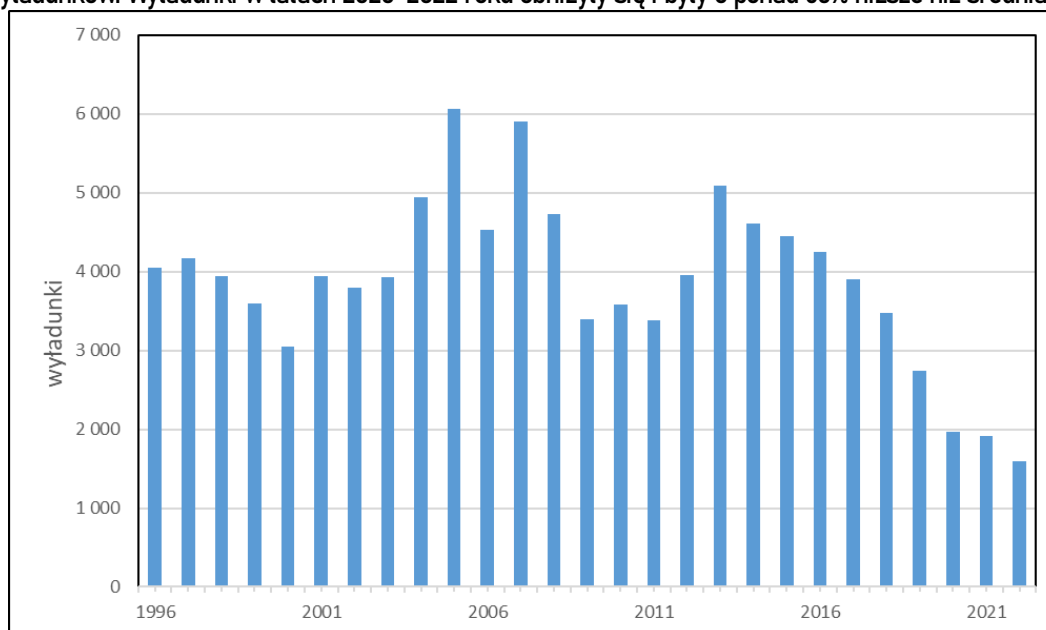
Rys. II.119. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.120. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.

Stado storni w podobszarach 26 i 28

Wyładunki stada w podobszarach 26 i 28 w okresie od roku 1996 wahały się najczęściej w granicach 3–6 tysięcy ton, wynosząc średnio 4 tys. ton (Rys. II.121). Odrzuty są oceniane dopiero od 2015 roku i wynoszą średnio kilka – kilkanaście procent wyładunków. Wyładunki w latach 2020–2022 roku obniżyły się i były o ponad 60% niższe niż średnia wieloletnia.



Rys. II.121. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996–2022 wg danych ICES (2023a).

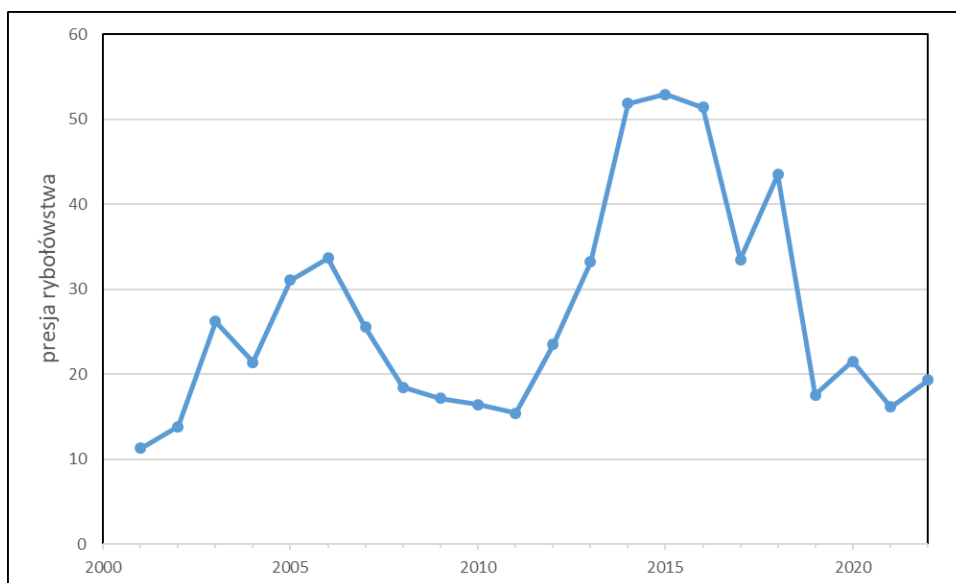
Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

Ze względu na brak ocen analitycznych wielkości śmiertelności połowowej, posłużono się jej wskaźnikiem, obliczanym jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych, podobnie jak w przypadku storni w podobszarach 24–25 (Rys. II.122). Tak mierzona presja rybołówstwa w latach 2017–2022 obniżyła się w porównaniu do wysokiego poziomu z okresu 2014–2016 i w 2022 roku była znacznie niższa od średniej wieloletniej.

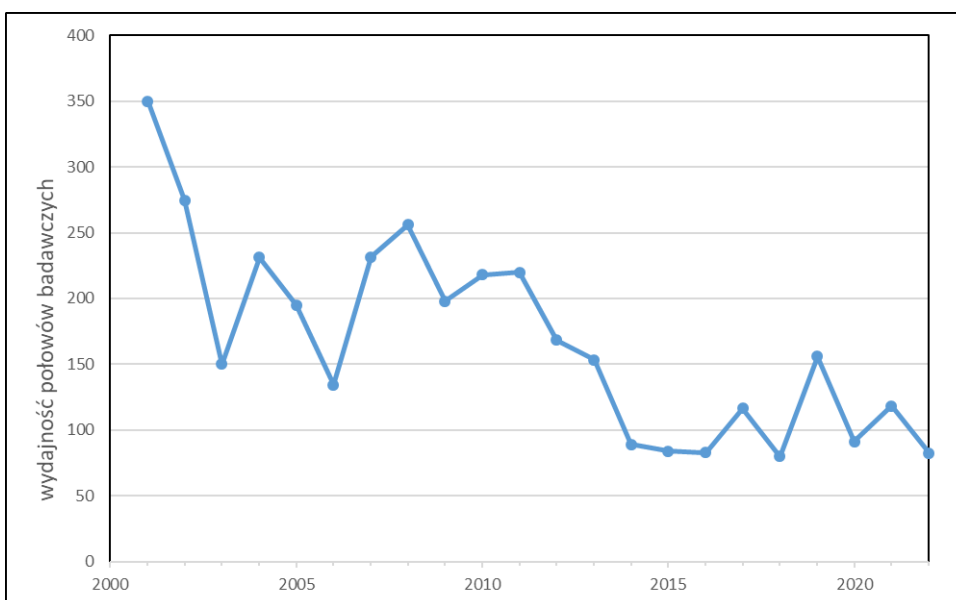
Kryterium D3C2 (biomasa stada tartowego)

Dynamikę biomasy stada tartowego oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej niż 20 cm (Rys. II.123); mniejsze ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi.

Wskaźnik biomasy po roku 2000 wykazywał tendencję malejącą i najniższe w tym okresie wartości wskaźnika obserwowano w latach 2015–2016. Następnie ów wskaźnik nieco wzrósł i wahał się wokół poziomu ok. 35% niższego od średniej wieloletniej.



Rys. II.122. Stornia 26 i 28. Presja rybołówstwa w latach 2001-2022 jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych storni ≥ 20 cm wg danych ICES (2023a).



Rys. II.123. Stornia 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 1991-2022 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2023a).

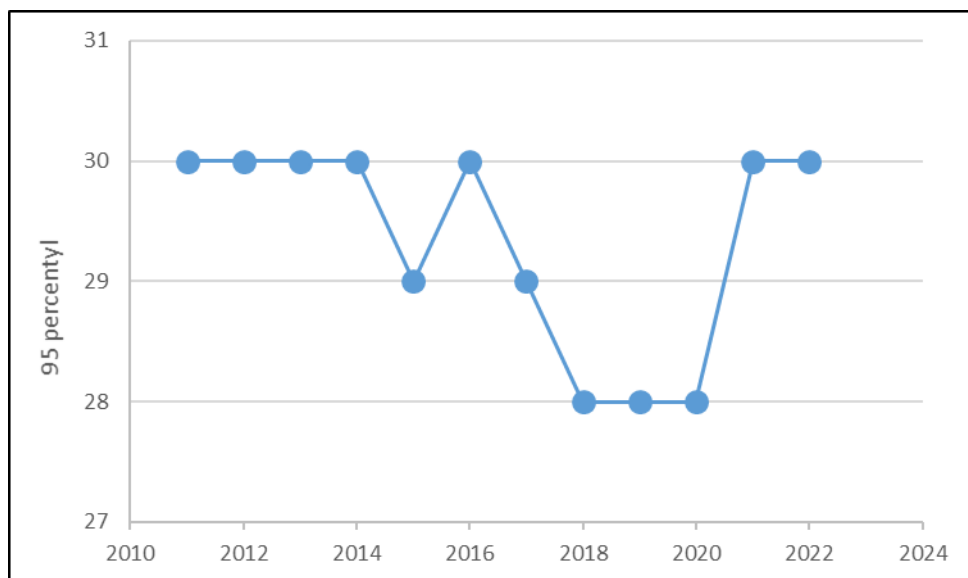
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości w populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił w 2021 i 2022 roku 30 cm, co jest najwyższą obserwowaną wartością, podobnie jak w latach 2011-2014 i 2016 (Rys. II.124).

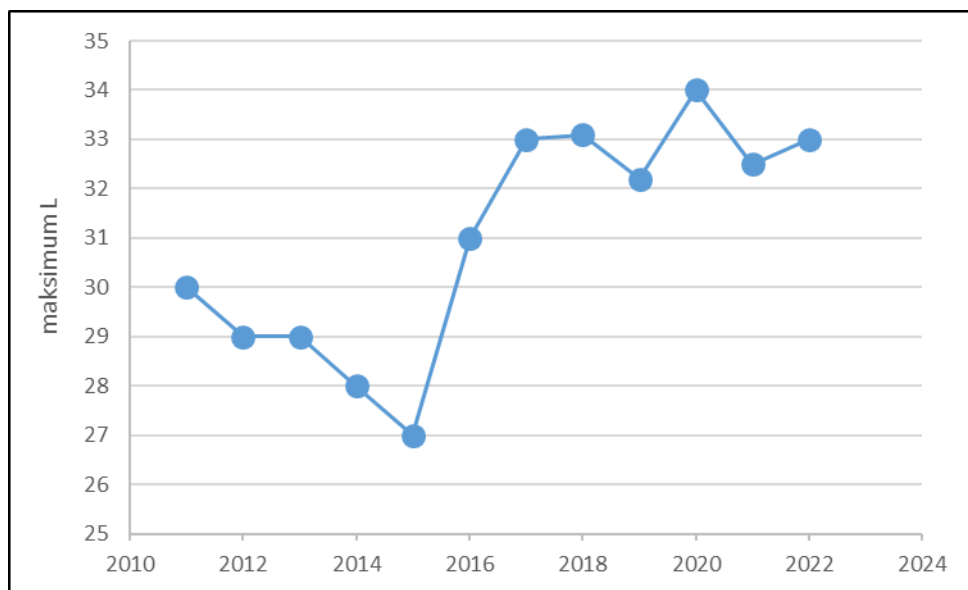
Z kolei średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2022 roku 33 cm (Rys. II.125) i przekraczała średnią z obserwowanej serii lat.

Międzynarodowe rejsy badawcze na Bałtyku nie obejmują strefy przybrzeżnej (płytkowodnej), w której występują młodościane osobniki storni. Stąd brak danych do wiarygodnego obliczenia L50% i frakcji ryb większych od tej długości. Podsumowując, na podstawie wskaźników alternatywnych można ocenić, że stan stada storni 26+28 jest poniżej przeciętnego: biomasa w połowach badawczych jest wyraźnie niższa od średniej wieloletniej, jednakże wskaźnik presji rybołówstwa obniżył się poniżej średniej z wielolecia. Kryteria długościowe (wysoki 95 percentyl rozkładu długości i

wysoka długość maksymalna) wskazują na znaczny udział ryb starszych i dużych w 2022 r. Może to być dobrą oznaką, ale też może wskazywać na słabą rekrutację i zmniejszony udział ryb młodych i małych. Na podstawie dostępnych danych można sądzić, że stado raczej nie spełnia założeń GES, ale nie wyznaczono punktów referencyjnych do formalnego wykazania tego.



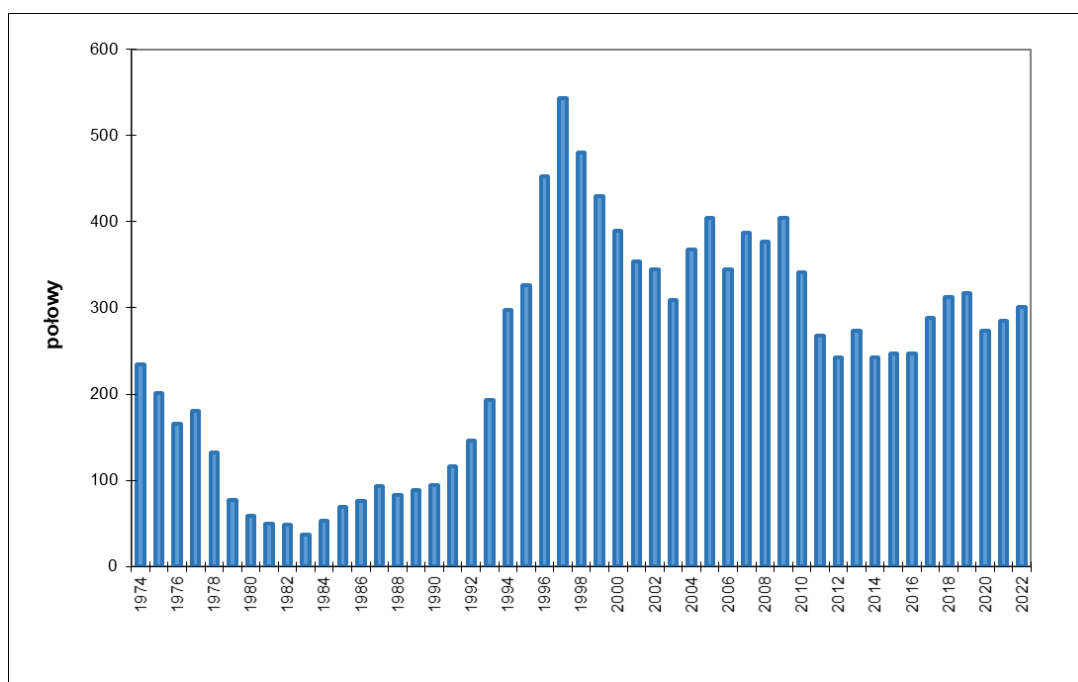
Rys. II.124. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.125. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

Stado szprot w podobozarach 22-32

Połowy szprot w latach 90. ub. wieku wzrosły znacząco – z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton w 1997 roku (Rys. II.126). Następnie połowy obniżyły się, a w ostatnich latach ustabilizowały w granicach 250–300 tys. ton. Wzrost połowów następował wraz ze wzrostem biomasy, który był wynikiem kilku liczebnych pokoleń szprotów i zmniejszającej się presji dorszy (spadek biomasy) na śledziowate.



Rys. II.126. Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974–2022 wg danych ICES (2023a,b).

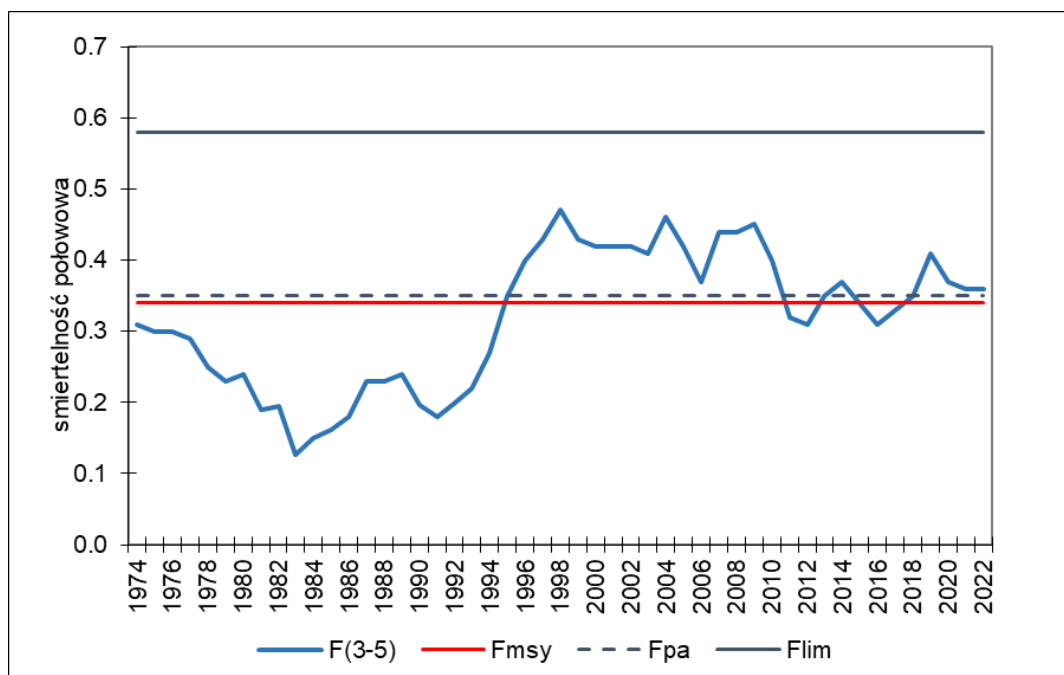
Od lat stan zasobów szprota jest oceniany za pomocą modeli analitycznych, zatem dla tego stada są dostępne podstawowe wskaźniki określające śmiertelność połowową i biomasę stada tartowego.

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

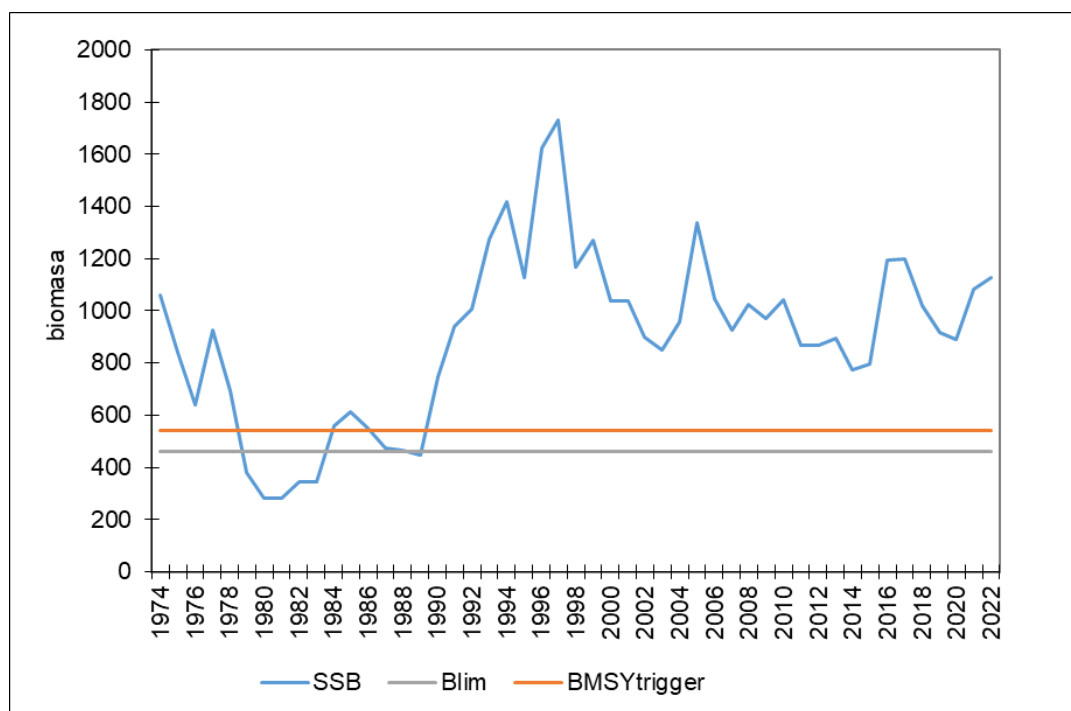
Śmiertelność połowowa w 2022 roku została oceniona na 0,36, wobec wartości $F_{MSY}=0,34$. Dodatkowo wyznaczono $F_{MSYgórne}$ równe 0,35. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: $F_{lim} = 0,58$, $F_{pa} = 0,35$. Eksploatacja szprota w okresie 2018–2022 w niewielkim stopniu przekraczała śmiertelność połowową F_{MSY} (Rys. II.127). Poza tym od roku 2019 w niewielkim stopniu przekroczona była granica zasady przezorności i $F_{MSYgórne}$.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tartowego)

W okresie 2016–2018 biomasa szprota znacznie wzrosła, wskutek zasilenia stada bardzo licznym pokoleniem 2014 roku. Ocena SSB dla roku 2022 wynosi 1127 tys. ton i znacznie przekracza wartość referencyjną $B_{MSYtrigger}$ (określoną na podstawie B_{pa} na 541 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim} , wynoszące odpowiednio 541 i 459 tys. ton (Rys. II.128).



Rys. II.127. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) w latach 1974-2022 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2023a,b).



Rys. II.128. Szprot 22-32. Biomasa stada tartłowego (tys. ton) w latach 1974-2022 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2023a,b)

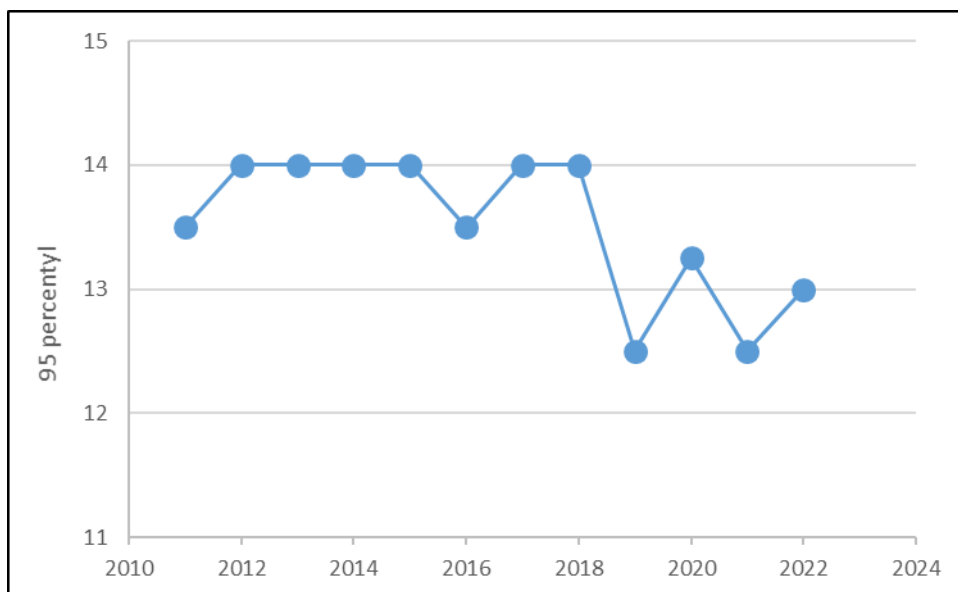
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych nieco wzrósł 2022 roku (do 13 cm), ale była to jedna z niższych obserwowanych od 2011 r. wartości (Rys. II.129). Do roku 2018 ten parametr był bardzo stabilny i nie odzwierciedlał dynamiki biomasy, która w tym okresie podlegała znacznym zmianom.

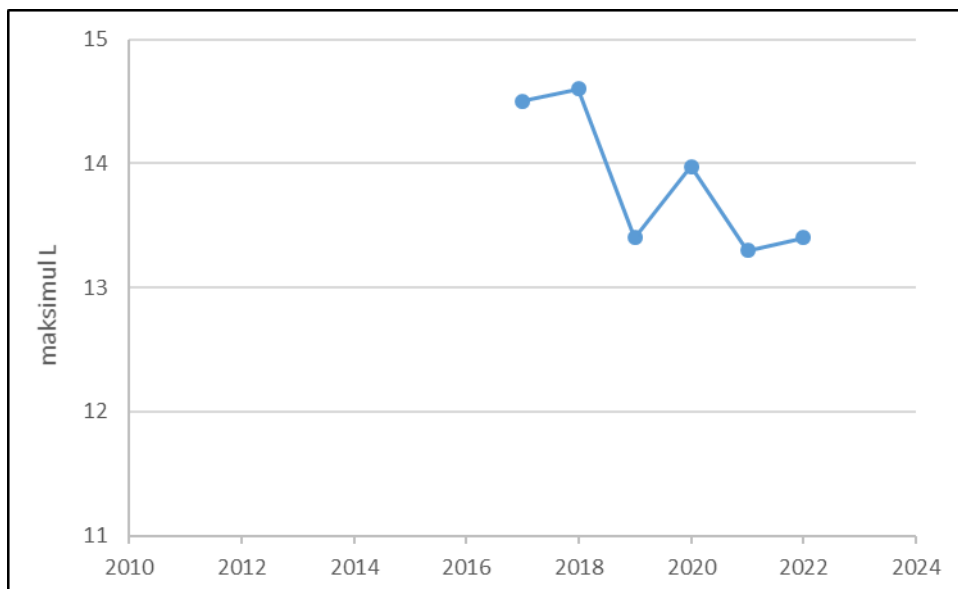
Średnia maksymalna długość odnotowywana w rejsach badawczych w 2022 roku wynosiła 13,4 cm - wartość podobna do obserwowanej w 2021 r. i jedna z niższych w okresie od 2017 roku (Rys. II.130). Brak odpowiednich obliczeń dla lat wcześniejszych nie pozwala na przedstawienie tego parametru w dłuższej skali czasowej.

W 2022 roku 84% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej. Wskaźnik ten był bliski średniej wieloletniej (Rys. II.131).

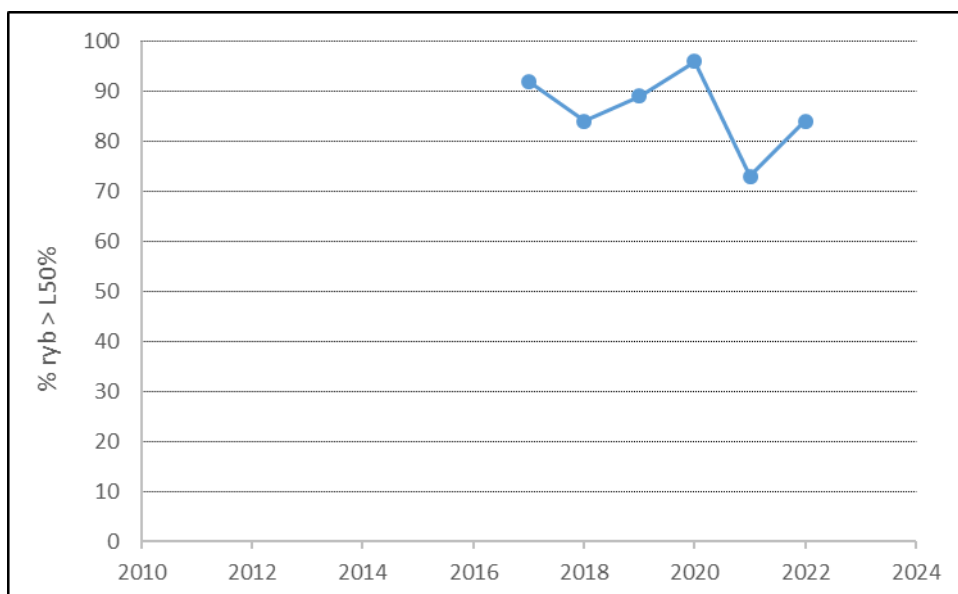
Podsumowując, można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada szprota 22-32 jest dobry: biomasa jest znacznie wyższa od biomas referencyjnych i średniej wieloletniej, a śmiertelność połowowa w niewielkim stopniu przekracza F_{MSY} i granice wyznaczonych przez zasadę przezorności. Kryteria długościowe wskazują, że odpowiadające im długości są najniższe w historii obserwacji (co w tym przypadku wskazuje na małą użyteczność tych kryteriów, gdyż analitycznie oceniany stan stada jest dobry). Stado spełnia założenia GES w zakresie biomasy, ale nie spełnia ich względem śmiertelności połowowej F_{MSY} .



Rys. II.129. Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.130. Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

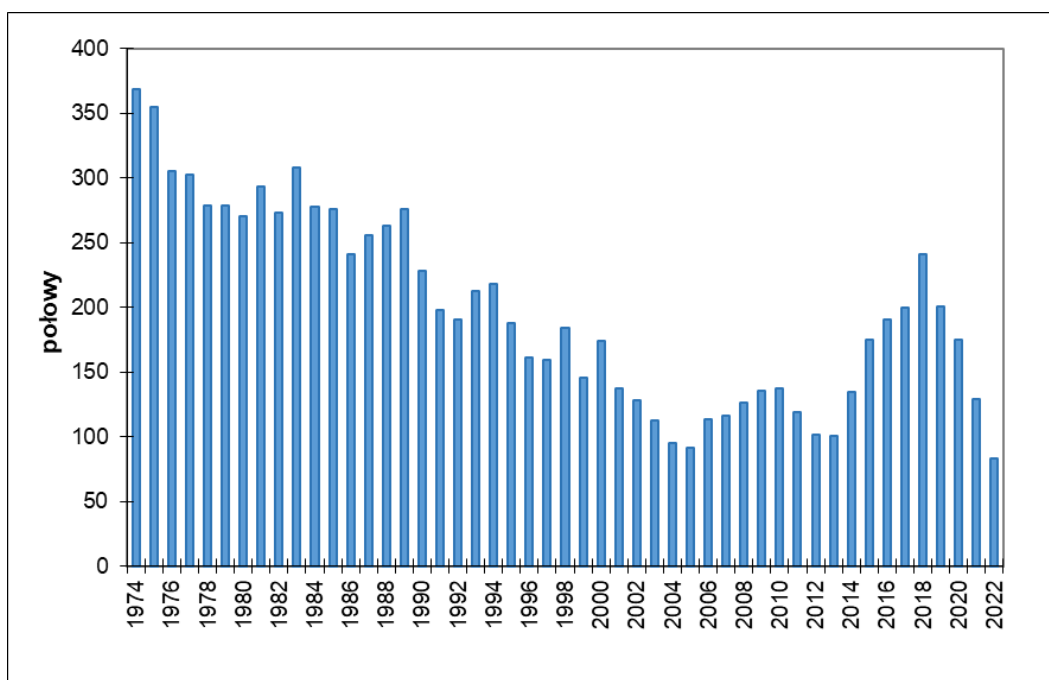


Rys. II.131. Szprot 22- 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Stado śledzia w podobozarach 25-29 i 32 z wyłączeniem Zatoki Ryskiej

Wielkość połowów tego stada zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. ub. wieku, do około 100 tys. ton na przeciętnie wieków. Następnie połowy wykazywały tendencję wzrostową do 2018 roku, po czym obniżyły się i w 2022 roku złowiono jedynie ok. 83 tys. ton śledzi (Rys. II.132). Na spadek połowów w ub. wiekułożyło się głównie malejące tempo wzrostu osobniczego śledzi, natomiast wzrost połowów w ostatnich latach to efekt bardzo liczebnego pokolenia z 2014 roku, które jednak już przestaje być obecne w połowach komercyjnych.

W związku z nową metodologią oceny zasobów tego stada śledzi, wyniki oceny (biomasa i śmiertelność połowowa) są przedstawiane w kategoriach względnych, biomasa w stosunku do $B_{MSYtrigger}$, a śmiertelność połowowa w stosunku do F_{MSY} . Zatem odpowiednim punktem referencyjnym jest tu wartość jeden – stado spełnia GES dla śmiertelności połowowej, gdy stosunek $F/F_{MSY} < 1$, natomiast w przypadku biomasy spełnia GES gdy stosunek $SSB/B_{MSYtrigger} > 1$.



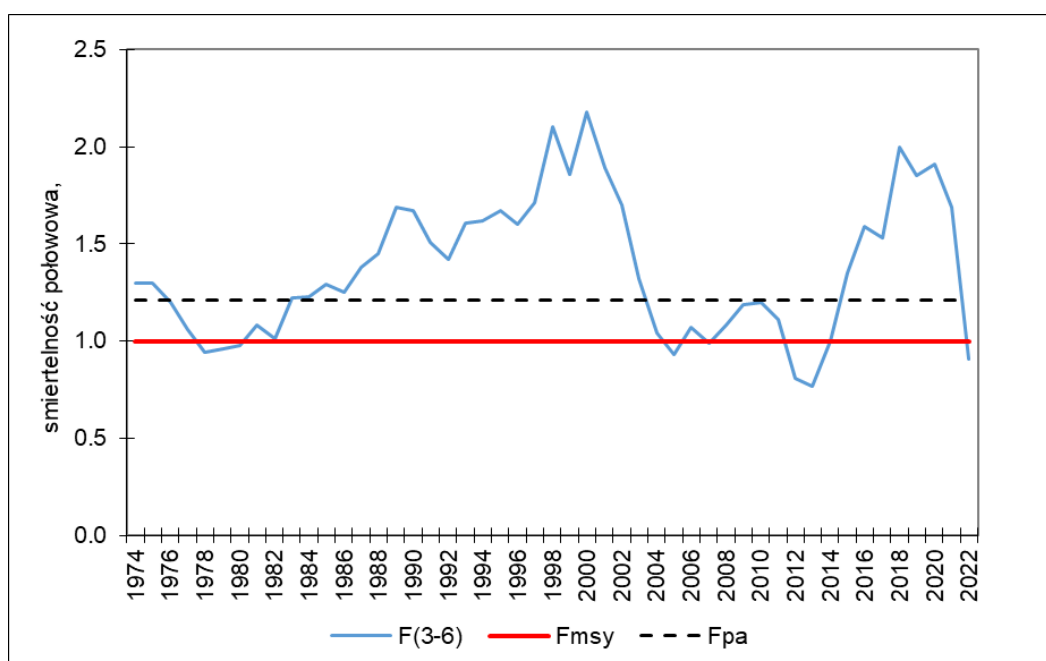
Rys. II.132. Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2022 wg danych ICES (2023a,b).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

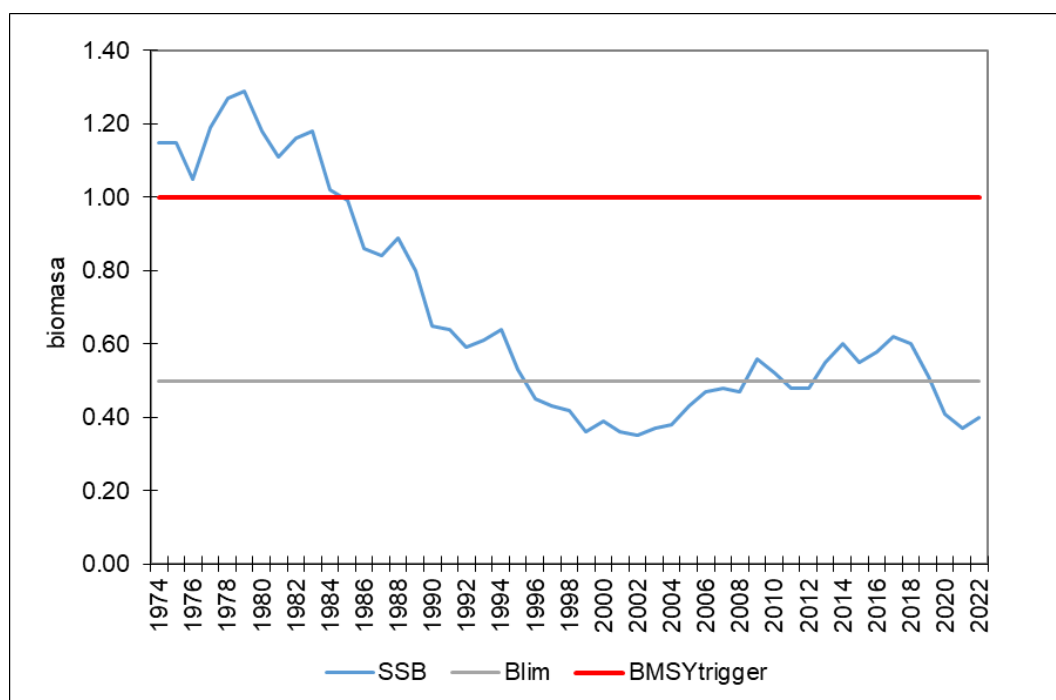
Śmiertelność połowowa (w stosunku do F_{MSY}) w 2022 roku została oceniona na 0,91, wobec wartości $F_{MSY}=1,0$, $F_{MSYg\acute{o}rne}=1,21$ i $F_{pa} = 1,21$ (wszystkie wartości w stosunku do F_{MSY}). Zatem eksploatacja śledzia w 2022 roku nie przekraczała śmiertelności połowowej prowadzącej do MSY, więc GES w tymże roku został osiągnięty. W poprzednich kilku latach śmiertelność połowowa znacznie przekraczała F_{MSY} , $F_{MSYg\acute{o}rne}$ oraz F_{pa} (Rys. II.133).

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

W okresie 2000–2018 biomasa śledzi wzrastała z poziomu ok. 40% do 60% $B_{MSYtrigger}$, następnie obniżała się i w 2022 roku wynosiła ok. 40% $B_{MSYtrigger}$ (Rys. II.134), zatem GES pod względem biomasy nie był w 2022 roku osiągnięty. Ponadto biomasa stada tarłowego w latach 2020–2022 była niższa od B_{lim} , oceniane na 0,5. Niski stan biomasy w ostatnich latach to efekt bardzo niskiej liczebności pokoleń – spośród roczników 2018–2021 tylko 2018 był zbliżony do przeciętnego, pozostałe miały znacznie niższą liczebność.



Rys. II.133. Śledź 25-29 i 32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3–6 lat) w latach 1974–2022 w stosunku do F_{MSY} wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi F_{MSY} i F_{pa} wg danych ICES (2023a,b).



Rys. II.134. Śledź 25-29 i 32. Biomasa stada tartowego (w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) w latach 1974-2022 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (też w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) wg danych ICES (2023a,b).

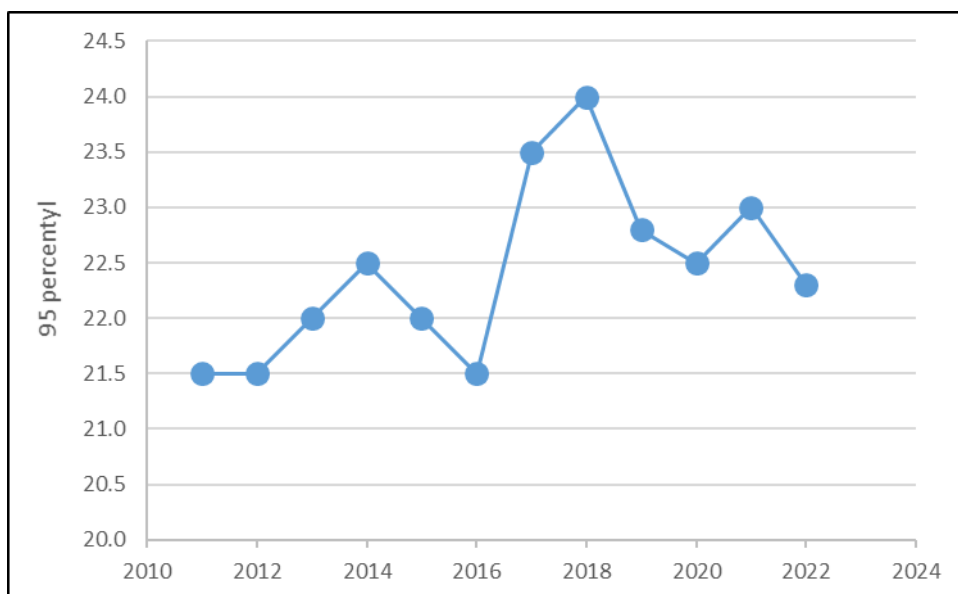
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

W 2022 roku 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił 22,3 cm, będąc bliskim średniej wieloletniej (Rys. II.135). W 2014 roku urodziło się bardzo liczne pokolenie śledzi, które mogło mieć wpływ na spadek tego wskaźnika w latach 2015-2016.

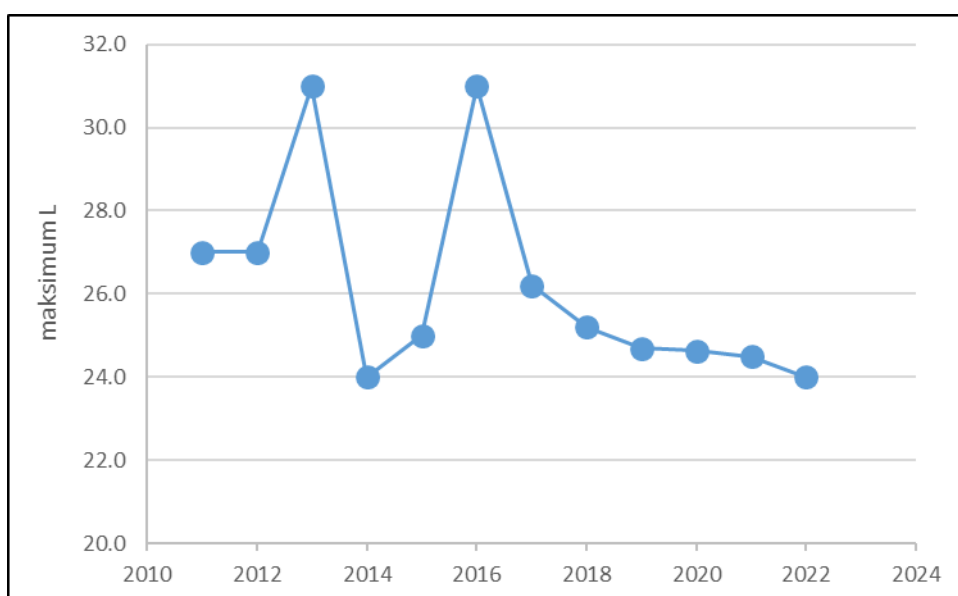
Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2022 roku 24 cm i była najniższą (wraz z obserwacją z roku 2014) wartością w okresie obserwacji (Rys. II.136).

W 2022 roku 82% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej (Rys. II.137). W okresie obserwacji wskaźnik ten zmienia się bez wyraźnego trendu wokół średniej ok. 83%.

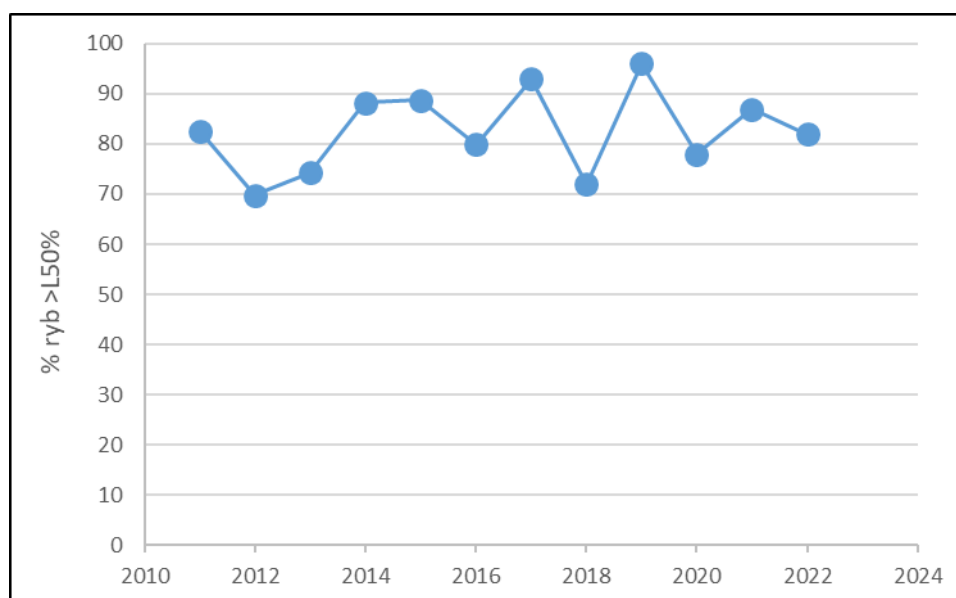
Podsumowując, można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada śledzia 25-29,32 jest zły: biomasa jest niższa od biomasy referencyjnej wymaganej dla GES, a śmiertelność połowowa była niższa od F_{MSY} tylko w 2022 roku. Kryteria długościowe nie są spójne (95. percentyl rozkładu długości jest bliski średniej wieloletniej, ale maksymalna długość jest jedną z najniższych w wieloleciu). W 2022 r. stado nie spełniało założeń GES w zakresie biomasy, ale spełniało je w zakresie śmiertelności połowowej.



Rys. II.135. Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.136. Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.



Rys. II.137. Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

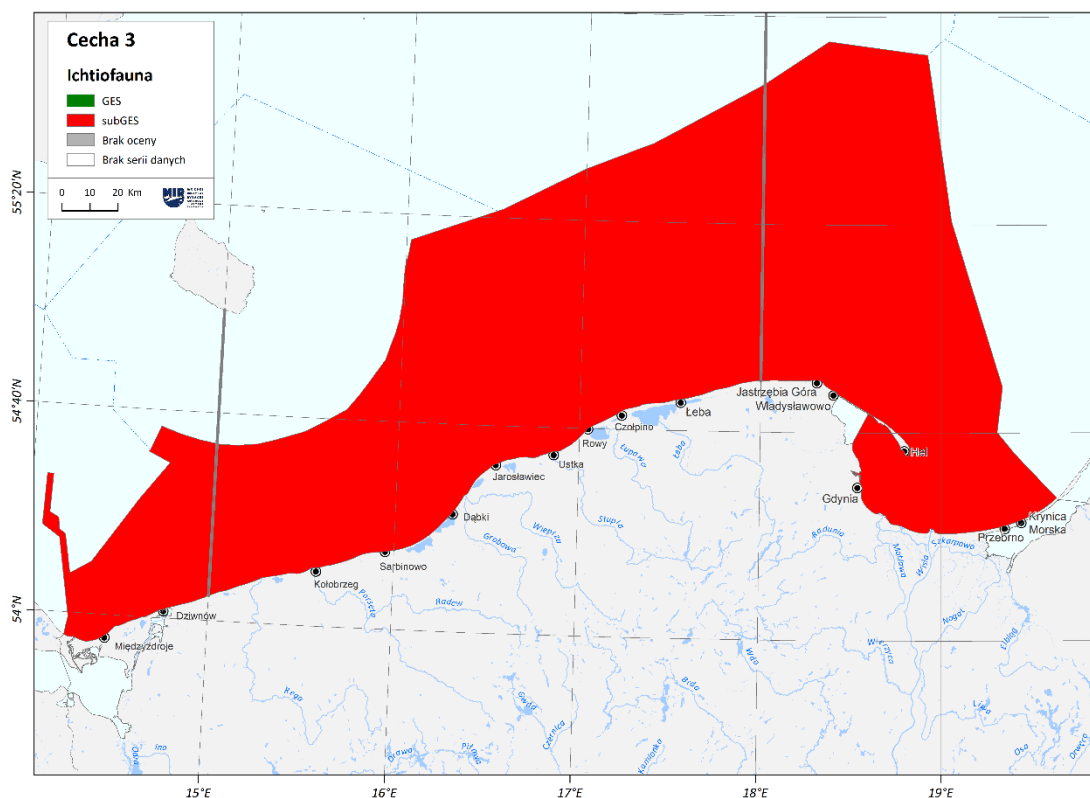
Ocena stanu środowiska (GES) na podstawie Cechy D3

Na podstawie cechy D3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada dostarczały 90% polskich wyładunków w latach 2020-2021.

Ocenę GES za 2022 rok przedstawiono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium D3C1 i D3C2, zgodnie z rekomendacją ICES (ICES, 2016). GES wg kryterium biomasy stada tartowego został osiągnięty tylko dla szprota w podobszarach 22-32. Natomiast GES wg kryterium śmiertelności połowowej został osiągnięty przez stado śledzia w podobszarach 25-29,32. Mimo braku ocen analitycznych można na podstawie skrajnych (bardzo niskich lub wysokich) wartości wskaźników alternatywnych kryterium D3C1 i D3C2 ocenić, że stado storni w podobszarach 24-25 prawdopodobnie spełnia kryteria GES, natomiast stado storni w podobszarach 26+28 prawdopodobnie ich nie spełnia, ale nie można tego formalnie wykazać. Podsumowanie ocen dla roku 2022 przedstawiono w Tabeli II.41 i na Rys. II.138.

Tabela II.41. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2022 według metodologii zaproponowanej przez ICES (2016). Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, czerwony - brak dobrego stanu, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych lub nie został wyznaczony odpowiedni punkt referencyjny.

Stado	Kryterium		GES
	3.1	3.2	
dorsz 24-32	?		
stornia 24-25	?	?	?
stornia 26 i 28	?	?	?
szprot 22-32		GES	
śledź 25-29 i 32	GES		
Proporcja stad z GES*	1 z 2	1 z 3	0 z 3
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków (%)	23	55	0
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	2 z 5	2 z 5



Rys. II.138. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtyofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2022 roku.

Ocena wiarygodności

Kryterium śmiertelności połowowej zawiera dwa wskaźniki: śmiertelność połowową wyznaczoną w modelach analitycznych oraz stosunek połowu do wskaźnika biomasy. Śmiertelność połowowa szacowana przy użyciu modeli analitycznych ma wysoką wiarygodność ocen. Ta wiarygodność jest sprawdzana m. in. za pomocą tzw. analizy retrospektywnej, polegającej na porównywaniu historycznych wielkości biomas i śmiertelności połowowych w kolejnych ocenach stanu zasobów, i w przypadku większych rozbieżności oceny są one weryfikowane w ramach tzw. „benchmark assessment”. Śmiertelność połowowa posiada również szereg punktów referencyjnych.

Ponadto przy każdorazowym zastosowaniu modeli prowadzone są testy ich jakości dla nowych danych. Używane dane obejmują kilkadziesiąt lat corocznych badań w poszczególnych kwartałach roku i podobszarach ICES. Zbierane dane dotyczą charakterystyki biologicznej zarówno połowów rybackich, jak i połowów badawczych. Regularnie, dla każdego z rozpatrywanych stad, dwa razy w roku prowadzone są międzynarodowe rejsy badawcze z zadaniem względnej oceny zasobów dorszy i płastug (rejsy zaciągami dennymi) oraz śledzi i szprotów (rejsy z zastosowaniem metod akustycznych). Zatem wiarygodność ocen śmiertelności połowowej i wielkości stada jest wysoka.

Z kolei stosunek połowu do wskaźnika biomasy jest wskaźnikiem traktowanym jedynie jako przybliżenie intensywności rybołówstwa, stosowanym w sytuacji, gdy nie ma wystarczających danych do obliczenia śmiertelności połowowej. Wskaźnik ten nie ma wyznaczonych punktów referencyjnych.

Podobnie wskaźnikiem alternatywnym jest wielkości biomasy, wyznaczona na podstawie wyników rejsów badawczych. Taki wskaźnik biomasy z połowów badawczych jest jedynie przybliżeniem zdolności rozrodczej stada, stosowanym, gdy nie ma wystarczających danych do wyznaczenia bezwzględnych wartości biomasy stada tartywego. Zwykle nie ma dla

tego wskaźnika punktów referencyjnych, więc aktualny stan stada można jedynie oceniać na podstawie porównań wskaźnika w serii lat.

Kryterium dotyczące rozkładu wieku oraz rozkładu długości populacji wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Dla wskaźników zaproponowanych przez Komisję dla tego kryterium nie wyznaczono punktów referencyjnych. Zarówno wskaźnik proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, jak i 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych są wrażliwe na liczebność młodych ryb w stadzie. Spadająca wartość tych dwóch wskaźników może sugerować złą sytuację, czyli zmniejszającą się wskutek zbyt intensywnych połowów część stada stanowiącą dojrzałe płciowo, większe osobniki, jak również może świadczyć o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w stadzie, czyli sytuację relatywnie dobrą. Przykładem niejednoznaczności tych wskaźników jest stan szprota – wskaźniki podstawowe wskazują na dobry stan stada, podczas gdy kryteria długościowe wskazują na najniższe wartości w obserwowanych latach. Alternatywny wskaźnik długości ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudny do wyznaczenia i interpretacji. Efekt silnej presji rybołówstwa na długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła może być widoczny dopiero po wielu latach.

Określenie spełniania lub niespełniania GES dla dorsza, śledzia i szprota nie budzi większych wątpliwości, gdyż jest oparte na analitycznych ocenach biomasy i śmiertelności połowowej oraz odniesieniu tych zmiennych do odpowiednich wartości referencyjnych. Z kolei dla obu stad storni nie ma danych, aby formalnie wykazać GES lub jego brak, ale wskaźniki alternatywne sugerują, że stornia w podobszarach 24+25 prawdopodobnie spełniałaby GES, a stornia w podobszarach 26+28 prawdopodobnie nie miałaby statusu GES, gdyby były dostępne wskaźniki podstawowe.

II.4.2. Eutrofizacja



Ocenę stanu środowiska w roku 2022 w zakresie eutrofizacji w polskich obszarach morskich, wykonano zgodnie z zaleceniami RDSM znowelizowanej Dyrektywą 2017/845. Do oceny wykorzystano wyniki badań prowadzonych w programie monitoringu jakości wód. Ocena została wykonana na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla cechy D5-eutrofizacja, jako jednej z cech presji, opartych na kryteriach zawartych w decyzji 2017/848, z uwzględnieniem podziału kryteriów na podstawowe i drugorzędne w odniesieniu do oceny dopływu składników pokarmowych oraz materii organicznej. Wskaźniki podstawowe zostały uszeregowane w ciąg przyczynowo-skutkowy na czynniki sprawcze, skutki bezpośrednie i skutki pośrednie. Analizę dominujących presji i oddziaływań na środowisko morskie w ramach cechy D5 scharakteryzowano za pomocą wskaźników podstawowych związanych z trzema kryteriami:

- czynniki sprawcze określone poziomem substancji pokarmowych w środowisku morskim,
- skutki bezpośrednie nadmiaru soli odżywczych, opisywane przez koncentracje chlorofilu *a* oraz zmiany przezroczystości wody morskiej,
- skutki pośrednie wzbogacenia środowiska solami pokarmowymi, scharakteryzowane przez natlenienie wód przydennych.

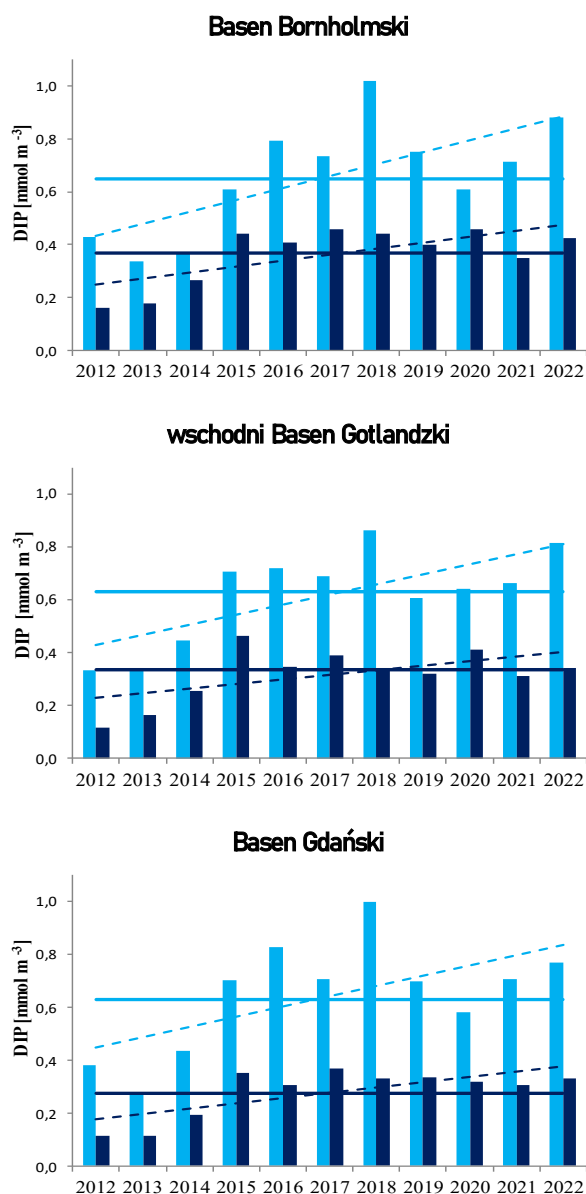
W ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS) od wielu lat badane są regularnie stężenia substancji odżywczych oraz tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej, a także koncentracje chlorofilu *a* oraz przezroczystość. Badania te są wykonywane zgodnie z wytycznymi HELCOM COMBINE. W 2022 r. zostało przeprowadzonych 6 rejsów, podczas których, na 22 stacjach badawczych, rozmieszczonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ), wykonano pomiary w/w parametrów (Rys. II.2 Dla wydzielonych akwenów przeprowadzono analizę zmienności stężeń substancji odżywczych, tlenu, chlorofilu *a* oraz przezroczystości na tle dziesięciolecia poprzedzającego rok oceny).

Czynniki sprawcze

Najistotniejszym wskaźnikiem opisującym proces eutrofizacji w Morzu Bałtyckim jest zawartość substancji pokarmowych w wodzie morskiej. Sole te mają największy, bezpośredni lub pośredni, wpływ na pozostałe wskaźniki eutrofizacji, m.in. na rozwój fitoplanktonu. Analizując wielkość ładunku substancji biogenicznych należy mieć na uwadze wpływ nietypowych zjawisk przyrodniczych, które miały miejsce w rozpatrywanym okresie, takich jak wlewy z Morza Północnego z apogeum w 2014 r. (Drgas N., 2015). Obraz zmian długoterminowych może zostać zakłócony wpływając na wartości średnie lub przebieg linii trendu.

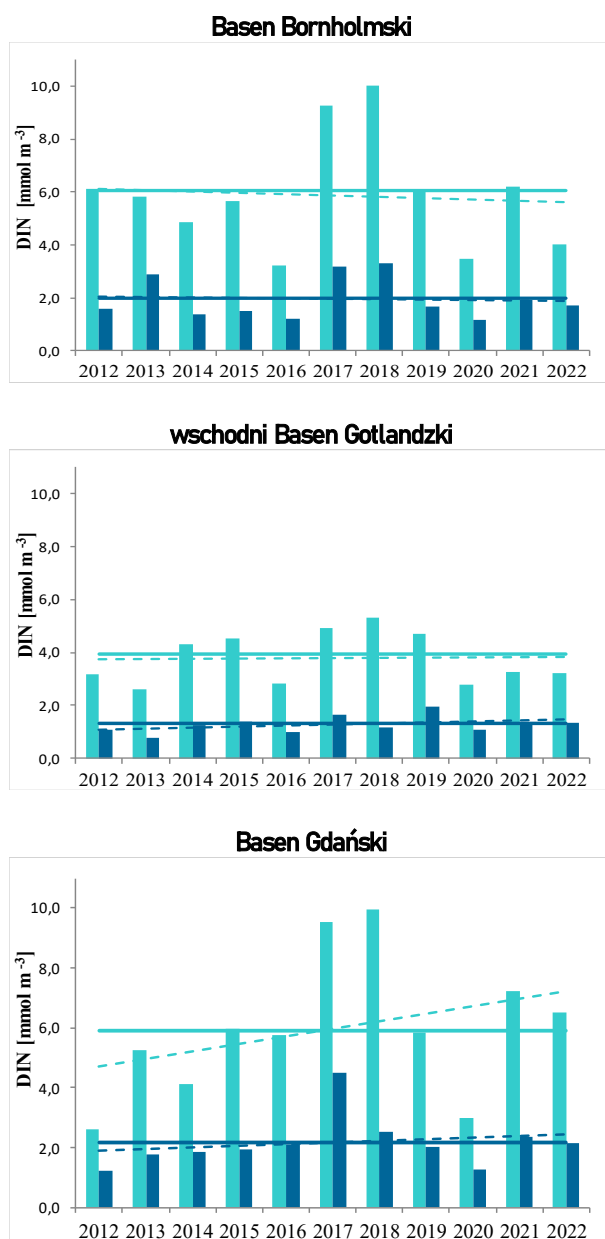
Poziom nieorganicznych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) badany jest głównie w okresie zimowym, gdy, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym, produkcja pierwotna osiąga swoje minimum, a wartości stężeń soli pokarmowych są najwyższe w ciągu roku. O intensywności produkcji pierwotnej w następnym sezonie wegetacyjnym w głównej mierze decyduje właśnie ta zimowa pula substancji odżywczych.

Badania stanu środowiska morskiego polskiej EEZ, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, zostały wykonane na początku lutego 2022 r. Analiza wykazała wzrost zawartości nieorganicznych fosforanów w miesiącach zimowych w warstwie powierzchniowej poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej zarówno w poprzednim roku jak i średniej z wielolecia 2012–2021. W przypadku średnich rocznych, świadczących o dostępności tych związków w cyklu całorocznym, również zanotowano wzrost stężeń tych związków w poszczególnych akwenach w porównaniu z rokiem poprzednim, jednak wzrost ten był niewielki. Nadal więc utrzymywała się niekorzystna tendencja obserwowana w ostatnim dziesięcioleciu. Stężenia fosforanów w warstwie powierzchniowej w poszczególnych akwenach w 2022 r. nadal utrzymywały się na wysokim poziomie. Były również wyższe niż średnia z ostatniego dziesięciolecia w odniesieniu do stężeń zimowych, natomiast średnie roczne stężenia oscylowały wokół średniej wieloletniej (Rys. II.139). Przełożyło się to na utrzymanie wzrostowej tendencji we wszystkich badanych akwenach zarówno zimowej puli nieorganicznych związków fosforu jak i średnich rocznych stężeń. Zjawisko to obserwuje się szczególnie od 2014 r., co można pośrednio przypisać skutkom wlewów wód z Morza Północnego (Feistel 2016).



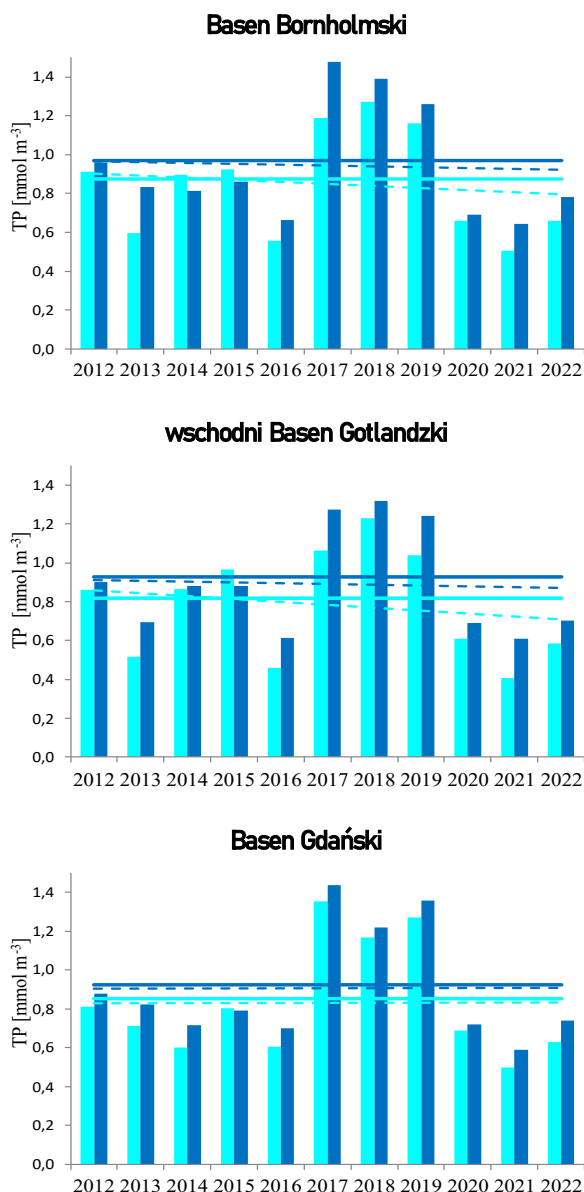
Rys. II.139. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.

W odniesieniu do azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej morza średnie stężenia tych związków w okresie zimowym 2022 r. były niższe: w Basenie Bornholmskim spadek był wyraźny zarówno w porównaniu z rokiem ubiegłym jak i średnią wieloletnią 2012–2021. W Basenie Gotlandzkim wartości utrzymały się poniżej średniej z ostatniej dekady na poziomie średnich stężeń z poprzedniego roku, natomiast w Basenie Gdańskim zanotowano spadek w stosunku do poprzedniego roku, ale pozostały wyższe od średniej z wielolecia 2012–2021. Takie zmiany w omawianym roku badań w Basenie Gdańskim wpłynęły na utrzymanie niekorzystnej tendencji wzrostu średnich wartości stężeń azotu nieorganicznego w miesiącach zimowych, a w Basenie Gotlandzkim pozytywny kierunek zmian uległ zahamowaniu. Jedynie w Basenie Bornholmskim zaobserwowano delikatną tendencję spadkową. Roczne zawartości mineralnych związków azotu z 2022 r. były nieznacznie niższe zarówno od średniej z ostatniej dekady, jak i w stosunku do poprzedniego roku, w związku z czym tendencje omawianego wskaźnika na badanym obszarze były niejednoznaczne (Rys. II.140).



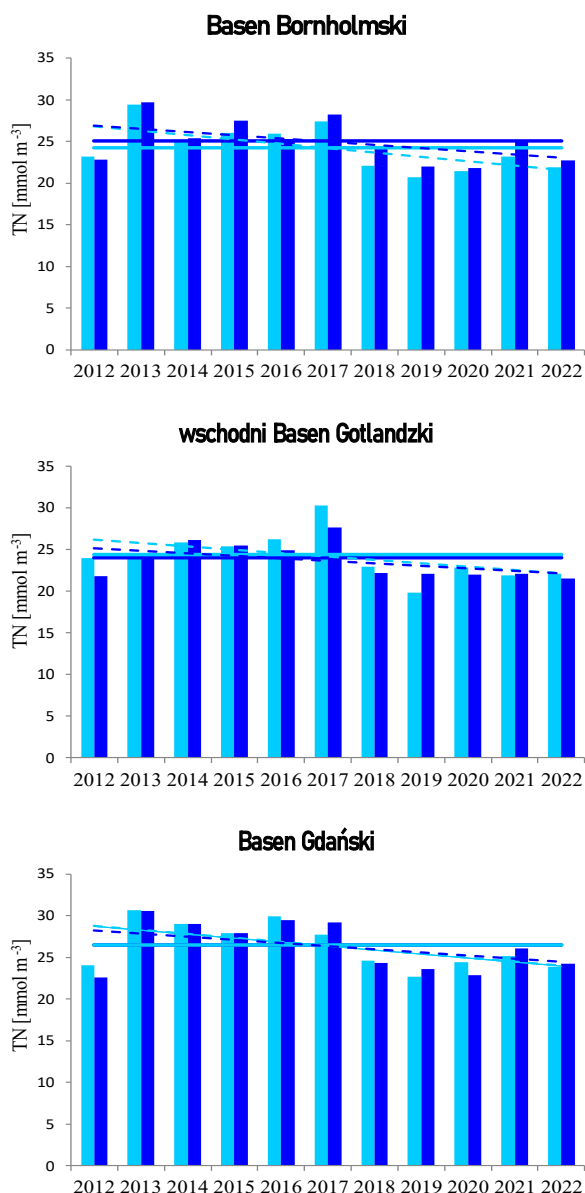
Rys. II.140. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.

Następne wskaźniki eutrofizacji to stężenia całkowitego fosforu (TP) i azotu (TN), które w okresie wegetacji przybliżają wielkość produkcji pierwotnej. Ich zmienność w poszczególnych akwenach polskiej wyłączonej strefy ekonomicznej przedstawiają Rys. II.141 oraz Rys. II.142. Średnie stężenia fosforu całkowitego w warstwie powierzchniowej, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu całorocznym, były w 2022 r. wyższe w porównaniu z rokiem poprzednim, ale nadal niższe od średniej z ostatniej dekady (Tabela II.42). Pozwoliło to na utrzymanie stanu z poprzedniego roku kiedy to zmiany nie wykazywały zdecydowanych inklinacji, a nawet ujawnienie delikatnych pozytywnych zmian: w obszarze Basenu Bornholmskiego i Gotlandzkiego zarysowała się spadkowa tendencja średnich stężeń fosforu całkowitego w sezonie letnim.



Rys. II.141. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.

W przypadku azotu całkowitego, we wszystkich monitorowanych akwenach, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu całorocznym, średnie wartości stężeń utrzymywały się poniżej średniej z poprzedniego roku jak i wieloletniej 2012–2021. Pozwoliło to na zachowanie pozytywnego kierunku zmian w badanych akwenach: utrzymała się słaba tendencja spadkowa obserwowana w poprzednich latach (Rys. II.142).



Rys. II.142. Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0–10 m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.

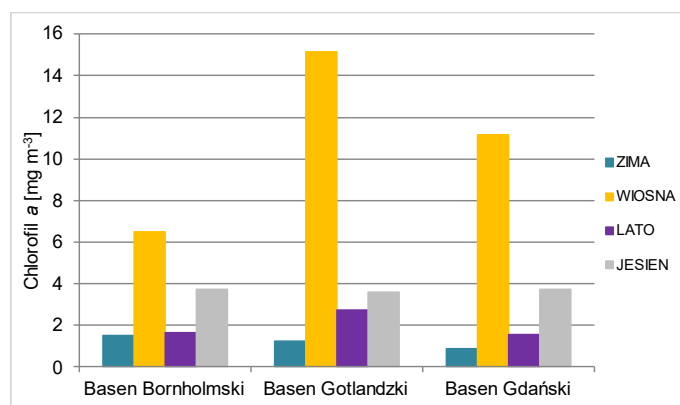
Tabela II.42. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2022 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (XII–II) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2012–2021) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)

Akwen	okres	DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	2022	0,88 ↑	4,03 ↓	0,66 ↑	21,87 ↓
	2012–2021	0,65	6,06	0,87	24,28
wschodni Basen Gotlandzki	2022	0,81 ↑	3,23 ↓	0,59 ↑	22,05 ↑
	2012–2021	0,63	5,90	0,82	24,37
Basen Gdański	2022	0,77 ↑	6,49 ↓	0,63 ↑	23,83 ↓
	2012–2021	0,63	3,95	0,85	26,52

Skutki bezpośrednie

Intensywne zakwity fitoplanktonu są skutkiem dużej dostępności substancji odżywczych w środowisku morskim. W większości przypadków ich efektem jest zwiększenie koncentracji chlorofilu *a* w wodzie morskiej. Zmiany zawartości chlorofilu *a* ocenia się w dwóch zakresach czasowych: średnia koncentracji w miesiącach letnich: od czerwca do września oraz średnia roczna dla całego okresu wegetacyjnego, uwzględniająca zakwit wiosenny i późno-jesienny, podczas których mogą również pojawiać się znaczące zawartości chlorofilu *a* w wodzie morskiej.

W 2022 r. produkcja pierwotna w sezonie letnim była dużo niższa niż na wiosnę, nieco mniejsza niż podczas jesiennego zakwitu, ale na porównywalnym poziomie we wszystkich badanych akwenach (Rys. II.143). W wodach badanych akwenów polskich obszarów morskich koncentracje chlorofilu *a* w sezonie letnim były niższe od średnich rocznych (Tabela II.43.). Wynika to z faktu, iż najintensywniejszy zakwit zarejestrowano wiosną. W 2022 r. najwyższa produkcja pierwotna została zanotowana w Basenie Gotlandzkim na poziomie ponad dwukrotnie wyższym niż w Basenie Gdańskim (Rys. II.144).

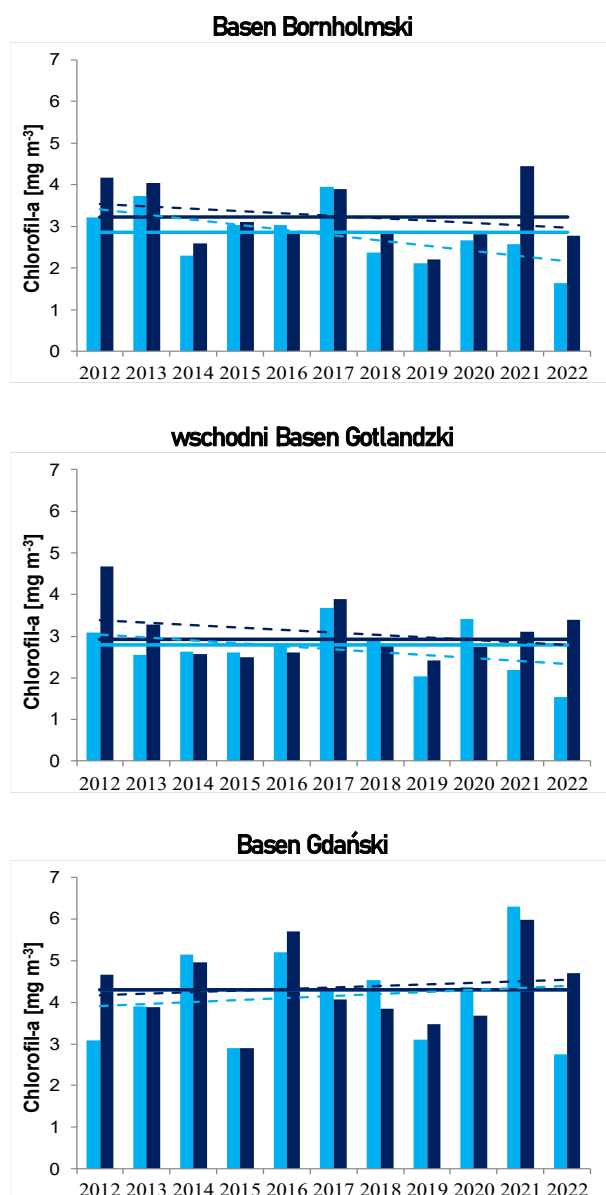


Rys. II.143. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu *a* [mg m⁻³] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2022 r. (0-10 m).

W okresie letnim 2022 średnie wartości koncentracji chlorofilu *a* były niższe od tych z poprzedniego roku oraz od średniej z ostatnich dziesięciu lat (2012–2021). Pozwoliło to na utrzymanie się pozytywnej tendencji zmian na całym obszarze objętym badaniami monitoringowymi, z wyjątkiem Basenu Gdańskiego. W akwenie tym, mimo iż zawartość chlorofilu *a* była dużo niższa od wartości z poprzedniego roku, nadal obserwowano niekorzystną inklinację wzrostową. Analizując średnie koncentracje omawianego wskaźnika w cyklu całorocznym, zanotowano podobne zależności jak dla w/w sezonowych, mimo, iż relacje wartości z 2022 w stosunku do średnich z poprzedniego roku i ostatniej dekady były inne. I tak: w Basenie Gotlandzkim utrzymała się spadkowa tendencja mimo, iż wartość z 2022 r. była wyższa zarówno od tej z poprzedniego roku jak i średniej z okresu 2012–2021. Z kolei w Basenie Gdańskim nie zmieniła się negatywna inklinacja, chociaż wartość z 2022 roku była wyraźnie niższa od poprzedniego (Rys. II.144).

Tabela II.43. Średnie zawartości [mg m⁻³] chlorofilu *a* w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2022 r.; (średnie z okresu 2012–2021) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)

Akwen	okres	Chl-a (VI–IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	2022	1,64 ↓	2,78 ↓
	2012–2021	2,86	3,23
wschodni Basen Gotlandzki	2022	1,54 ↓	3,40 ↑
	2012–2021	2,79	2,93
Basen Gdański	2022	2,75 ↓	4,71 ↓
	2012–2021	4,30	4,31



Rys. II.144. Zmiany zawartości chlorofilu *a* w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.

Podobnie jak zawartość chlorofilu *a*, przezroczystość wody jest parametrem powiązanym z produkcją pierwotną. Spadek przezroczystości wody, wywołany jest w głównej mierze wzrostem ilości glonów unoszących się w toni wodnej jako pośredni efekt wzrostu stężeń soli odżywczych limitujących zakwity fitoplanktonu. Może też być skutkiem dopływu zawiesiny materii organicznej. Obniżenie przezroczystości może powodować spadek miąższości strefy eufotycznej, w której odbywa się produkcja pierwotna zarówno fitoplanktonu jak i fitobentosu.

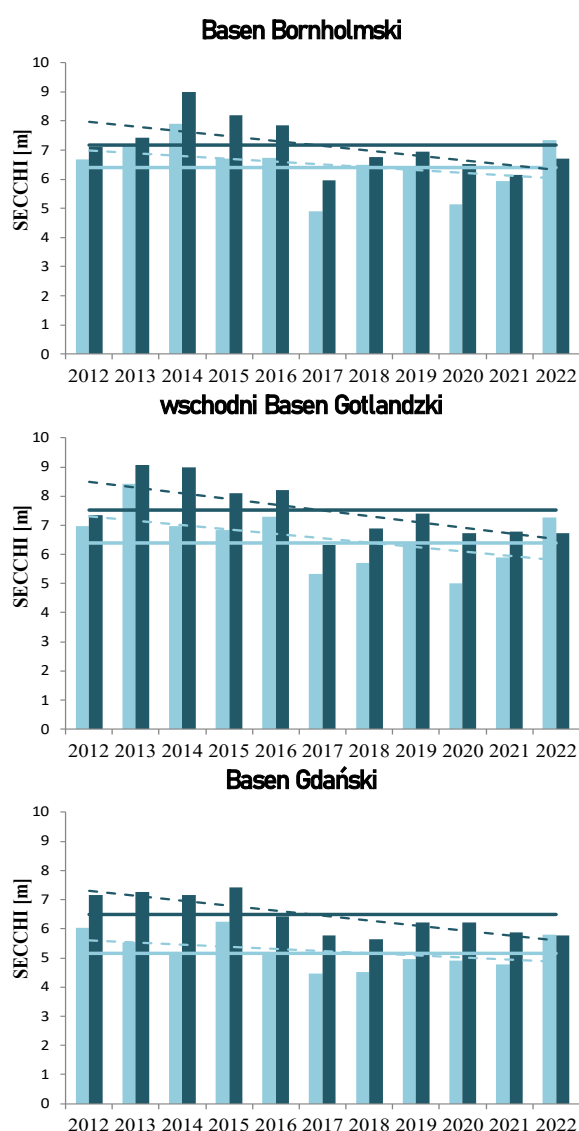
Sezonowa zmienność przezroczystości związana jest więc głównie z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany wyrażone widzialnością krążka Secchi'ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zawartości chlorofilu *a*.

W 2022 r. przezroczystość wody w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich zmieniała się w zakresie od 2 do 13 m. Podobnie jak w poprzednim roku, najniższą średnią, zarówno dla miesięcy letnich jak i roczną, przezroczystość zanotowano w Basenie Gdańskim. Natomiast najwyższa średnia przezroczystość została zmierzona w sezonie letnim w Basenie Bornholmskim (Tabela II.44). W 2022 r. średnia przezroczystość w miesiącach letnich w obszarze objętym badaniami była wyższa od średniej z poprzedniego roku, a także od średniej z ostatniej dekady.

Tabela II.44. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2022 r.; (średnie z okresu 2012–2021). (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).

Akwen	okres	Secchi (VI–IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	2022	7,4 ↑	6,7 ↑
	2012–2021	6,4	7,2
wschodni Basen Gotlandzki	2022	7,3 ↑	6,7 ↓
	2012–2021	6,4	7,5
Basen Gdański	2022	5,8 ↑	5,8 ↓
	2012–2021	5,2	6,5

Średnie całoroczne, uwzględniające wpływ zakwitów wiosennego i jesiennego na głębokość warstwy eufotycznej, były również niższe od średniej z wielolecia 2012–2021. Niestety wszystkie opisane zależności nie wpłynęły na odwrócenie niekorzystnych tendencji w ostatnim dziesięcioleciu, a więc nie zaobserwowano inklinacji w kierunku zwiększenia średniej głębokości widzialności krążka Secchi'ego. (Rys. II.145).

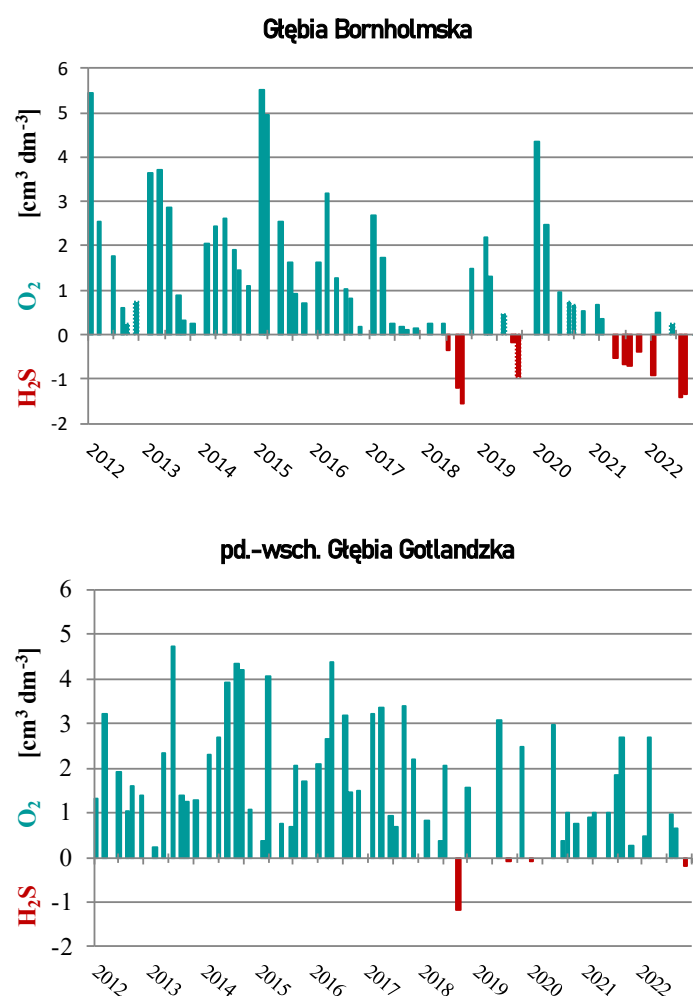


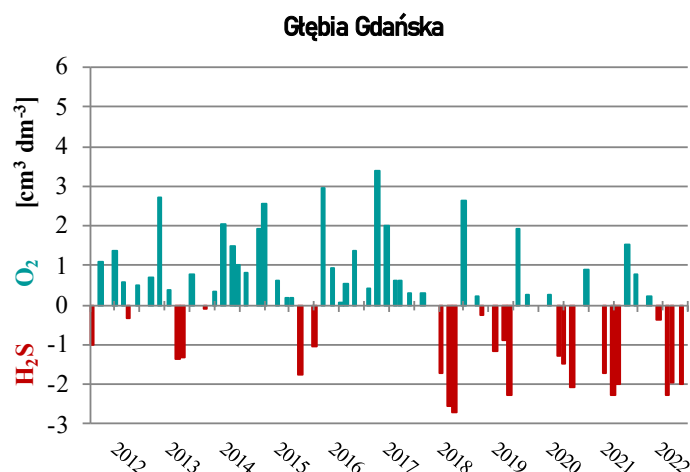
Rys. II.145. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.

Skutki pośrednie

Spadek natlenienia wód przydennych jest pośrednim skutkiem nadmiaru substancji odżywczych w środowisku morskim Bałtyku. Natlenienie warstw przydennych jest uzależnione od procesów hydrodynamicznych. W strefie płytkowodnej jest to przede wszystkim mieszanie wiatrowe, w strefie głębokowodnej za dostawę tlenu do warstwy przydennej odpowiedzialne są głównie wlewy dobrze natlenionych wód z Morza Północnego (Hansson 2009, Conley 2011).

Analiza zmian stężeń tlenu rozpuszczonego w warstwie przydennej pozwala na ocenę poziomu deficytu tlenu w tym obszarze. Wskaźnikiem jest minimalne stężenie tlenu przy dnie w okresie letnim, w miesiącach od czerwca do września. Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że wlewy, mniejsze czy większe występujące w omawianym okresie 2012-2021, powodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego (Rys. II.146). W kolejnych latach po wlewie obserwowano sukcesywny spadek stężenia tlenu, który prowadził do powrotu deficytu tlenowego w strefie przydennej, a następnie nawet do pojawiania się siarkowodoru w głębiach polskich obszarów morskich.





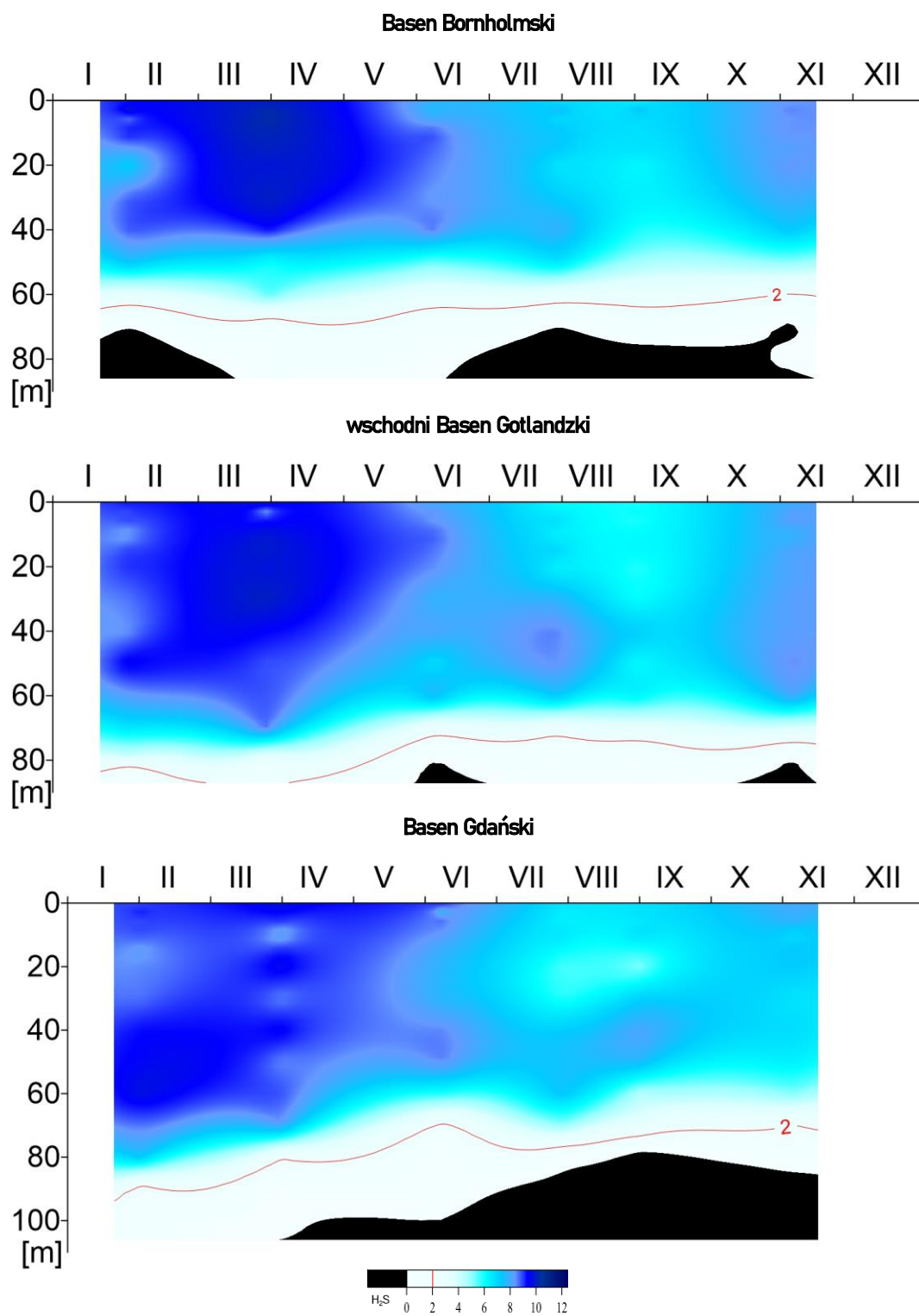
Rys. II.146. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2012–2022. siarkowodór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

Wody przydenne obszarów płytkowodnych, za sprawą cyrkulacji i dobrej wymiany wód (brak piknokliny, pojawianie się upwelling'ów), były w roku oceny dobrze natlenione, stężenie tlenu przy dnie nie spadało poniżej wartości $3,7 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ (Tabela II.45).

Tabela II.45. Minimalne stężenie tlenu [$\text{cm}^3 \text{ dm}^{-3}$] przy dnie w lecie 2022 r. w polskich obszarach morskich (min. 2012–2021).

Akwen	okres	strefa	O ₂ min (VI–IX)
Basen Bornholmski	2022	głębokowodna	-1,40
	2012–2021		-0,95
	2022	plytkowodna	3,78
	2012–2021		4,50
wschodni Basen Gotlandzki	2022	Zatoka Pomorska	5,69
	2012–2021		3,91
	2022	głębokowodna	2,20
Basen Gdański	2012–2021		-0,08
	2022	plytkowodna	5,56
	2012–2021		4,00
Basen Gdański	2022	głębokowodna	-2,26
	2012–2021		-2,27
	2022	plytkowodna	5,93
	2012–2021		4,28

siarkowodór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu



Rys. II.147. Izoplety stężeń tlenu [$cm^3 dm^{-3}$] w 2022 w głębiach polskich obszarów morskich.

Ocena eutrofizacji

Zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM), na podstawie podręcznika eutrofizacji przygotowanego w HELCOM w ramach projektu HOLAS (HELCOM 2015) i zastosowanego w aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich, przeprowadzono w 2022 r. ocenę stanu środowiska w zakresie eutrofizacji. Ocenę eutrofizacji wykonano w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich, dla trzech głębokowodnych basenów otwartego morza zbieżnych z akwenami zastosowanymi w aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich (Rys. II.2). Do oceny wykorzystano wskaźniki podstawowe, które posłużyły do wyliczenia współczynników eutrofizacji (ER) z wykorzystaniem wartości progowych dobrego stanu środowiska GES i zastosowaniem wag, a następnie po odpowiedniej agregacji, zostały ostatecznie odniesione do dwustopniowej skali rekomendowanej przez RDSM, czyli stan odpowiedni/dobry (GES) lub nieodpowiedni/zły (subGES). Dobry stan środowiska morskiego opisują wartości ER mniejsze od 1.

W 2022 r. tylko jeden ze wskaźników osiągnął wartość docelową RDSM: była to zawartość chlorofilu *a* w wodach dwóch akwenów: Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Niestety nie wpłynęło to na ogólną ocenę eutrofizacji w wodach polskich obszarów morskich i w konsekwencji żaden z obszarów morskich objętych oceną nie osiągnął dobrego stanu (GES) (Tabela II.46).

Stan środowiska polskich obszarów morskich w 2022 r. w zakresie eutrofizacji uznano za nieodpowiedni wg RDSM.

Za taki stan odpowiedzialne były przede wszystkim znacznie podwyższone stężenia zimowe soli odżywczych, a zwłaszcza fosforanów przekraczających dwukrotnie wartości graniczne. Również przekroczenia dopuszczalnych stężeń azotu całkowitego wpłynęły na taką sytuację. Także złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach przyczyniły się do uznania stanu środowiska morskiego za nieodpowiedni (Rys. II.148–Rys. II.151).

Tabela II.46. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2022 roku (źródło danych PMS)

Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena Cecha D5
	DIN	DIP	TN	TP	śr. ER	CHL a	SECCHI	CyaBl Wskaźnik zakwitu sinic *	śr. ER	Dług tlenowy **	Index B	śr. ER	
polskie wody Basenu Bornholmskiego	1,61	2,94	1,57	1,28	1,85	0,91	0,97	1,12	1,00	1,32	1,13	1,23	sub GES (1,85)
polskie wody Basenu Gdańskiego	1,55	2,14	1,29	1,23	1,55	1,25	1,12	1,19	1,19	1,58	2,61	2,10	sub GES (2,10)
polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego	1,24	2,81	1,30	1,04	1,60	0,81	1,05	1,10	0,99	1,58	1,21	1,40	sub GES (1,60)

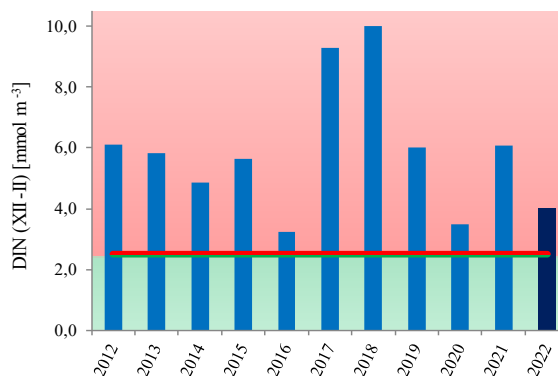
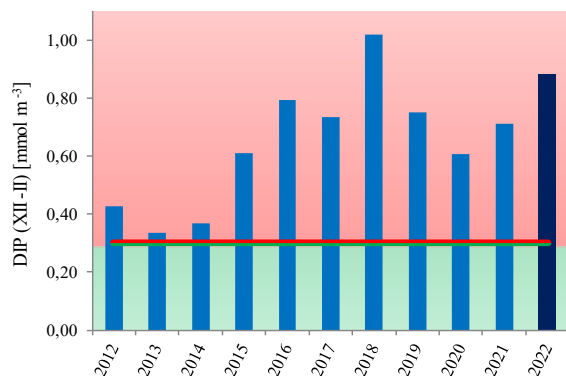
* dostępne wartości z II oceny holistycznej Morza Bałtyckiego (HOLAS II) z okresu 2011–2016

** dostępne wartości wskaźnika z okresu 2016–2021

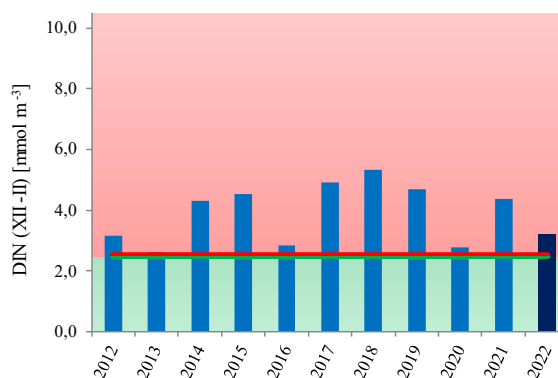
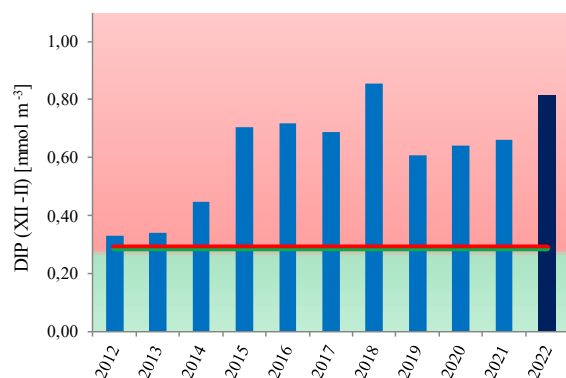
GES (kolor zielony) subGES (kolor czerwony)

DIP	DIN
-----	-----

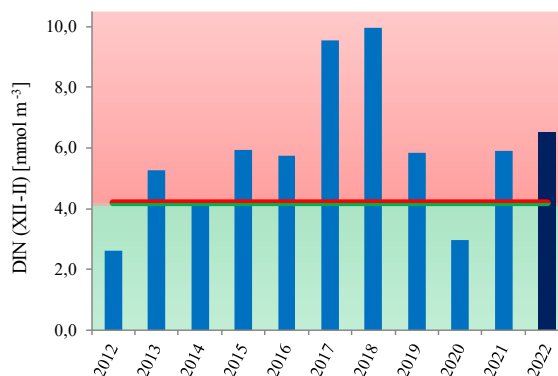
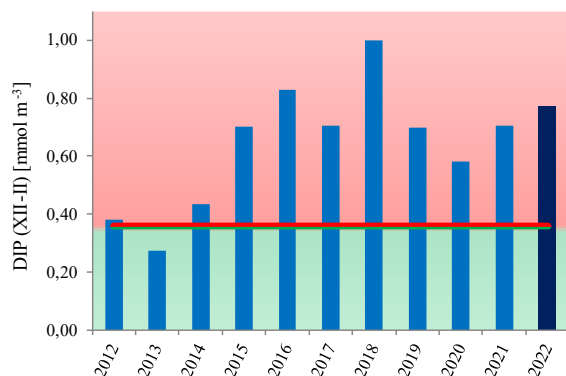
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



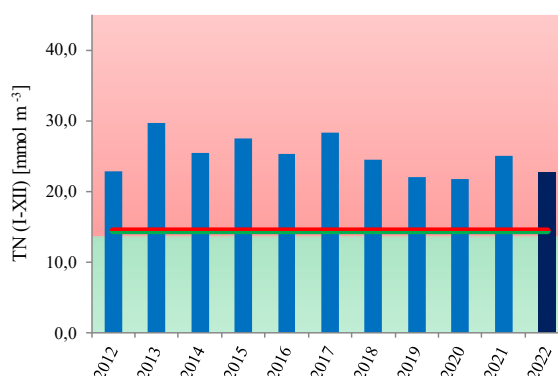
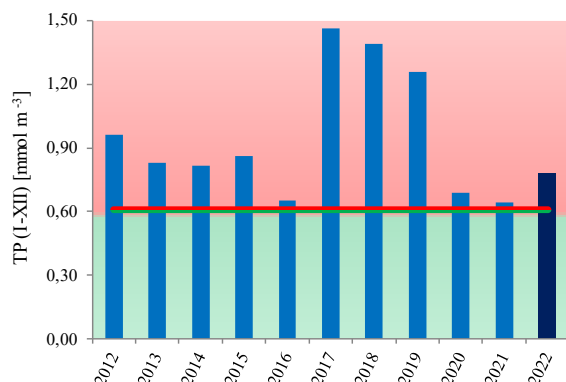
Basen Gdański



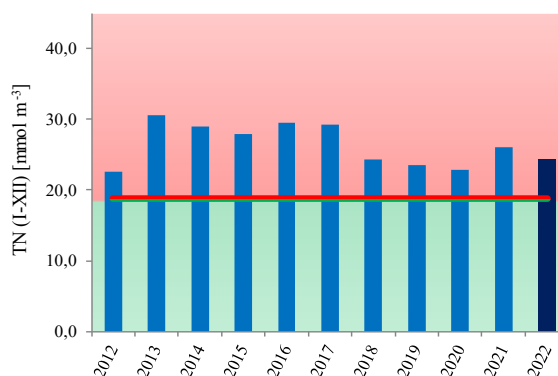
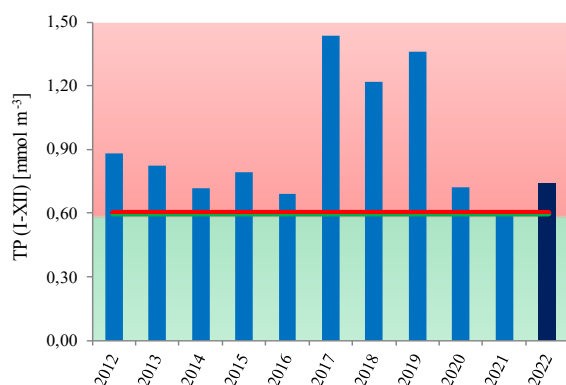
Rys. II.148. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10 m, w okresie zimowym w latach 2012–2022 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

TP	TN
----	----

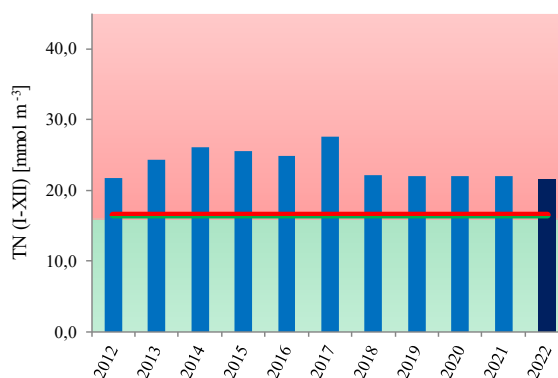
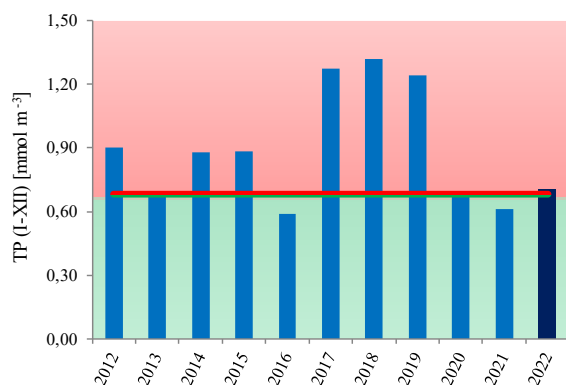
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



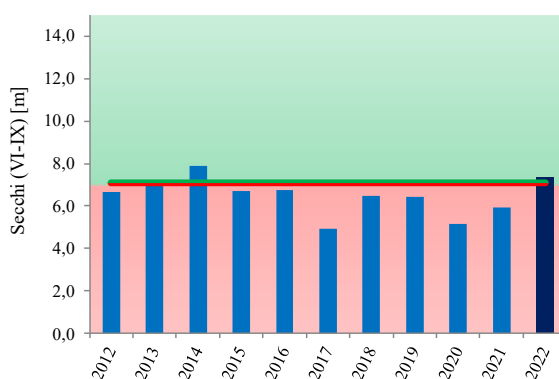
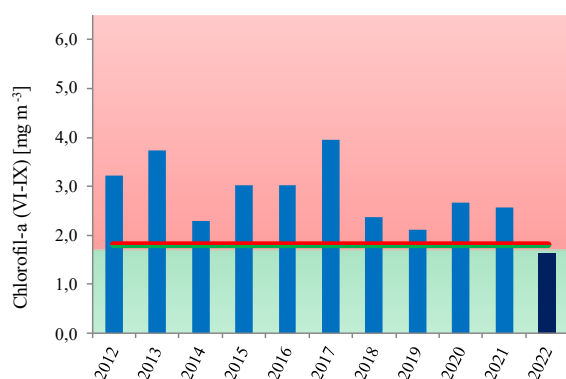
Basen Gdański



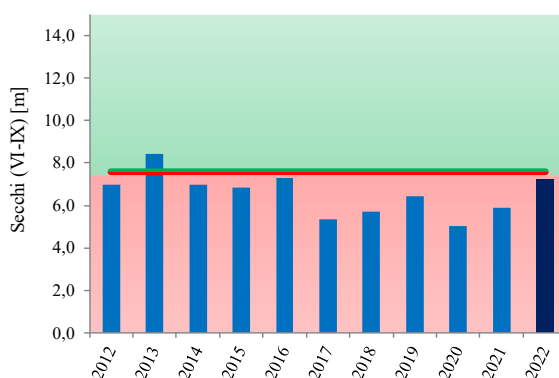
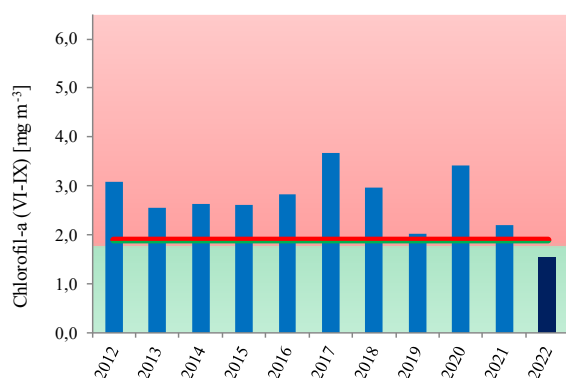
Rys. II.149. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10 m w latach 2012–2022 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

CHLOROFIL <i>a</i>	SECCHI
---------------------------	---------------

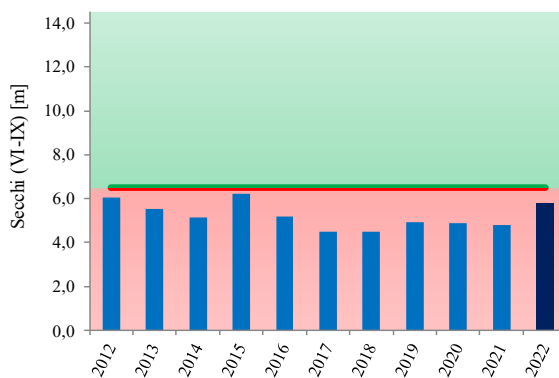
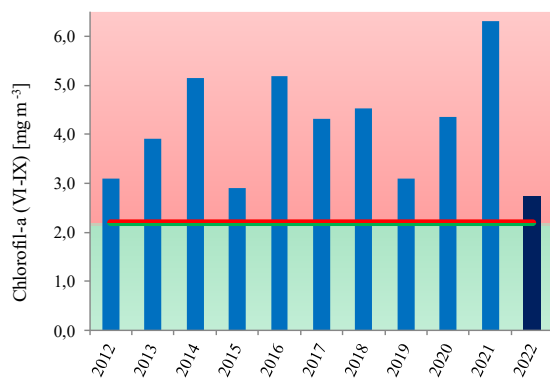
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

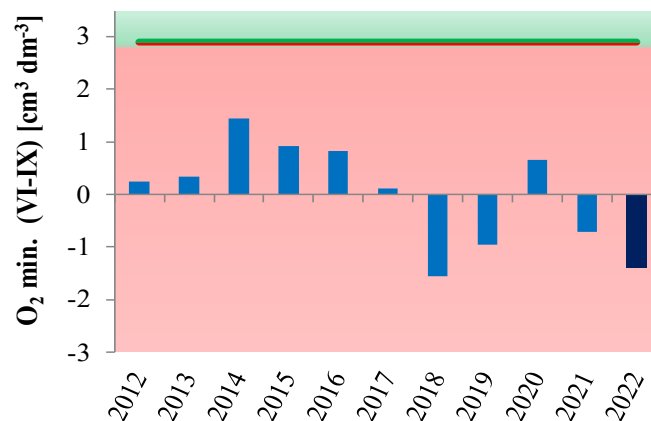


Basen Gdański

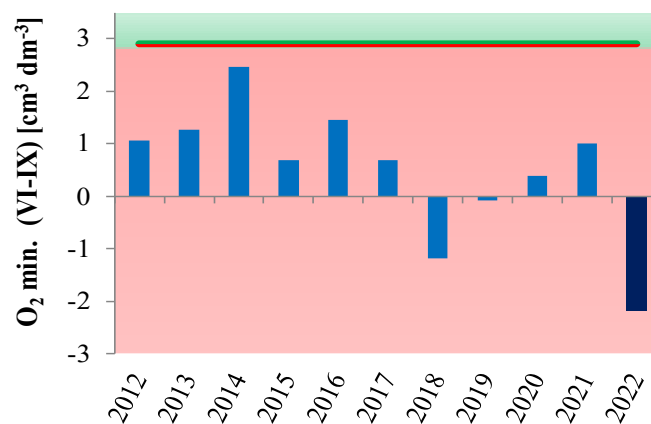


Rys. II.150. Zmiany koncentracji chlorofilu *a* w warstwie 0–10 m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2012–2022 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

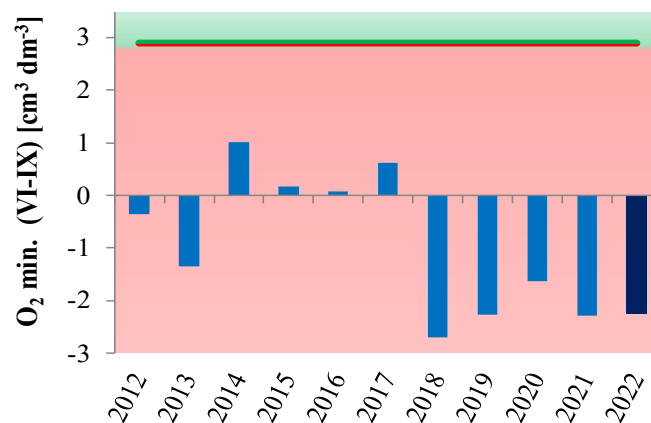
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański



Rys. II.151. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2012–2022. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

II.4.3. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji



W 2022 roku, przeprowadzono ocenę stanu środowiska w aspekcie potencjalnego zagrożenia wynikającego z obecności substancji zanieczyszczających w różnych elementach ekosystemu morskiego w polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Ocena obejmowała dwie cechy wg RDSM bezpośrednio związane z substancjami zanieczyszczającymi: D8 – stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz D9 – poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm. Lista substancji zanieczyszczających, reprezentujących trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy poddanych ocenie, uwzględnia rekomendacje Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniającej dyrektywę 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej, zwanej dalej „dyrektywą 2013/39” oraz rekomendacje wynikające ze współpracy regionalnej państw nadbałtyckich koordynowanej przez Komisję Ochrony Środowiska Morza Bałtyckiego (Komisję Helsińską – HELCOM). Aktualnie zakończono opracowanie trzeciej holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku obejmującej lata 2016–2021 i opartej na uzgodnionych regionalnie wskaźnikach, które uwzględniane są również w programie monitoringu i ocenach obejmujących polskie obszary morskie. Do wskaźników należą wybrane grupy substancji niebezpiecznych lub pojedyncze substancje, które uznano za kluczowe dla oceny stanu środowiska morskiego.

Stężenia większości substancji: metali ciężkich (Pb, Cd i Hg) i związków chloroorganicznych w rybach, małżach i osadach dennych oraz ^{137}Cs i ^{90}Sr (reprezentujących izotopy promieniotwórcze) w wodzie morskiej mierzone są w sposób systematyczny od wielu lat w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Związki bromoorganiczne, organiczne związki cyny oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne zostały objęte monitoringiem od 2012 roku, natomiast od 2014 roku do monitoringu włączono analizy sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w rybach oraz farmaceutyków w wodzie. Od 2014 roku do pomiarów monitoringowych wprowadzono test mikrojądrowy – badania mające na celu określenie wpływu substancji niebezpiecznych na ryby.

W 2020 roku, monitoring substancji niebezpiecznych został rozszerzony o substancje, których źródłem mogą być zatopione po II wojnie światowej, bojowe środki trujące oraz wraki statków. Jako substancje wskaźnikowe dla skażeń BŚT wytypowano całkowity arsen, którego stężenia badano w próbkach osadów dennych i ryb oraz iperyt, którego stężenia analizowano w próbkach osadów dennych. Dla oceny potencjalnych zagrożeń dla stanu środowiska morskiego wynikających z obecności paliwa, które może być uwalniane z wraków, przeprowadzono analizy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w osadach dennych. Lokalizacja stacji, na których pobierano próbki osadów i ryb, w znacznej mierze pozostaje spójna z lokalizacją standardowych stacji monitoringowych i jednocześnie jest zbliżona do obszarów zatopienia BŚT i wraków.

W celu dokonania oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej, wartości stężeń substancji niebezpiecznych analizowanych w różnych (adekwatnych elementach środowiska morskiego) odnoszone są do wartości progowych (stężeń dopuszczalnych) wyznaczających granicę pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)

środowiska. Wartości progowe ustalane są na poziomie UE, najczęściej w postaci środowiskowych norm jakości - EQS (ang. Environmental Quality Standards) (dyrektywa 2013/39) lub regionalnie (wartości progowe rekomendowane przez regionalne konwencje morskie: HELCOM oraz OSPAR). Dopuszcza się stosowanie wskaźników i powiązanych z nimi wartości progowych opracowanych na poziomie krajowym, czego przykładem jest wykorzystanie stężeń metali ciężkich (Cd, Pb, Hg, Ni) oraz izotopu ^{137}Cs w roślinach makrofytobentosowych (Zalewska i Danowska 2017).

Identyczną metodę oceny zastosowano dla testu mikrojądrowego – wskaźnika kryterium odnoszącego się do efektów szkodliwego oddziaływania substancji zanieczyszczających. Uzyskany wynik odniesiono do wartości rekomendowanej jako docelowa.

Ponieważ ocena stanu środowiska w zakresie cechy D9 oparta jest na danych dotyczących tych samych substancji zanieczyszczających w rybach uwzględnionych w ocenie w ramach cechy D8, dlatego w ocenie wykorzystano te same dane środowiskowe stosując jednocześnie inne kryteria oceny.

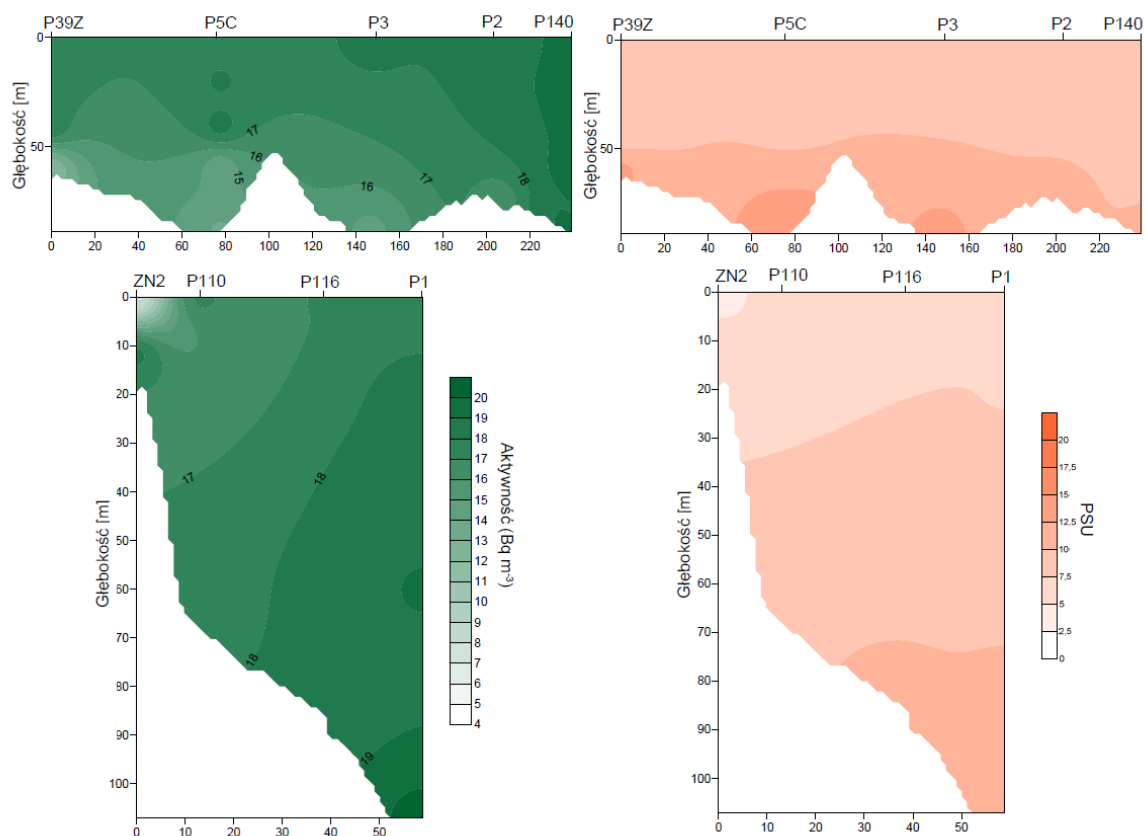
II.4.3.1. Radionuklidy

Woda morska

W 2022 roku prowadzony był monitoring dwóch izotopów promieniotwórczych: cezu – ^{137}Cs i strontu – ^{90}Sr obecnych w środowisku Morza Bałtyckiego. Są to izotopy pochodzenia antropogenicznego, charakteryzujące się stosunkowo długim okresem połowicznego rozpadu promieniotwórczego wynoszącym odpowiednio 30 i 28 lat, które w głównej mierze odpowiedzialne są za kształtowanie poziomu radioaktywności antropogenicznej w wodach Morza Bałtyckiego. Głównymi źródłami monitorowanych izotopów są testy broni jądrowej, których intensyfikacja przypada na lata 50. i 60. oraz awaria elektrowni w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 roku. Na zmiany ich aktywności promieniotwórczej w środowisku morskim wpływają głównie rozpad promieniotwórczy, procesy sedymentacji, wymiana wód z Morzem Północnym oraz w znikomym stopniu procesy bioakumulacji w organizmach fauny i flory morskiej (Saniewski i Zalewska 2018, Zalewska i Lipska 2006, Zalewska i Suplińska 2013).

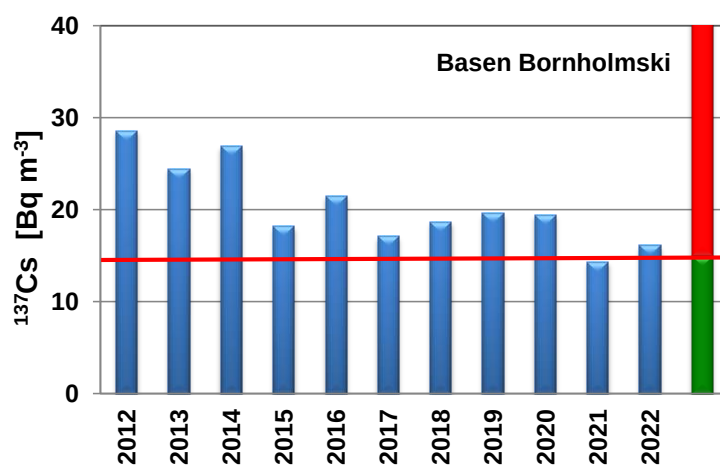
Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2022 roku, obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło $17,4 \text{ Bq m}^{-3}$ i zaobserwowana wzrost aktywności w porównaniu do poprzedniego roku $15,6 \text{ Bq m}^{-3}$ (GIOŚ, 2022) i jednocześnie 40% niższa aktywność od średniej aktywności omawianego izotopu w 2012 roku ($30,1 \text{ Bq m}^{-3}$) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny.

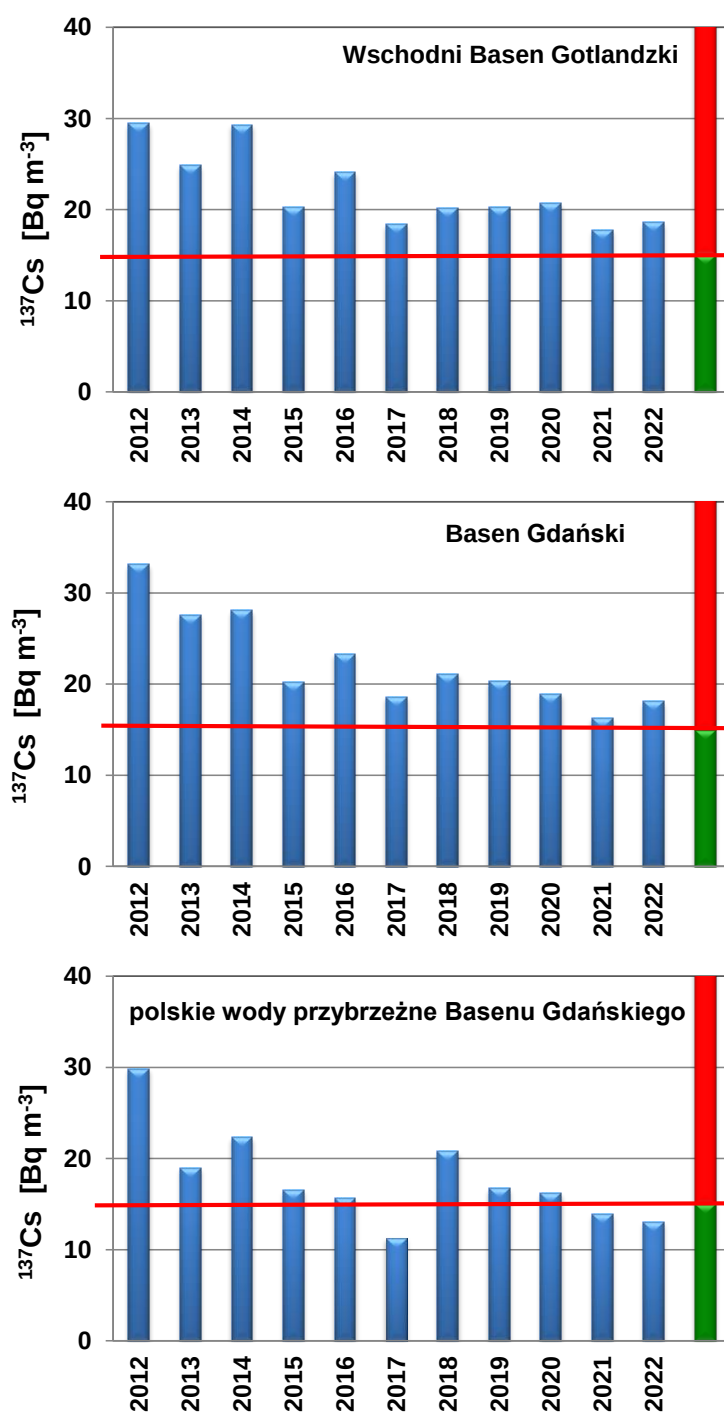
Aktywność ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku w 2022 roku pozostawała w zakresie od $7,8 \text{ Bq m}^{-3}$ do $20,3 \text{ Bq m}^{-3}$ i była uzależniona od dopływów wód rzecznych i wlewów z Morza Północnego, które jako wody o mniejszej aktywności badanego izotopu spowodowały rozcieńczenie ^{137}Cs w morzu. Wody z Morza Północnego charakteryzują się dużo wyższym zasoleniem oraz gęstością, dlatego „cięższa” niż woda bałtycka, woda z Morza Północnego przemieszcza się do kolejnych basenów po dnie. Średnia aktywność ^{137}Cs w wodach przydennych na stacjach pełnomorskich (P5C, P39Z, P2, P3) była o 25% niższa niż aktywność wód powierzchniowych i zależała od wielkością zasolenia, przy czym wyższemu zasoleniu towarzyszyły niższe stężenia izotopu (Rys. II.152). W przypadku stacji ZN2, SW3 znajdujących się pod wpływem wód rzecznych, które jako wody o dużo niższej gęstości przemieszczały się po powierzchni morza Bałtyckiego obserwowaną odpowiednio 60% i 25% niższe aktywności w wodach powierzchniowych niż w wodach przydennych, i w przeciwieństwie do wód pełnomorskich niższemu zasoleniu towarzyszyła niższa aktywność (Rys. II.152).



Rys. II.152. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2022; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).

W 2022 najwyższą średnią aktywność prezentowały wody we wschodnim Basenie Gotlandzkim ($18,6 \text{ Bq m}^{-3}$) a najniższą w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ($13,0 \text{ Bq m}^{-3}$) (Rys. II.153). Średnie aktywności ^{137}Cs w wszystkich basenach w badanym roku były zdecydowanie niższe niż w roku 2020 (Rys. II.153).

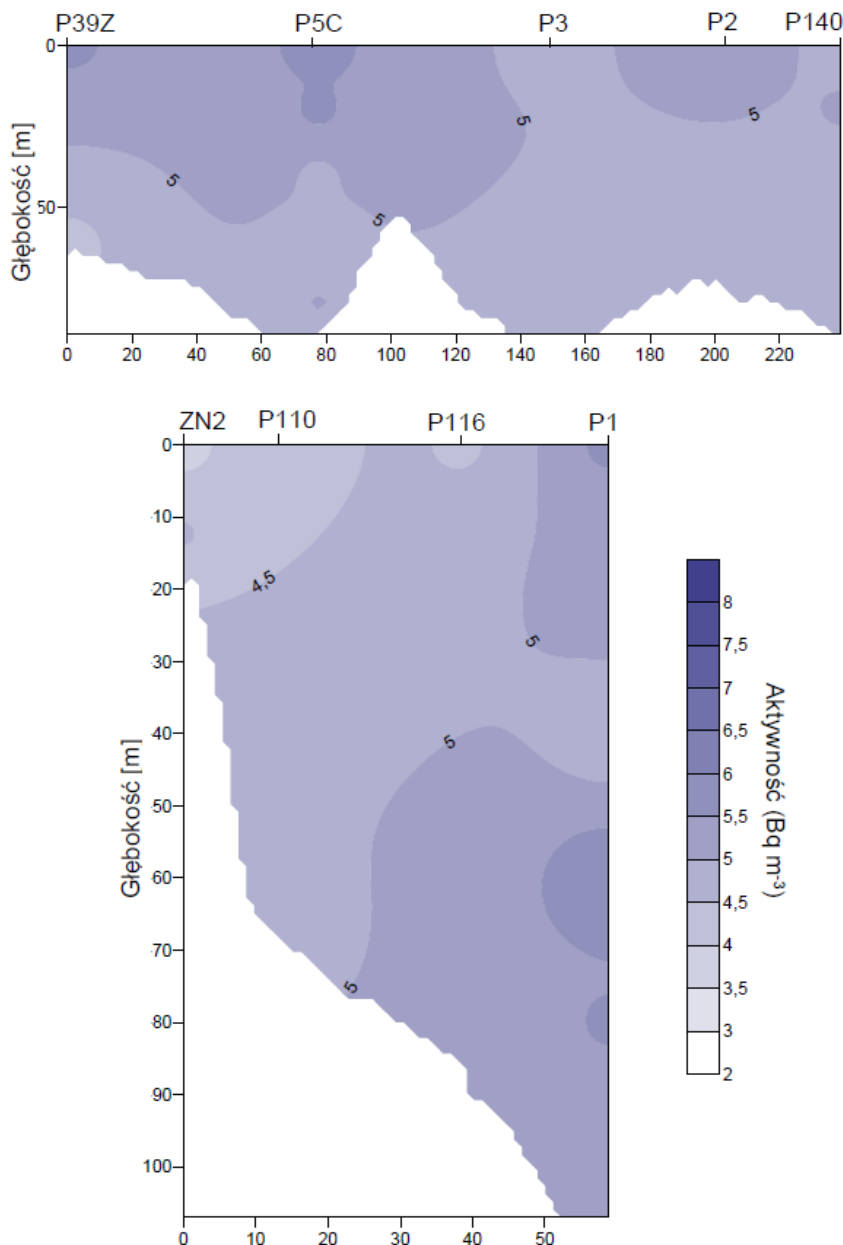




Rys. II.153. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2012–2022, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

Biorąc pod uwagę średnie wartości stężeń ^{137}Cs oraz rekomendowaną wartość stężenia docelowego wynoszącą 15 Bq m^{-3} (wartość charakterystyczna dla okresu poprzedzającego awarię elektrowni w Czarnobylu w 1986 roku) stwierdzono, że w 2022 jedynie w obrębie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczego izotopem ^{137}Cs można uznać za odpowiedni według wymagań RDSM. W obszarach Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski stan środowiska jest nieodpowiedni.

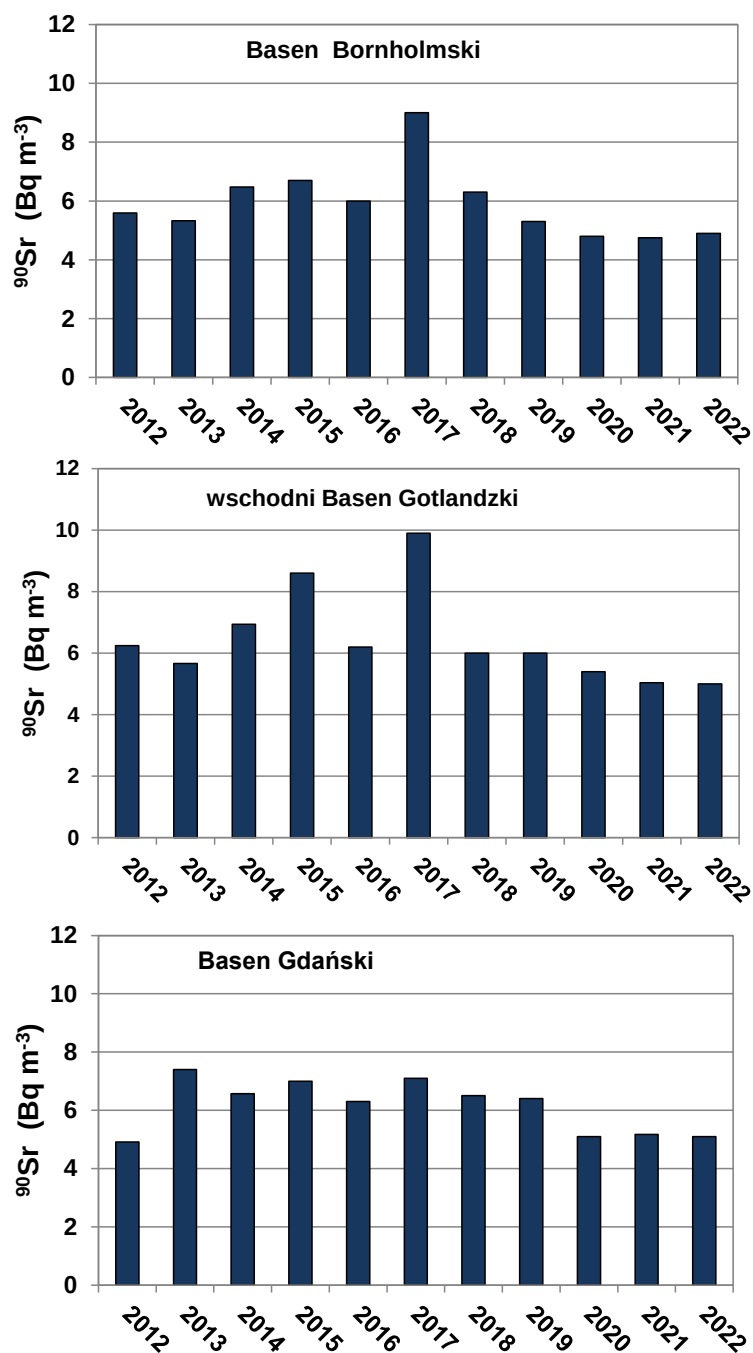
W roku 2022 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła $5,0 \text{ Bq m}^{-3}$ i była porównywalna do obserwowanej w roku poprzednim $4,9 \text{ Bq m}^{-3}$. Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs stężenia ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku pozostawały w szerokim zakresie od $3,9 \text{ Bq m}^{-3}$ do $5,9 \text{ Bq m}^{-3}$. W wodach Zatoki Gdańskiej średnia aktywność wody powierzchniowej była nieznacznie niższa od aktywności wody przydennej, w przypadku wód pełnomorskich wody powierzchniowe charakteryzowała wyższą aktywność w porównaniu do wody przydennej i było to związane z takimi samymi procesami jak w przypadku ^{137}Cs (Rys. II.154).



Rys. II.154. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2022; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w okresie objętym oceną. W obrębie Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego od roku 2020 obserwuje się utrzymywanie aktywności na zbliżonym poziomie a w przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego od 2018 średnia aktywność ^{90}Sr ulega spadkowi. Najmniejsze średnie stężenie ($4,2 \text{ Bq m}^{-3}$) charakteryzowało polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i było niższe o $0,3 \text{ Bq m}^{-3}$ od obserwowanego w roku poprzednim. W trzech pozostałych basenach

wartości były zbliżone: $5,0 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim, $4,9 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim i $5,1 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim (Rys. II.155).

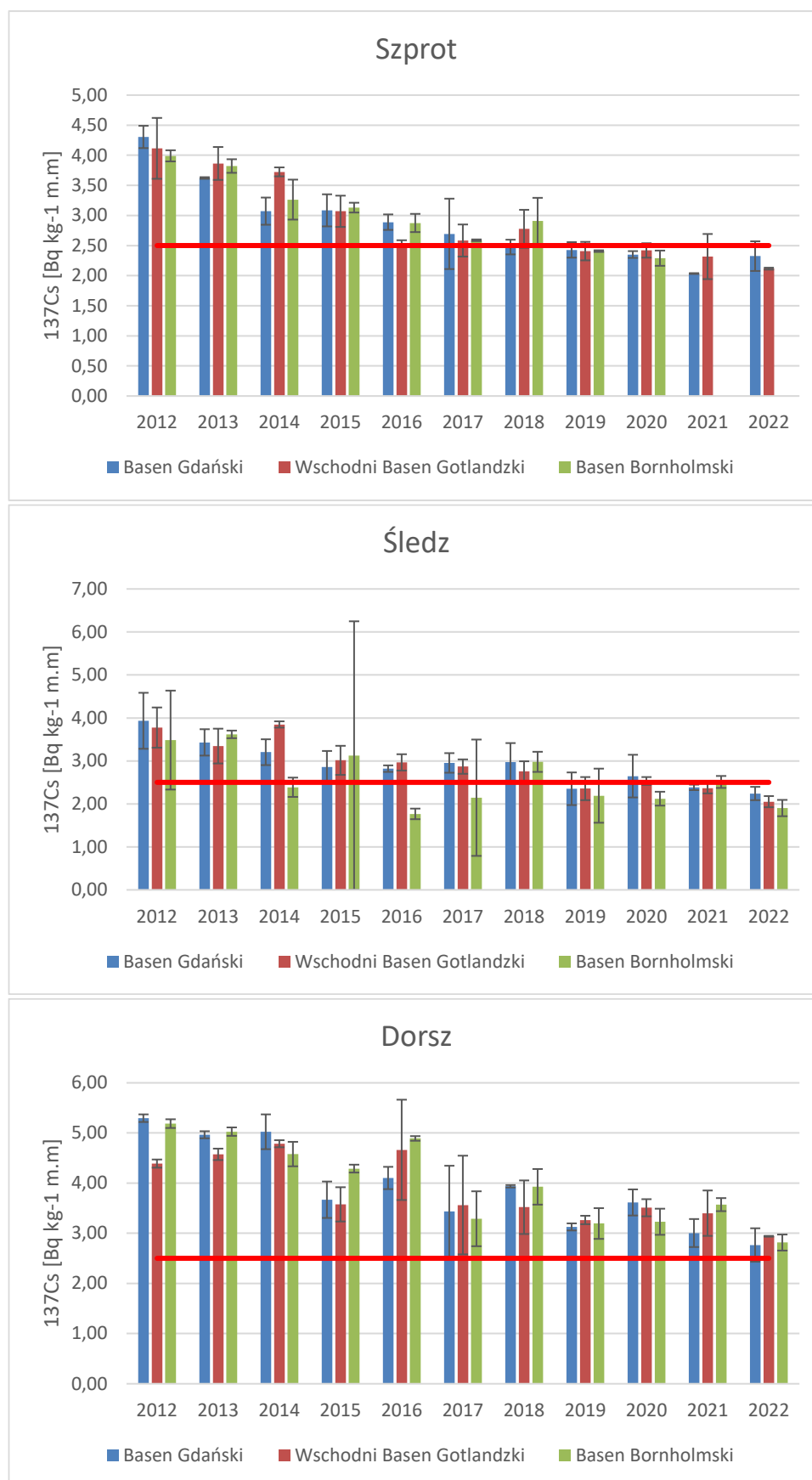


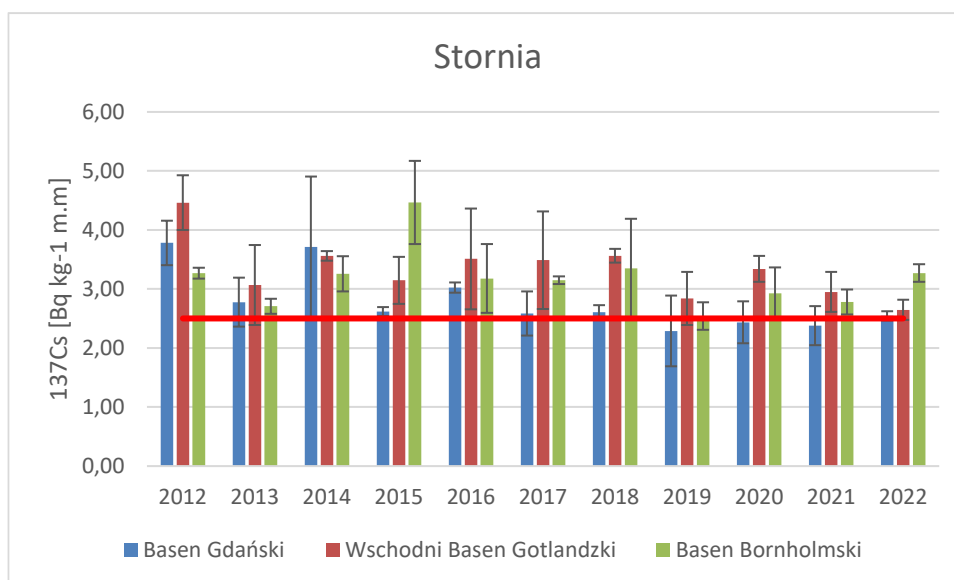


Rys. II.155. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2012–2022, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

Ryby

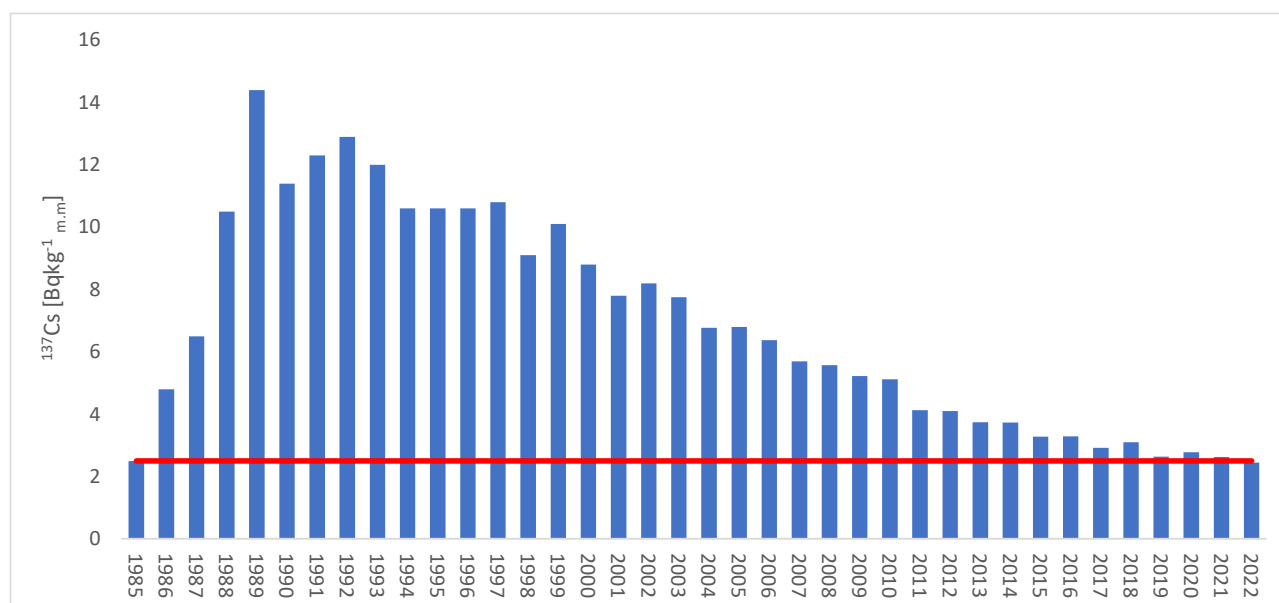
W 2022 roku przeprowadzono oznaczenia ^{137}Cs w rybach, kontynuując wieloletni monitoring skażeń tym izotopem ryb bałtyckich, realizowany przez Centralne laboratorium Ochrony Radiologicznej (finansowany przez Państwową Agencję Atomistyki). Zakres badań obejmował cztery gatunki: szprot, śledzia, dorsza i stornię, gatunki najczęściej konsumowane i popularnie występujące w rejonie Bałtyku Południowego. Próbkę ryb pochodziły z trzech obszarów: PL1 (54°35,0'N; 19°00,0'E) należący do Basenu Gdańskiego, PL2 (54°55,0'N; 18°10,0'E) należący do wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz PL4 (54°20,0'N; 15°30,0'E) należący do Basenu Bornholmskiego. Analizy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w każdym z gatunków ryb prowadzono w zbiorczych próbkach z różnych lokalizacji. Każda z próbek w zależności od gatunku składała się od kilku (dorsz) do ponad stu (szprot) sztuk ryb. Do badań w przypadku szprotów brano całe tuszki bez głów, natomiast śledzie, dorsze i stornie analizowano po filetowaniu (wraz ze skórą). W 2022 roku, tak jak i w poprzednich latach, najwyższe stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs określono w dorszach $2,82 \pm 0,11 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i storniach $- 2,73 \pm 0,35 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$, następnie w szprotach $- 2,20 \pm 0,17 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$, a najniższe w śledziach $- 2,07 \pm 0,21 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$. Obecne wartości stężeń są zbliżone do oznaczonych w roku 2021, wynoszących odpowiednio w dorszu, storniu, śledziu i szprocie: $3,23 \pm 0,36 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$; $2,68 \pm 0,36 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$; $2,40 \pm 0,10 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $2,20 \pm 0,31 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$. Powyższe wartości wskazują, że obecnie występują tylko niewielkie różnice w stężeniach ^{137}Cs związane z gatunkiem ryb. Nie zaobserwowano również różnic związanych z lokalizacją połowów z wyjątkiem jednej z pięciu analizowanych próbek śledzia w której stężenie ^{137}Cs wynosiło $1,77 \pm 0,13 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$. Zakres stężeń w pozostałych próbkach śledzia wynosił $2,04 \div 2,35 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$. Powyższa próbka pochodziła z rejonu Basenu Bornholmskiego, gdzie prawdopodobnie dotarła część śledzi z Morza Północnego, charakteryzujących się niższymi stężeniami tego izotopu. Niższe stężenia ^{137}Cs w niektórych próbkach śledzi z rejonu Basenu Bornholmskiego odnotowano również we wcześniejszych latach. W roku 2016 ($1,68 \pm 0,10$ i $1,86 \pm 0,10 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$) przy średnim stężeniu $2,54 \pm 0,66 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w roku 2017 ($1,19 \pm 0,05 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ przy średnim stężeniu $2,66 \pm 0,74 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ oraz w roku 2019 ($1,47 \pm 0,10 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$) – średnie stężenie $2,28 \pm 0,42 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Biorąc pod uwagę obszary badań, w 2022 roku dobry stan środowiska został osiągnięty w przypadku śledzia i szprota we wszystkich basenach. W przypadku dorsza określone stężenia ^{137}Cs są nieznacznie przekroczone, a w przypadku stornia w dwóch basenach na granicy dobrego stanu środowiska: Basen Gdański ($2,55 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$) i Wschodni Basen Gdański ($2,65 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$) (Rys. II.156).





Rys. II.156. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2012-2022; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.

Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w roku 2022 wyliczone dla czterech gatunków ryb wynosi $2,45 \pm 0,38$ Bq kg⁻¹ m.m. i jest nieznacznie niższe od określonego w roku 2021 wynoszącego $2,63 \pm 0,45$ Bq kg⁻¹ m.m. Ryby są uznanym bioindykatorem długoterminowych zmian stężeń radionuklidów obserwowanych w wodzie morskiej. W ostatnich latach aktywność ^{137}Cs utrzymywała się praktycznie na tym samym poziomie. Zmiany jego stężeń w czasie charakteryzują się trendem malejącym, ale wyraźne różnice widoczne są dopiero w dłuższych okresach. Rys. II.157 prezentuje średnie stężenia ^{137}Cs w wyliczone dla czterech gatunków ryb w latach 1985-2022.

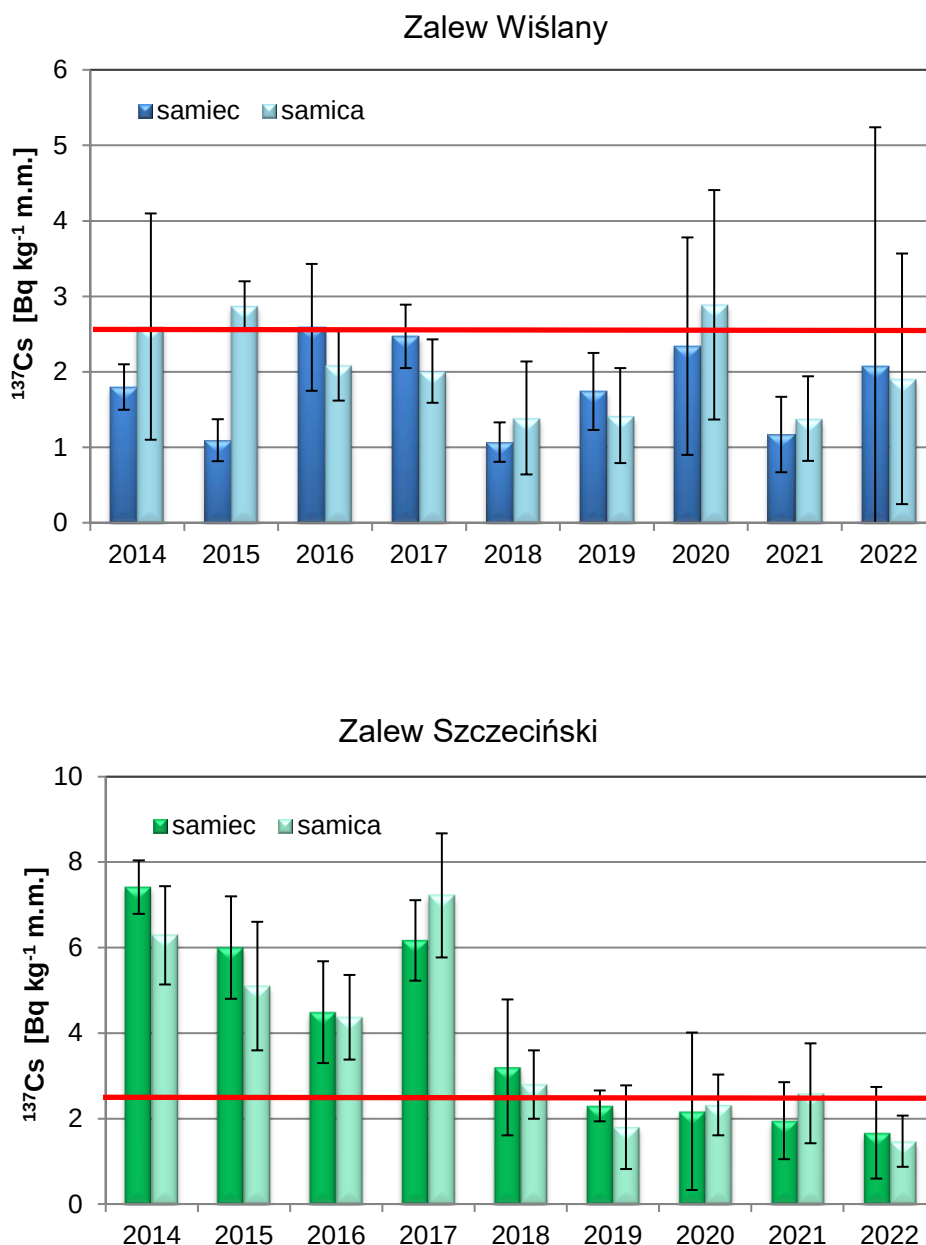


Rys. II.157. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985-2022.

W 2022 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku analizy mające na celu określenie stężeń promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) odłowionych w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim. Aktywności ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w zakresie w przypadku samic: od 0,34 do 2,54 Bq kg⁻¹ m.m. oraz od 0,7 do 4,6 Bq kg⁻¹ m.m. w przypadku samców (Rys. II.158). Średnie aktywność ^{137}Cs u samców wynosiła 1,7 Bq kg⁻¹ m.m. i była nieznacznie wyższy niż u samic 1,5 Bq kg⁻¹ m.m. W Zalewie Wiślanym stężenia badanego izotopu w przypadku

obydwu płci pozostawały na wyższym poziomie i zaobserwowano znaczący wzrost w porównaniu do próbek z roku 2021. Średnie wartości wynosiły odpowiednio $1,9 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samice) i $2,1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samce) a za znaczący wzrost odpowiadały pojedyncze osobniki w których zmierzono podwyższone aktywności $6,6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samica) i $11,4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samiec). Odrzucając pojedyncze wyniki w obydwu płciach, średnie aktywności dla samców i samic w roku 2022 byłyby znacząco niższe i wynosiły $1,4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samica) i $1,02 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samiec).

Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego równego $2,5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ określonego dla śledzi (dla okoni taka wartość nie została wyznaczona), stan środowiska Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w zakresie skażenia ryb promieniotwórczym należy uznać za stan dobry (Rys. II.158).



Rys. II.158. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 - 2022 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.3.2. Metale ciężkie

Ryby i małże

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2022 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi wykonano w oparciu o wartości graniczne stężeń metali ciężkich – kadm (Cd), ołów (Pb) i rtęć (Hg) – w organizmach. Ocenę przeprowadzono dla siedmiu akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (Rys. II.2). Jako wartości graniczne, determinujące określony stan środowiska morskiego – GES/subGES – dla ołowiu i rtęci przyjęto poziomy zalecane przez wytyczne KE oraz regionalne konwencje (dyrektywa 2013/39, HELCOM 2012, OSPAR 2009). W przypadku kadmu aktualną wartość graniczną dobrego stanu środowiska morskiego ($0,160 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) uzgodniono na poziomie HELCOM oraz zastosowano w trzeciej holistycznej ocenie (HOLAS 3) Morza Bałtyckiego.

Ocenę wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wykonano w oparciu o wyniki badań śledzia z łowiska władystawowskiego, natomiast wód Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla śledzia z łowiska kołobrzescodartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej. Stan wód Basenu Gdańskiego oceniono na podstawie stężeń metali w tkankach storni pozyskanych w 2022 roku. Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o zawartość metali w storni odłowionej w rejonie Dartówka. Bazą do oceny wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego były stężenia metali w małżach w rejonie Sopotu. Stan Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego oceniono w oparciu o stężenia metali ciężkich w wątrobie i tkance mięśniowej okonia. W Tabeli II.47 przedstawiono stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus edulis*) odłowionych w ocenianych akwenach Bałtyku w 2022 r. na tle średnich stężeń (wartości w nawiasach) z dziesięciolecia lub krótszego okresu pomiarów. Rtęć oznaczano w tkance mięśniowej ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach. Podane wartości dotyczą zawartości metali w mokrej masie próbek.

Najwyższym stężeniem kadmu w 2022 r. charakteryzuje się wątroba śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego ($0,420 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$). Na podobnym poziomie kształtowało się stężenie kadmu w wątrobie śledzia z Basenu Bornholmskiego ($0,370 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$). Pomiarzy wykazały, że stężenia kadmu w wątrobach storni z Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego były prawie czterokrotnie oraz ponad dwukrotnie niższe i wynosiły odpowiednio – $0,119$ oraz $0,182$ i $0,193 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Stężenie kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego było niższe około dziewięciokrotnie ($0,049 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$), a w okoni z Zalewu Wiślanego ponad sześciokrotnie niższe – $0,068 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Stężenia ołowiu w wątrobach śledzia, storni i okonia, niezależnie od gatunku oraz rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach $0,024$ – $0,049 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Jedynie wyższe wartości stężeń ołowiu w wątrobie odnotowano w przypadku storni z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego ($0,073 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$). W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się wyższymi stężeniami ($0,036$ – $0,043 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) od stężeń w śledziu ($0,019$ – $0,021 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$).

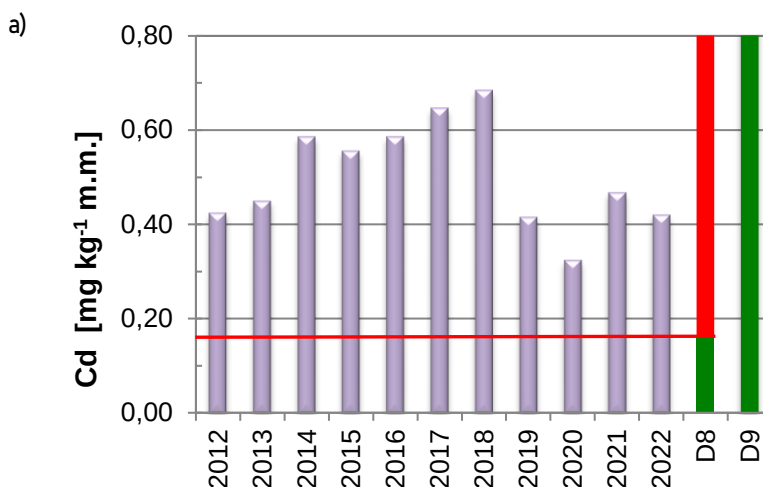
Na niższym poziomie co stężenia metali ciężkich w wieloleciu, kształtują się w 2022 r. stężenia w omłku pochodzącym ze strefy przybrzeżnej Basenu Gdańskiego (Tabela II.47).

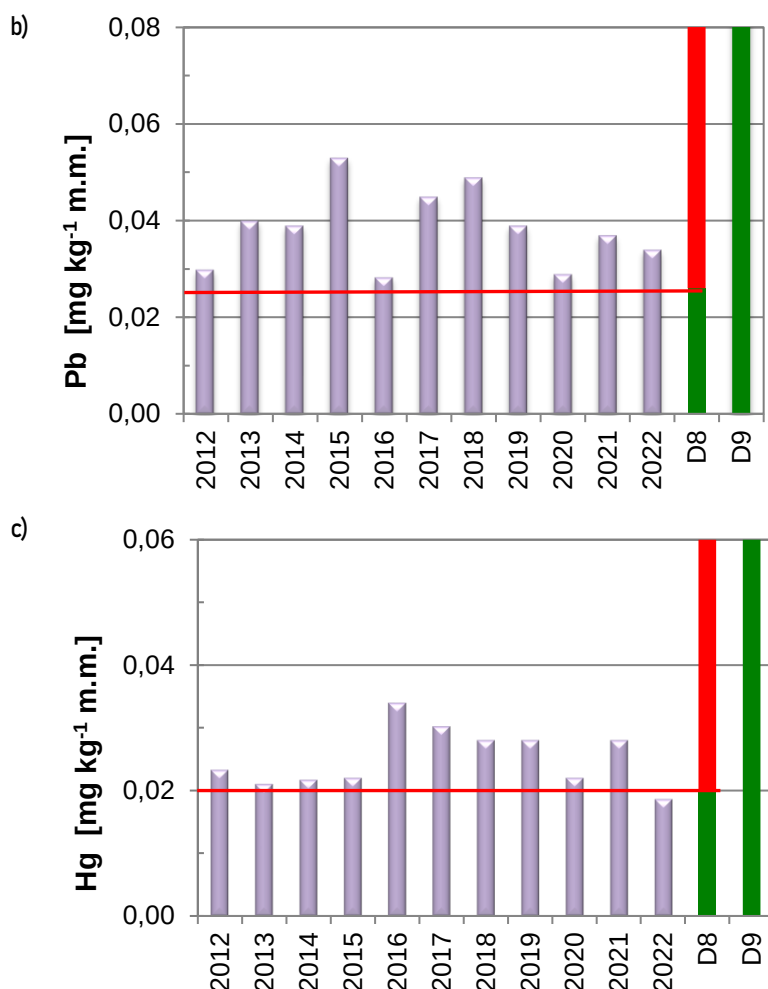
Tabela II.47. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2022 r.; w nawiasach średnia z okresu 2012-2021.

Podakwen	Gatunek	Cd [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]	Pb [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]	Hg [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,420 (0,511)	0,034 (0,039)	0,019 (0,025)
Basen Bornholmski	śledź	0,370 (0,510)	0,048 (0,042)	0,021 (0,025)
	stornia	0,182 (0,215)	0,029 (0,043)	0,036 (0,039)
Basen Gdański	stornia	0,119 (0,192) ¹	0,049 (0,069) ¹	0,042 (0,058) ¹
polские wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	0,193 (0,612) ²	0,073 (0,115) ²	0,043 (0,075) ²
polские wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek	0,094 (0,176)	0,099 (0,110)	0,007 (0,009)
Zalew Szczeciński	okoń	0,049 (0,057) ³	0,048 (0,039) ³	0,038 (0,054) ³
Zalew Wiślany	okoń	0,068 (0,146) ³	0,024 (0,031) ³	0,040 (0,072) ³

¹ – średnia wartość stężenia z lat 2016-2021, ² – średnia wartość stężenia z lat 2020-2021.; ³ – średnia wartość stężenia z lat 2014-2021

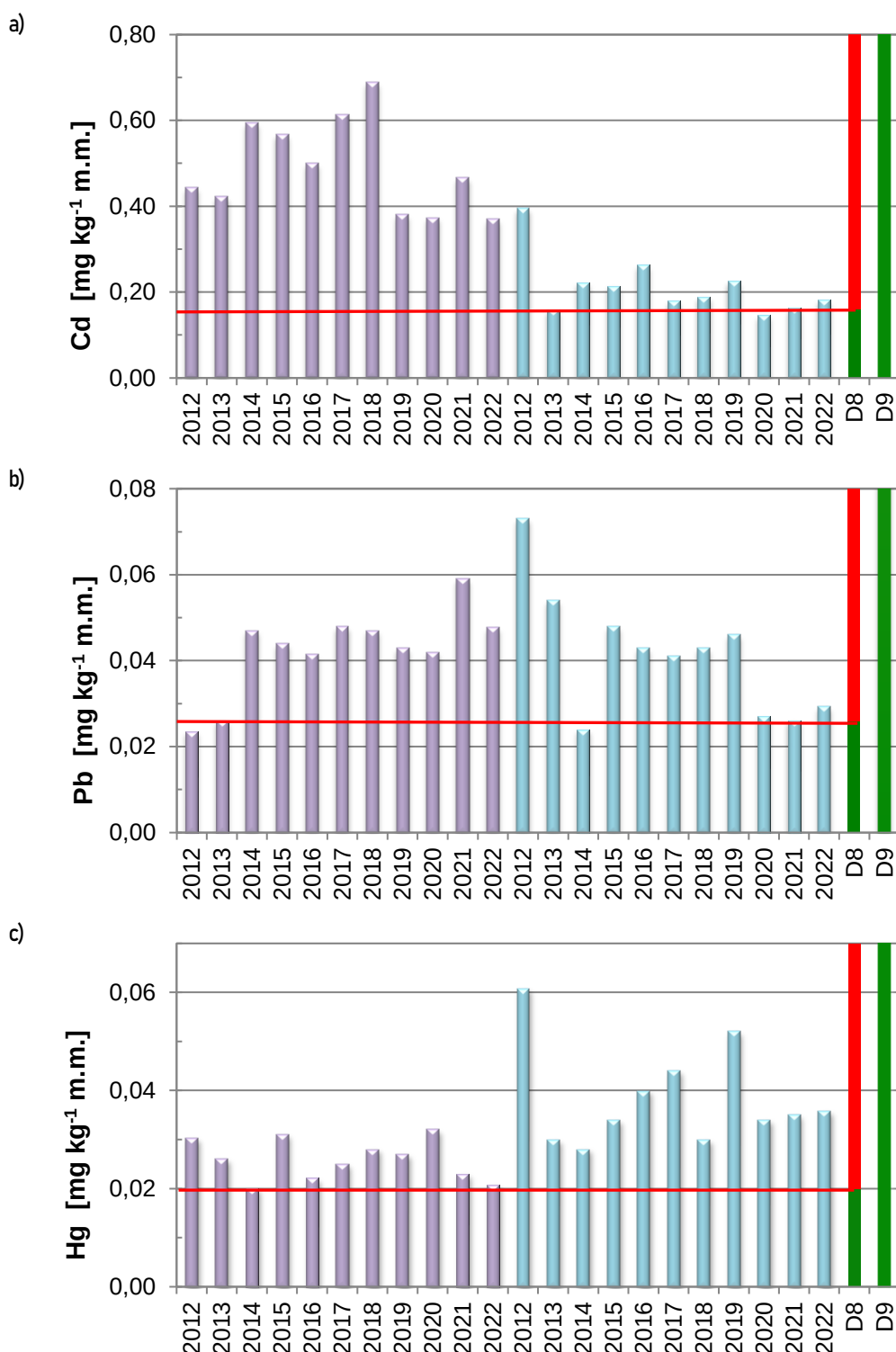
W wątrobach śledzia z łowiska władysławowskiego w okresie 2012-2018 zaobserwowano wzrost stężenia kadmu do poziomu $0,683 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Rys. II.159a). W 2020 r. odnotowano najniższe stężenie kadmu w wieloleciu – $0,324 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, jednak w latach 2021 – 2022 zawartość kadmu wzrosła ($0,467$ i $0,420 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$). Stężenie ołowiu w całym okresie 2012-2022 przekraczało granicę GES/subGES ($0,026 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$). Najwyższe stężenie ołowiu odnotowano w roku 2015 i 2018 – $0,053$ i $0,049 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Rys. II.159b). W 2022 r. stężenie ołowiu kształtowało się na niższym poziomie co stężenie w wieloleciu – $0,039 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Stężenia rtęci w tkance mięśniowej śledzia od roku 2016, kiedy to odnotowano najwyższe stężenie rtęci ($0,034 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) w omawianym okresie, wykazuje tendencję spadkową (Rys. II.159c). W 2022 r., tak jak w przypadku kadmu i ołowiu, odnotowano niższą zawartość rtęci niż w 2021 r. W 2022 roku stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach przekroczyły granice GES/subGES dla cechy D8. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).





Rys. II.159. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg⁻¹ m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2012-2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

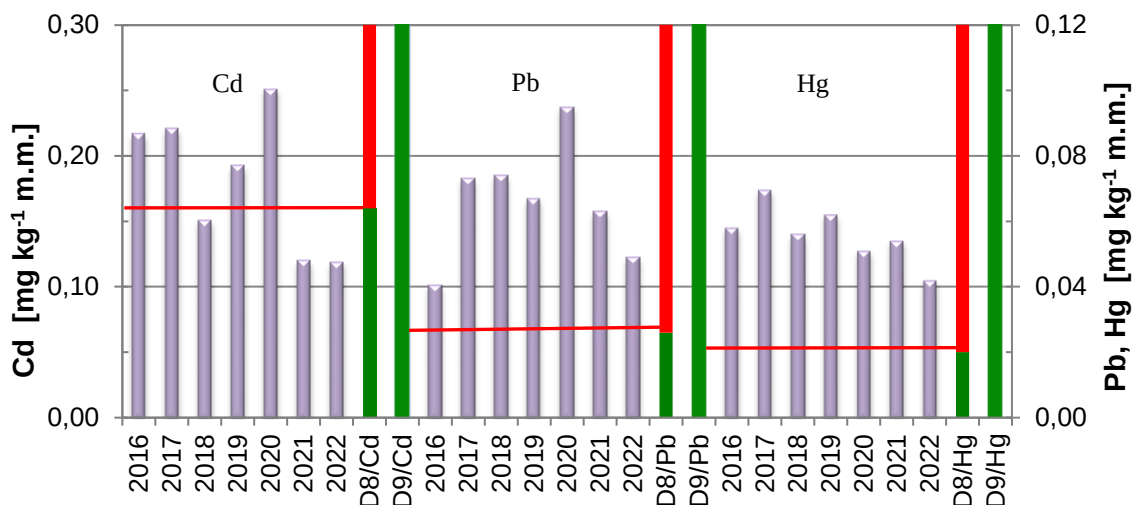
Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje stan wód Basenu Bornholmskiego jako nieodpowiedni w całym okresie 2012-2022 (Rys. II.160a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło wartości 0,026 mg kg⁻¹ m.m., określającej granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu wód, tylko w latach 2012-2013 (Rys. II.160b). Poziom rtęci w tkance śledzia w całym okresie 2012-2022 (z wyjątkiem roku 2014) przekraczał wartość graniczną GES/subGES – 0,020 mg kg⁻¹ m.m. (Rys. II.160c). Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Pomorskiej mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska w roku 2013 oraz 2020. Stężenie ołowiu (z wyjątkiem roku 2014) oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekraczają poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.160). Ponieważ dla wód Basenu Bornholmskiego z sześciu wartości stężeń omawianych metali w 2022 r. wszystkie przekraczają granicę GES/subGES dla cechy D8, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



Rys. II.160. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg⁻¹ m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2012-2022 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012-2022 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

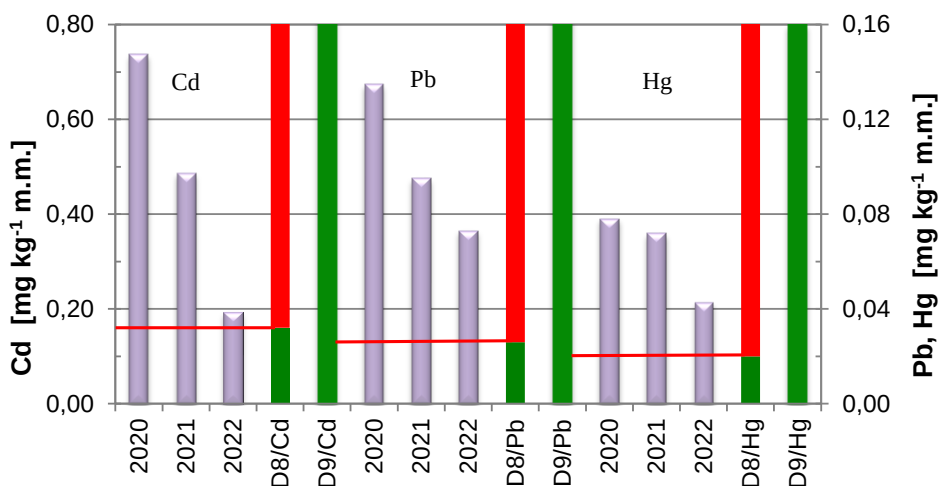
Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Gdańskiej mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska w roku 2018 i 2021 - 2022. Stężenie ołowiu w wątrobie oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekraczają poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.161).

W 2022 r. ze względu na to, iż stężenia ołowiu i rtęci w tkankach storni przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, stan wód Basenu Gdańskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



Rys. II.161. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Gdańskiego w latach 2016–2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

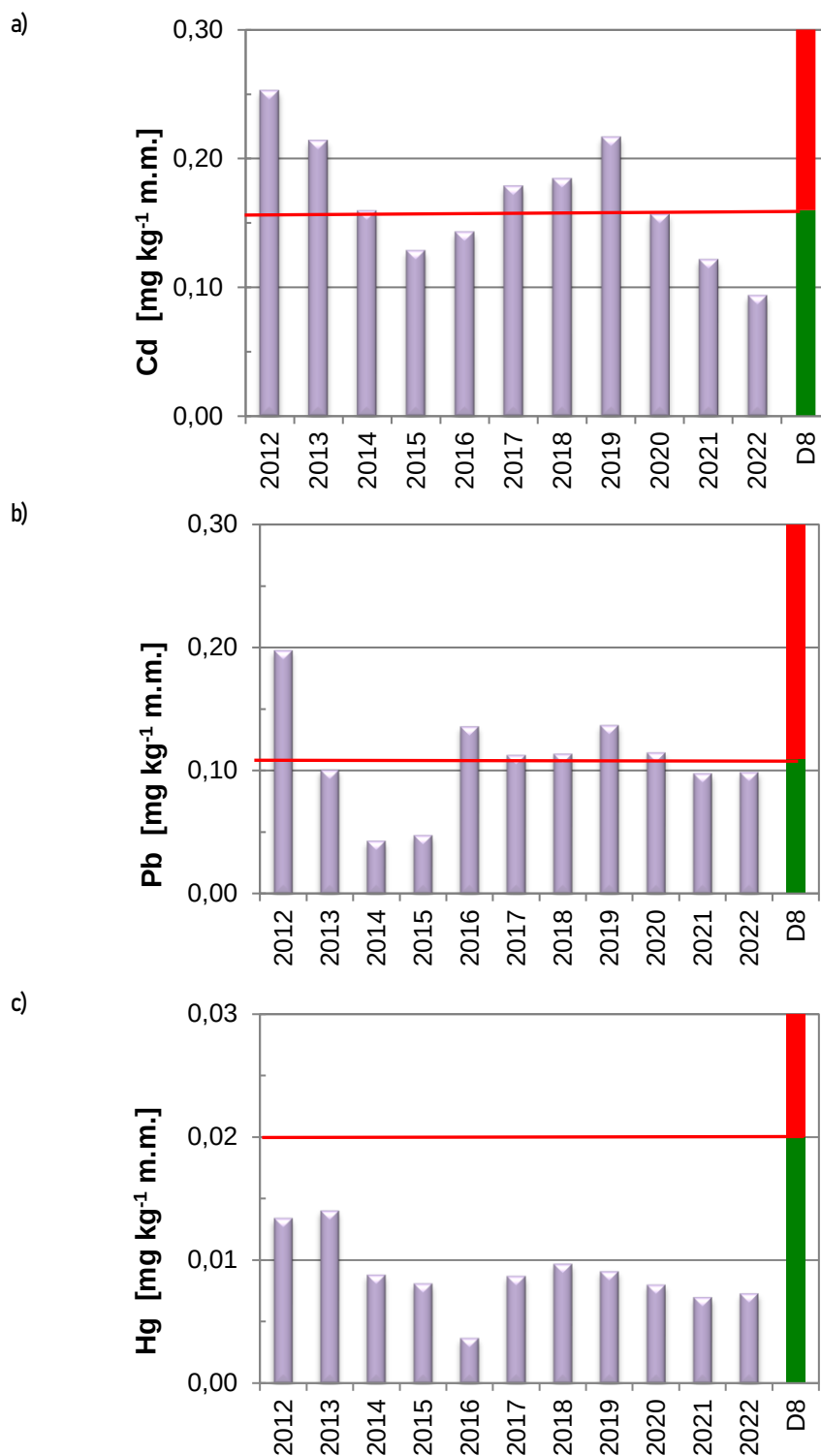
Ocenę wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w 2022 r. wykonano dopiero po raz trzeci w oparciu o zawartość metali w storni odtłowionej w rejonie Dartówka. Tak jak w 2020 i 2021 r. stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach oraz rtęci w mięśniach storni przekroczyły granice GES/subGES dla cechy D8 (Rys. II.162). Stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).



Rys. II.162. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2020–2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

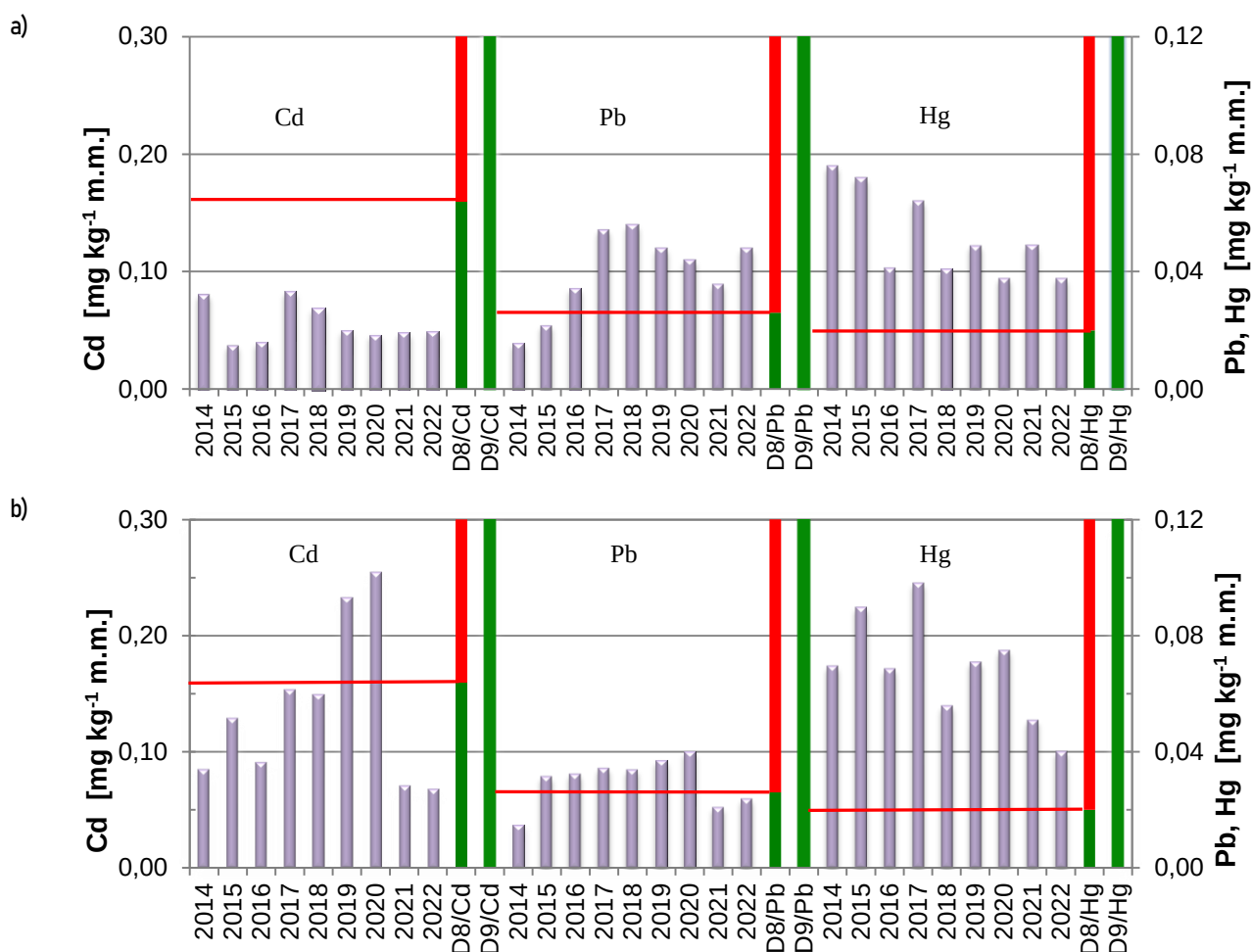
Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w okresie pomiarów (2012–2022) nie przekraczało poziomu określającego dobry stan środowiska ($0,160 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) w latach 2015 – 2016 i 2020 – 2022 (Rys. II.163a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2012–2022 polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem (stan wód nieodpowiedni), przy czym stan dobry obserwowano w latach 2013 – 2015 i 2021 – 2022 (Rys. II.163b). Stężenie rtęci w małżach zmieniało się od wartości najwyższej $0,014 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w 2013 roku do najniższej $0,004 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w 2016 roku. Zanieczyszczenie małży rtęcią w całym okresie pomiarów utrzymywało się

na poziomie właściwym dla dobrego stanu wód (Rys. II.163c). W 2022 r. ze względu na to, iż stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach małży nie przekroczyły wartości określających dobry stan środowiska, stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego należy określić jako dobry – GES.



Rys. II.163. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg⁻¹ m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2012–2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.

Ocenę stanu wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń metali w tkankach okonia odławianego od roku 2014. Stężenia kadmu w wątrobach okonia pochodzącego z obu zalewów (wyjątkiem jest okień z Zalewu Wiślanego w latach 2019 – 2020) mieściły się w granicach określonych dla dobrego stanu wód (Rys. II.164a, b). Średnie stężenie kadmu w okoniu z Zalewu Wiślanego w 2022 r. było o 40% wyższe od stężenia w okoniu odłowionym w Zalewie Szczecińskim. Stężenie ołowiu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 – 2015 oraz w okoniu z Zalewu Wiślanego w latach 2014 i 2021 – 2022 nie przekroczyło wartości $0,026 \text{ mg kg}^{-1}$ określającej granicę dobrego stanu dla zanieczyszczenia ołowiem. Stężenie rtęci w tkance mięśniowej okonia z obu zalewów znacznie przekracza granicę dobrego stanu dla rtęci ($0,020 \text{ mg kg}^{-1}$) w całym okresie pomiarów. Z uwagi na to, iż w 2022 r. stężenia ołowiu i rtęci w tkankach okonia z Zalewu Szczecińskiego oraz stężenia rtęci w tkankach okonia z Zalewu Wiślanego przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, stan wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



Rys. II.164. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014–2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

Stężenia metali ciężkich w tkankach ryb przeznaczonych do spożycia nie mogą przekraczać wartości granicznych, które dla kadmu i ołowiu w wątrobie oraz rtęci w tkance mięśniowej ryb przeznaczonych do spożycia wynoszą odpowiednio: $1,00 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, $1,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (HELCOM 2012). Stężenia metali w śledziu, storni i okoniu we wszystkich obszarach oceny, jak również w całym okresie pomiarów nie przekroczyły podanych wartości (Rys. II.159–Rys. II.162 i Rys. II.164). Biorąc pod uwagę powyższe należy stwierdzić, że stężenia metali ciężkich w rybach odłowionych w polskich obszarach morskich Bałtyku w 2022 r. i przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekraczają poziomów ustanowionych dla cechy D9 i pod tym względem stan środowiska należy zakwalifikować jako dobry – GES.

Rośliny makrofytobentosowe

W 2022 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu ceszu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofytobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w ramach monitoringu stanu makrofytobentosu w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Głazowisko Ławica Słupska w dwóch sezonach (letnim i jesiennym). Do badań wytypowano osiem gatunków: cztery reprezentujące makroglony – *Verterbrata fucoides* (poprzednia nazwa *Polysiphonia fucoides*), *Furcellaria lumbricalis*, *Coccolytus truncatus* i *Ceramium diaphanum*, trzy należące do roślin naczyniowych – *Zostera marina*, *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris* oraz *Chara baltica* gatunek reprezentujący ramienice. *V. fucoides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi dla Klifu Orłowskiego i Głazowiska Rowy. W rejonie Głazowiska Ławica Słupska wystąpiły *F. lumbricalis*, *C. truncatus* i *C. diaphanum*, natomiast *Z. marina*, *C. baltica*, *S. pectinata* i *Z. palustris* dość licznie wystąpiły w rejonie Jamy Kuźnickiej.

Słupki na wykresach (Rys. II.165 – Rys. II.168) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach w danej lokalizacji.

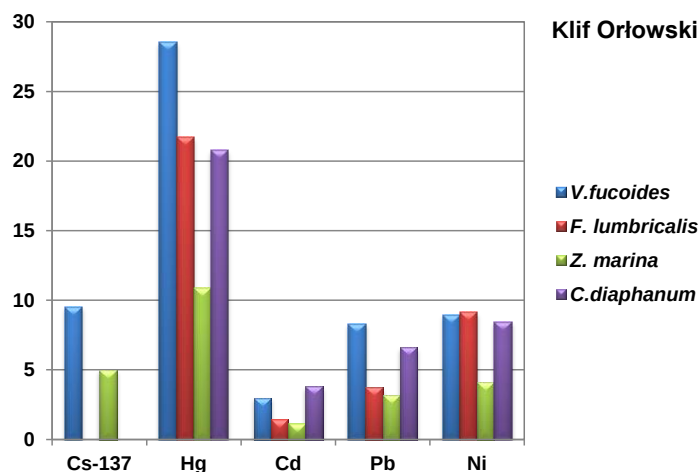
W 2022 roku, największe stężenia Hg, charakteryzowały, podobnie jak w roku poprzednim, tkanki krasnorostów. Najwyższą wartość równą $28,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. zidentyfikowano w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego. Nieco mniejsza wartość wystąpiła w *F. lumbricalis* ($21,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) i *C. diaphanum* ($20,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) w tej samej lokalizacji, podczas gdy w rejonie Głazowiska Rowy, te trzy gatunki charakteryzowały się wartościami odpowiednio $27,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m., $15,9 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. i $13,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. Stężenia Hg w tkankach krasnorostów w rejonie Ławicy Słupskiej były na poziomie $14\text{--}18 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m., co może świadczyć o mniejszej presji lądowej w tym rejonie. Podobne poziomy Hg wystąpiły w gatunkach: *S. pectinata*, *Z. palustris* i *C. baltica* w rejonie Jamy Kuźnickiej.

Stężenia Pb pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od $3,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. do $9,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w przypadku wszystkich tkanek krasnorostów. W rejonie Jamy Kuźnickiej w przypadku gatunków roślin naczyniowych stężenia Pb były mniejsze ($2,5\text{--}0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.).

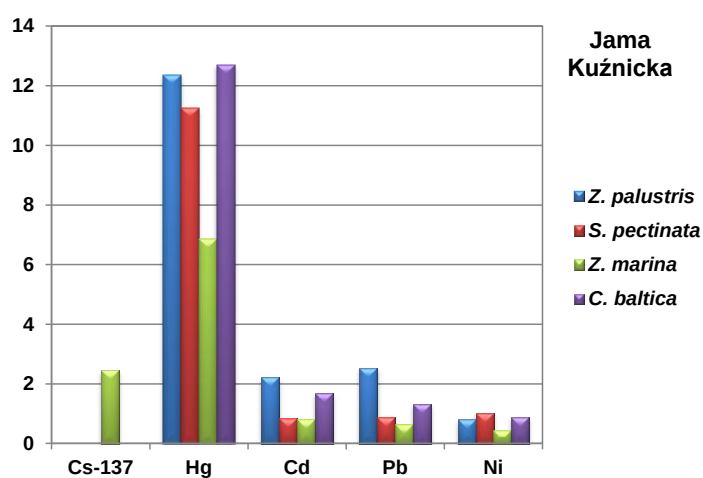
W 2022 roku stężenia Cd w tkankach roślin makrofytobentosowych były wyższe niż w roku poprzednim. W przypadku krasnorostów pozostawały w zakresie od $0,4$ do $3,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. Największa wartość charakteryzowała próbkę *C. diaphanum* pobraną w rejonie Klifu Orłowskiego ($3,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.). Zawartość Cd w tkankach roślin naczyniowych była na poziomie od $0,8$ do $2,2 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

W przypadku krasnorostów największe stężenie Ni odnotowano w *F. lumbricalis* w rejonie Ławicy Słupskiej ($14,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.). W pozostałych dwóch lokalizacjach tkanki *F. lumbricalis* charakteryzowały się zawartością Ni na poziomie 10 mg kg^{-1} s.m. W przypadku *V. fucoides* stężenia Ni wyniosły $8,9 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i $3,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w Rowach. W przypadku *C. diaphanum* poziomy Ni pozostawały na zbliżonym poziomie od 4 do 8 mg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego, Głazowiska Rowy i Ławicy Słupskiej. Zawartość Ni w tkankach roślin naczyniowych z Jamy Kuźnickiej pozostawała na poziomie 1 mg kg^{-1} s.m., natomiast w *C. baltica* wyniosła $0,9 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

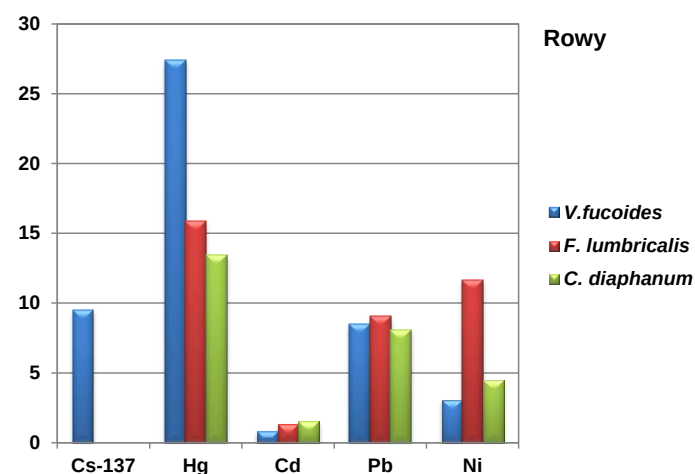
W 2022 roku największa średnia aktywność ^{137}Cs ($9,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ s.m.) wystąpiła w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego oraz Głazowiska Rowy.



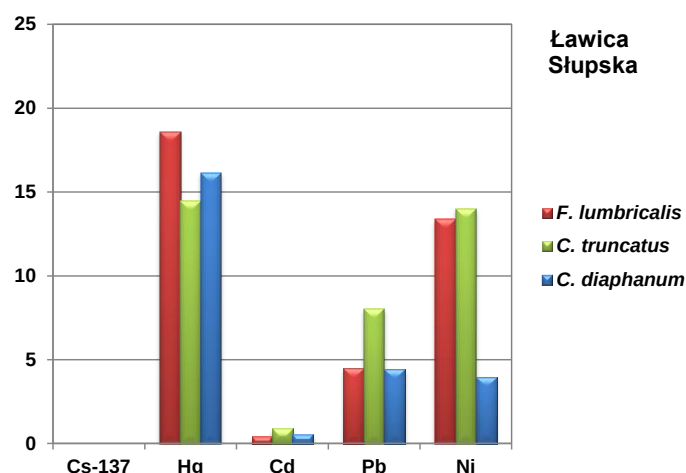
Rys. II.165. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2022 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).



Rys. II.166. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2022 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).

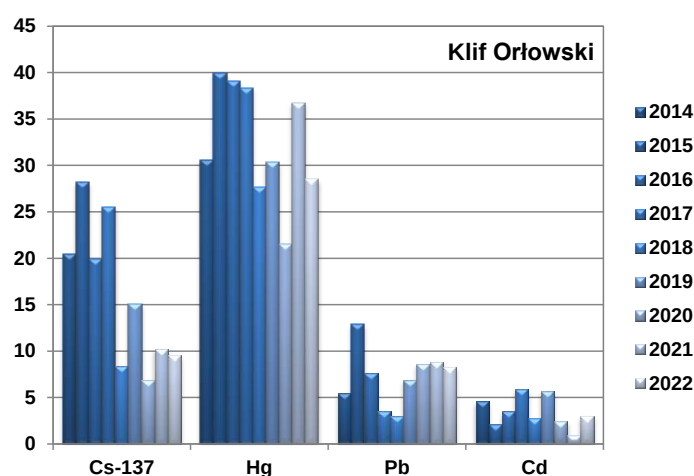


Rys. II.167. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2022 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).



Rys. II.168. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2022 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).

W latach 2014–2022 stężenia metali w tkankach *V. fucoides* z rejonu Klifu Orłowskiego zmieniały się w zakresach 21,5 – 40 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w przypadku Hg, 3,0 – 12,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku Pb i 0,9 – 5,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku Cd (Rys. II.169). Stężenie Hg w 2022 roku wyniosło 28,5 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. i było niższe niż w roku poprzednim. Stężenie Pb w 2022 roku było praktycznie identyczne, jak w 2021 i wyniosło 8,3 mg kg^{-1} s.m. W 2022 roku stężenie Cd (3,0 mg kg^{-1} s.m.), które w roku 2021 uległo znacznemu obniżeniu, odnotowano na poziomie podobnym jak w latach 2014–2020. W okresie objętym badaniami nie obserwuje się jednoznacznych trendów w stężeniach metali w *V. fucoides*, które wskazywałyby na określone zmiany zachodzące w środowisku. W przypadku ^{137}Cs , jego stężenie w 2022 r. wyniosło 9,5 Bq kg^{-1} s.m.



Rys. II.169. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014–2022 (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26).

Biorąc pod uwagę lokalizację obszarów występowania roślinności makrofytobentosowej, stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego może być opisany na podstawie wyników uzyskanych dla rejonu Klifu Orłowskiego i Jamy Kuźnickiej, rejon Rowów charakteryzuje wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, natomiast Ławica Słupska może być reprezentatywna dla Basenu Bornholmskiego. W celu dokonania oceny stanu środowiska wartości średnie stężeń poszczególnych substancji wyznaczone dla obszarów oceny zostały odniesione do wartości docelowych wyznaczających granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim (Zalewska 2015, Zalewska i Danowska 2017).

W przypadku wszystkich trzech obszarów: wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i Basenu Bornholmskiego stan środowiska w zakresie stężeń metali: Hg, Pb, Cd, Ni i ^{137}Cs oceniony na podstawie analiz tkanek roślin makrofitobentosowych można uznać za dobry.

II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2022 roku zgodnej z RDSM dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenylesterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenę poddano uzyskane stężenia PBDE w mięśniach ryb i tkankach miękkich małży w siedmiu akwenach polskiej części Bałtyku (Rys. II.2), zgodnie z podziałem zaproponowanym wg HELCOM MAS (HELCOM 2013). Ocenę stanu wód Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń polibromowanych difenylesterów (PBDE) w tkankach mięśniowych okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionego w latach 2014–2022. Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oceniono w oparciu o stężenia PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilus edulis*) odłowionych z okolic Sopotu. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oceniono w oparciu o stężenia polibromowanych difenylesterów w tkance mięśniowej śledzia (*Clupea harengus*) z łowiska władystawowskiego. Ocenę stanu wód Basenu Bornholmskiego dokonano w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea harengus*) i storni (*Platichthys flesus*) natomiast polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni (*Platichthys flesus*). Stan wód Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość polibromowanych difenylesterów w tkankach mięśniowych storni odłowionej z Zatoki Gdańskiej. Tabela II.48 przedstawia sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) oraz tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) odłowionych w latach 2012–2022 z wód wszystkich badanych akwenów.

W 2022 r. zaobserwowano wzrost zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni odłowionej z wód Basenu Gdańskiego w porównaniu do ubiegłych lat (2016–2021). Stężenie 6 kongenerów PBDE w tkankach mięśniowych storni z wód Basenu Bornholmskiego w 2022 r. utrzymały się na podobnych poziomach zanieczyszczeń co w ostatnich trzech latach badań. Natomiast w tkankach mięśniowych śledzi z tego samego akwenu odnotowano znaczący wzrost stężenia w porównaniu do ostatnich lat badań, uzyskując stężenie $1,12 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$, zbliżając się tym samym do wartości stężenia uzyskanej w 2013r. – $1,29 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$ Wzrost stężeń PBDE zaobserwowano także w tkankach mięśniowych śledzia odłowionego z wód Basenu Gotlandzkiego oraz storni pochodzących z polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. W tkankach mięśniowych okonia pozyskanego z Zalewu Szczecińskiego zaobserwowano 2,5-krotny spadek zawartości difenylesterów w porównaniu do 2021 r, Drastyczny wzrost stężenia sumy 6-ciu kongenerów PBDE odnotowano w tkankach mięśniowych okonia pochodzącego z wód Zalewu Wiślanego uzyskując stężenie $3,59 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$ Jest to najwyższe stężenie difenylesterów od początku prowadzenia monitoringu zawartości tych związków (od 2014 r.).

Ocenę stanu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń PBDE w tkankach omułka odłowionego w latach 2012–2022. W 2022 r. w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu odnotowano wzrost stężenia PBDE w porównaniu z 2021 r. uzyskując stężenie odpowiadające poziomowi stężeń z 2016 r. Na podstawie wyników oznaczeń polibromowanych difenylesterów (PBDE) w organizmach odłowionych w 2022 r. z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za nieodpowiedni (subGES) według RDSM.

Tabela II.48. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenylesterów (PBDE) w mięśniach ryb [ng g⁻¹ m.m.] i w tkance miękkiej małży [ng g⁻¹ m.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony – brak w tabeli) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	Wartość GES/subGES	Σ PBDE										
			2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,0085	0,67	1,29	0,9	0,63	0,30	0,32	0,19	0,28	0,23	0,18	0,32
Basen Bornholmski	śledź		0,67	1,29	0,9	0,63	0,23	0,23	0,20	0,24	0,18	0,21	1,13
	stornia		0,82	1,39	0,67	0,45	0,03	0,01	0,02	0,08	0,09	0,11	0,09
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,12	0,11	0,09	0,18	0,14	0,17	0,23
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omutek		0,04	0,65	0,71	0,56	0,21	0,13	0,09	0,03	0,15	0,08	0,19
Zalew Wiśłany	okoń		b.d.	b.d.	0,030	0,020	0,01	0,04	0,004	0,01	0,09	0,13	3,59
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	b.d.	0,040	0,070	0,02	0,01	0,01	0,13	0,12	0,18	0,07
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	4,45	0,12	0,24
	omutek		0,013	0,199	0,029	<0,0053	0,084	0,014	0,008	b.m.	b.d.*	b.d.*	b.d.*

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2014, 2016 i 2020 roku,

b.m. – brak materiału do analizy (organizmy zbyt małe, aby wydzielić tkankę miękką,

b.d.* – w 2020 r. nastąpiła zmiana matrycy z tkanki miękkiej omutka na tkankę mięśniową storni.

Na podstawie otrzymanych wartości stężeń heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach odłowionych w 2022 r. z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego (Tabela II.49) stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za dobry (GES) według RDSM. Wartość graniczna między dobrym, a złym stanem środowiska pod względem zanieczyszczenia HBCDD wynosi 167 µg kg⁻¹ m.m. W większości badanych akwenów w 2022 r. odnotowano wzrost wartości stężeń analizowanego związku względem roku 2021. Wyjątek stanowią wartości HBCDD uzyskane w tkankach mięśniowych okoni pochodzących z wód Zalewu Szczecińskiego.

Tabela II.49. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [µg kg⁻¹ m.m.] i w tkance miękkiej małży [µg kg⁻¹ s.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry–GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Gatunek	Granica dobrego stanu	HBCDD										
			2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	167	1,65	0,99	1,16	0,98	0,648	0,578	0,318	0,092	0,246	0,016	0,054
Basen Bornholmski	śledź		1,37	0,11	0,94	0,71	1,211	0,378	0,319	0,120	0,298	0,013	0,037
	stornia		0,05	1,19	0,08	0,04	0,022	0,053	0,052	0,065	0,132	0,013	0,037
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,051	0,097	0,077	0,108	0,251	0,013	0,052
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omutek		1,02	1,14	1,18	0,56	0,672	0,438	0,010	0,260	0,049	<0,004	<0,004
Zalew Wiśłany	okoń		b.d.	b.d.	0,09	0,06	0,014	0,042	0,073	0,074	0,075	0,018	0,019
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	b.d.	0,10	0,07	0,037	0,061	0,046	0,096	0,237	0,020	0,003
polskie wody przybrzeżne	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,118	0,010	0,023
Basenu Bornholmskiego	omutek		0,53	3,404	0,053	<0,119	0,012	<0,03	0,0008	b.m.	b.d.*	b.d.*	b.d.*

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2014, 2016 i 2020 roku,

b.m. – brak materiału do analizy (organizmy zbyt małe, aby wydzielić tkankę miękką,

b.d.* – w 2020 r. nastąpiła zmiana matrycy z tkanki miękkiej omutka na tkankę mięśniową storni.

Sulfonian perfluorooktanowy (PFOS)

Monitoring wód 6 akwenów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego, Zalewu Wiślanego, Zalewu Szczecińskiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w zakresie zanieczyszczenia sulfonianem perfluorooktanowym (PFOS) prowadzony jest od 2014 r. w oparciu o stężenie PFOS w rybach odławianych w tych rejonach (Tabela II.50). W 2022 r. odnotowano wzrost wartości stężeń PFOS w tkance mięśniowej storni odłowionej z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz tkance mięśniowej okonia pobranego z wód Zalewu Wiślanego. Podobnie jak w ubiegłym roku, najwyższe poziomy zanieczyszczeń PFOS w 2022 r. zaobserwowano w tkance śledzi zarówno pochodzących z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego, jaki i wód Basenu Bornholmskiego. W 2022 r. w porównaniu do 2021 r. odnotowano spadek zawartości PFOS w tkankach mięśniowych storni odłowionych z wód Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego. Podobnie jak w latach 2014-2021, w 2022 r. w żadnym z badanych akwenów nie zarejestrowano przekroczenia wartości granicznej, definiującej dobry stan środowiska, określonej w mięśniach ryb dla zanieczyszczenia PFOS na $9,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. Zgodnie z oceną wg RDSM, pod względem zanieczyszczenia tym związkiem stan badanych wód morskich należy uznać za dobry – GES. W 2022 r. po raz pierwszy przeprowadzono badania zawartości kwasu perfluorooktanowego – PFOA w tkankach mięśniowych ryb, wyniki zamieszczono w Tabeli II.50.

Tabela II.50. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Gatunek	PFOS										PFOA
		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2022	2022
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015	0,665	0,829	0,649	0,845	1,972	0,603	0,397	0,038	
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118	0,771	0,941	0,783	0,598	0,865	0,278	0,293	0,770	
	stornia	0,365	0,615	0,818	0,365	0,335	0,585	0,489	0,201	0,039	<0,009	
Basen Gdański	stornia	b.d.	b.d.	0,937	0,636	0,445	0,676	0,645	0,420	0,070	0,519	
Zalew Wiślany	okoń	2,214	1,554	2,899	0,641	1,113	1,037	1,241	0,058	0,147	<0,009	
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692	4,358	0,916	1,844	1,904	1,479	0,240	0,058	0,052	
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,598	0,042	0,123	0,420	

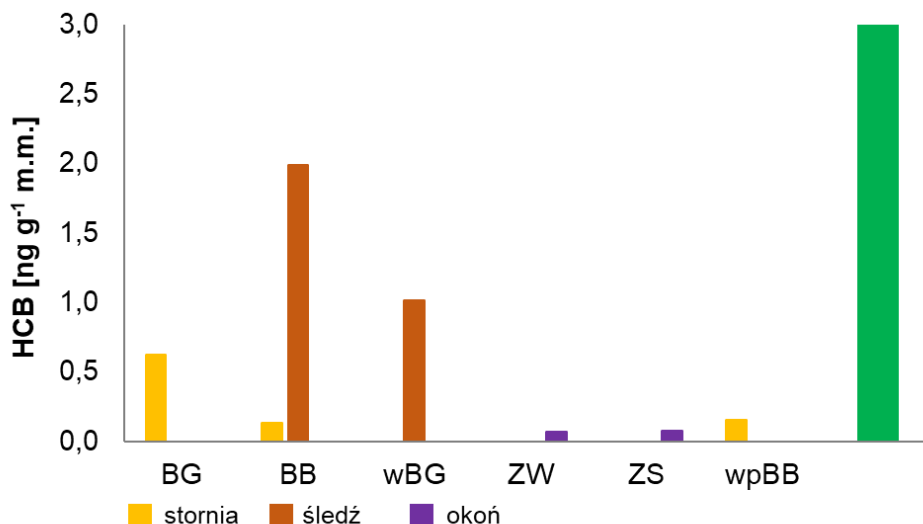
b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2016 i 2020 roku

Związki chloroorganiczne

W oparciu o zawartości heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE), α -, β -endosulfanu oraz 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (7 PCB): CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC) (HELCOM 2003) przeprowadzono ocenę stanu środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia pestycydami chloroorganicznymi (OCP) w 2022 r. Analizowano wartości stężeń OCP i PCB w tkankach ryb odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kotobrzeskodartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa storni z pasa środkowego wybrzeża) oraz w tkankach mięśniowych okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (Gustavson i Jonsson 1999, Falandysz i in. 2002). Badano także zawartość OCP i PCB w tkankach miękkich małży odłowionych z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (tkanka miękka omutka jadalnego z okolic Sopotu).

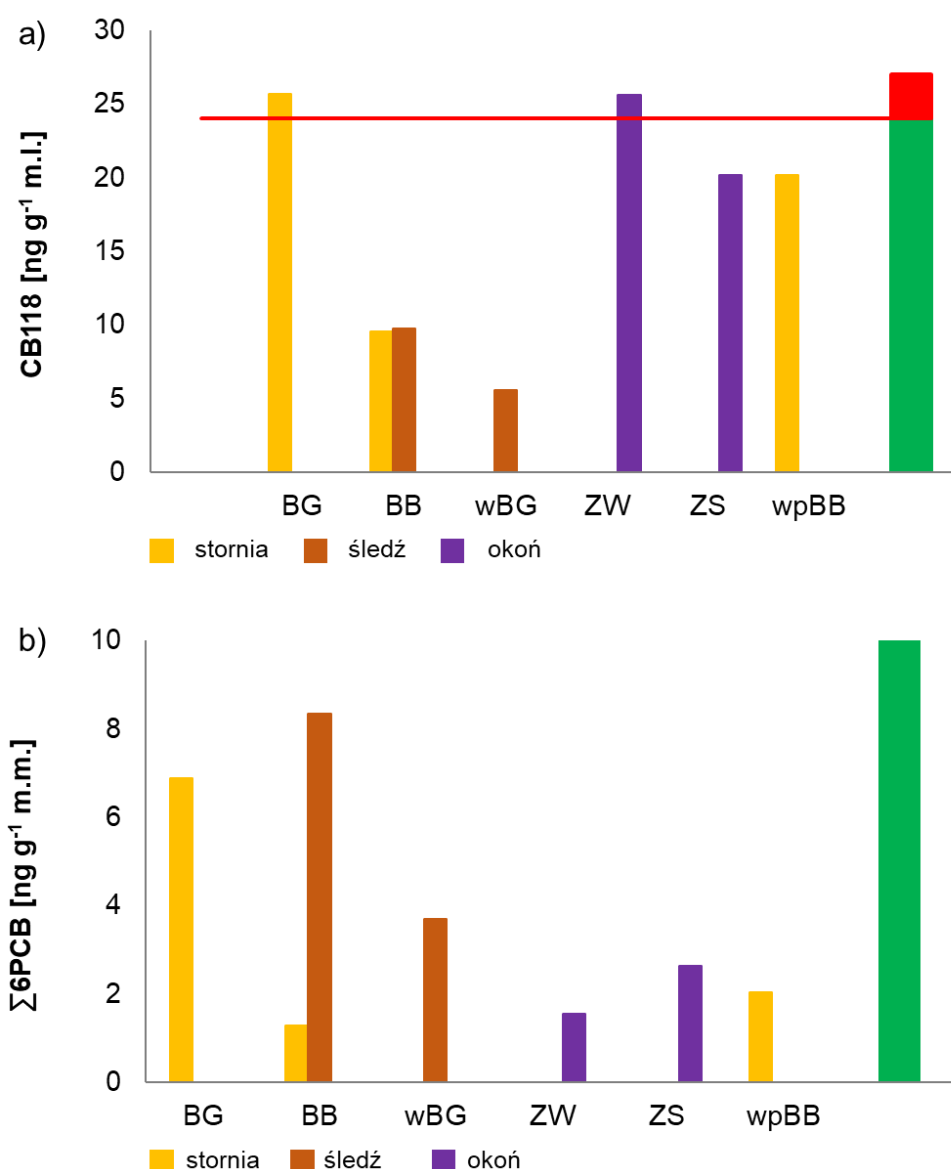
Ocenę stanu środowiska morskiego dla wszystkich badanych akwenów dokonano w oparciu o wartości docelowe heksachlorobenzenu (HCB) i lindanu (gamma HCH) w tkankach mięśniowych ryb. Na wykresie (Rys. II.170) zaprezentowano wartości średnie HCB w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich omawianych akwenach uzyskane w 2022 r. Stan wód w roku 2022 pod względem zanieczyszczenia heksachlorobenzenem należy uznać za dobry (GES) – według wymogów RDSM we wszystkich badanych akwenach. W 2022 r. w 6-ciu badanych akwenach uzyskano wartości

stężeń lindanu poniżej granicy oznaczalności $<0,173 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$, wyjątek stanowiły zawartości gamma HCH w tkankach mięśniowych śledzi pozyskanych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego, gdzie uzyskano średnie stężenie wynoszące $0,179 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$. Dodatkowo badania zawartości lindanu oraz heksachlorobenzenu w tkankach mięśniowych śledzia w latach 2005–2022 kwalifikują stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.



Rys. II.170. Średnie stężenie HCB w tkankach mięśniowych ryb w 2022 r.; BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, ZW – Zalew Wiślany, ZS – Zalew Szczeciński, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).

Rys. II.171 przedstawia średnie stężenie CB 118 oraz Σ6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzewsko-dartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa storni) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). W 2022 r. Σ6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) we wszystkich badanych akwenach wskazują na dobry stan środowiska (GES) – według RDSM. W przypadku analizy zawartości CB 118 w tkankach mięśniowych ryb odnotowano przekroczenie wartości granicznej dobrego stanu środowiska w dwóch badanych akwenach – Basenie Gdańskim (stornia) oraz Zalewie Wiślanym (okoń) uzyskując kolejno średnie stężenia $27,701 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.l.}$ i $25,599 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.l.}$ W związku z tym stan wód w tych akwenach należy określić jako nieodpowiedni – subGES – według RDSM. Na przestrzeni osiemnastu lat badań CB 118 zarejestrowano nieznacznie podwyższone stężenia w próbkach śledzia z lat 2006, 2009, 2013, 2014 i 2018 stanowiące wówczas nieodpowiedni stan środowiska (subGES).



Rys. II.171. Średnie stężenia CB 118 (a) i Σ6 PCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2022 r.; BG - Basen Gdański, BB - Basen Bornholmski, wBG - wschodni Basen Gotlandzki, ZW - Zalew Wiśłany, ZS - Zalew Szczeciński, wpBB- polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupki z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony; poza skalą przy Σ6 PCB).

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

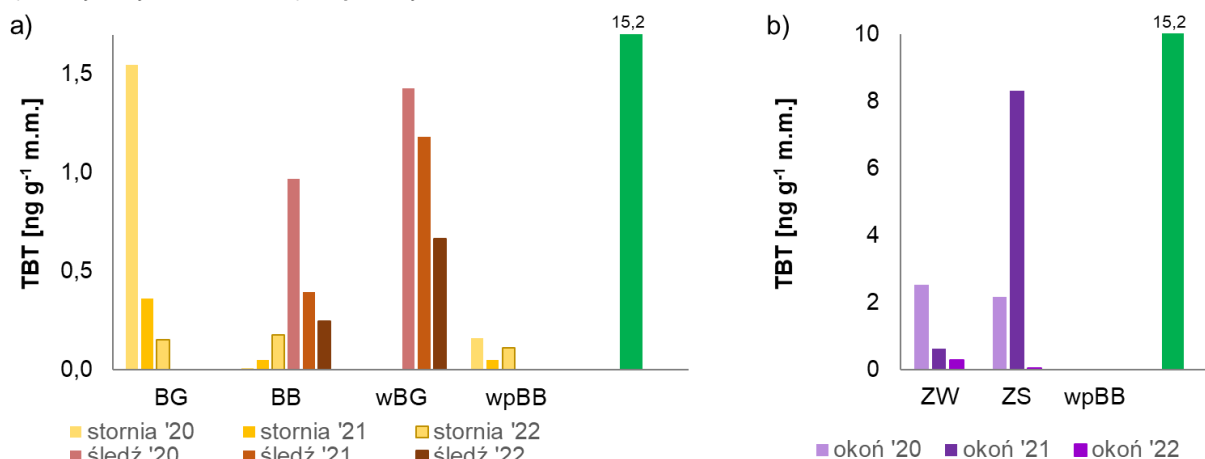
W 2022 r. kontynuowano rozpoczęte w 2013 r. analizy oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodarami aromatycznymi. Stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono na podstawie wartości stężeń 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)peryleny, benzo(a)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omutka jadalnego (*Mytilus edulis*), które odniesiono do wartości, determinujących granice dobrego stanu środowiska morskiego (GES) wg RDSM. Wyniki pomiarów wybranych związków (Tabela II.51) pozwoliły na określenie stanu środowiska Basenu Gdańskiego jako dobrego (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia WWA. Żadne ze stężeń zmierzonych w tkance omutka w 2022 r. nie przekroczyło wartości granicznej.

Tabela II.51. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013-2022 kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

WWA	Wartość GES/subGES	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Fluoranten	30,00	12,00	27,90	0,60	0,30	2,10	2,10	<3,0	7,6	1,47	3,50
Benzo(k)fluoranten	260,00	2,60	114,40	2,60	2,60	49,40	2,60	<2,48	9,5	<1,25	<1,19
Benzo(a)piren	5,00	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	4,80	14,17	<4,20	4,92	<2	<1,51
Benzo(g,h,i)perylen	110,00	8,80	44,00	<2,2	11,00	16,50	<2,2	<1,99	<1	2,19	<0,96
Indeno(1,2,3-cd)piren	2,4	8,42	81,17	0,24	<0,06	8,81	<0,06	<0,1	5,62	2,27	<1,43

Organiczne związki cyny

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2022 r. pod względem zanieczyszczenia związkami cynoorganicznymi dokonano w oparciu o wartości graniczne stężeń TBT, DBT, MBT i TPhT w rybach i omułkach (HELCOM 2009b). Ocenę przeprowadzono dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledź z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledź z łowiska kołobrzewsko-dartowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa stornia), polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (omulek jadalny z Sopotu), Basenu Gdańskiego (stornia z Zatoki Gdańskiej) oraz Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (okoń). Oceny stanu środowiska morskiego dokonano w odniesieniu do wartości referencyjnych stężeń tributyllocyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).



Rys. II.172. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w latach 2020 - 2022; a) BG - Basen Gdański, BB - Basen Bornholmski, wBG - wschodni Basen Gotlandzki, wpBB- polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; b) ZW - Zalew Wiślan, ZS - Zalew Szczeciński; słupki z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry -GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony, poza skalą).

Rys. II.172 przedstawia średnie stężenie tributyllocyny (TBT) w tkankach mięśniowych ryb ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia i stornia), polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa stornia), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa stornia) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). Zaobserwowano spadek w czterech badanych akwenach. Wyjątek stanowiły wody Basenu Bornholmskiego oraz wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, gdzie w 2022 roku odnotowano nieznaczny wzrost stężenia TBT w tkankach mięśniowych stornia w porównaniu do 2021 r. W 2022 r. średnie stężenia tributyllocyny (TBT) w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich badanych akwenach wskazują na dobry stan środowiska (GES) - według RDSM.

Oceny stanu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie oznaczeń TBT w tkankach miękkich omulka odłowionego w 2022 roku. W porównaniu do 2020 r. i 2021 r. odnotowano spadek zawartości TBT w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu kolejno z wartości 2,52 $\text{ng g}^{-1}\text{m.m.}$, 1,44 $\text{ng g}^{-1}\text{m.m.}$ na 0,08

ng g⁻¹ m.m. Otrzymane stężenie TBT wskazuje na dobry (GES) stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (subGES) według RDSM.

Farmaceutyki

Tabela II.52 oraz Tabela II.53 przedstawiają zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestradiolu (EEA2) w próbkach wody morskiej w latach 2014–2022. Od 2019 r., po rozszerzeniu monitoringu zanieczyszczeń Morza Bałtyckiego farmaceutykami o dodatkowe dwie stacje: ZN4 oraz ZP6, próbki wody powierzchniowej (do 1m głębokości) pobierane są z 11 stacji zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku.

Dobry stan środowiska (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia wody diklofenakiem został osiągnięty, w 2022 r., w przypadku wszystkich poddanych ocenie akwenów (Tabela II.52.). Ponadto w przypadku stacji ZP6 (polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) odnotowano spadek stężenia diklofenaku względem roku 2021.

Tabela II.52. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – (GES kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	Diklofenak [ng dm ⁻³]								
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Basen Bornholmski	K6	10,00	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,802	0,263	<0,04	<0,04
	SW3		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,627	1,838	<0,04	<0,04
	P16		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,832	0,538	<0,04	<0,04
	P5		<0,63	2,95	<0,15	<0,1	<0,01	0,504	0,361	<0,04	<0,04
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,540	1,686	<0,04	<0,04
	P140		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	1,110	0,309	<0,04	<0,04
Basen Gdański	P1		<0,63	3,09	<0,15	<0,1	<0,01	0,521	0,416	<0,04	<0,04
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,853	0,592	<0,04	<0,04
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,541	1,425	<0,04	<0,04
	ZN2		9,52	<0,63	<0,15	<0,1	4,62	1,030	0,694	<0,04	<0,04
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	1,280	0,701	0,271	<0,04

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku;

W 2022 r. kontynuowano analizy zawartości 17-alfa etynyloestradiolu w wodzie powierzchniowej pobranej na stacjach w czterech ocenianych akwenach Morza Bałtyckiego (Tabela II.53.). W latach 2014 – 2020, stosowane metody analityczne nie pozwalały na osiągnięcie limitu detekcji umożliwiającego przeprowadzenie oceny (limit detekcji metody był wyższy niż wartość graniczna GES/subGES). W 2018 roku stężenia EE2 na stacjach P16 (Basen Bornholmski) oraz ZN2 (obszar polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego) wskazywały na zły stan środowiska (Tabela II.53). Od 2021 roku, w wyniku zmiany metody oznaczeń 17-alfa etynyloestradiolu uzyskano limit oznaczalności równy wartości granicznej pomiędzy dobrym (GES) a nieodpowiednim (subGES) stanem środowiska morskiego wg RDSM (0,035 ng dm⁻³). Zarówno w 2021 jak i w 2022 roku, wyniki monitoringu stężeń 17-alfa etynyloestradiolu w wodzie powierzchniowej wskazują na dobry stan środowiska morskiego (GES) wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

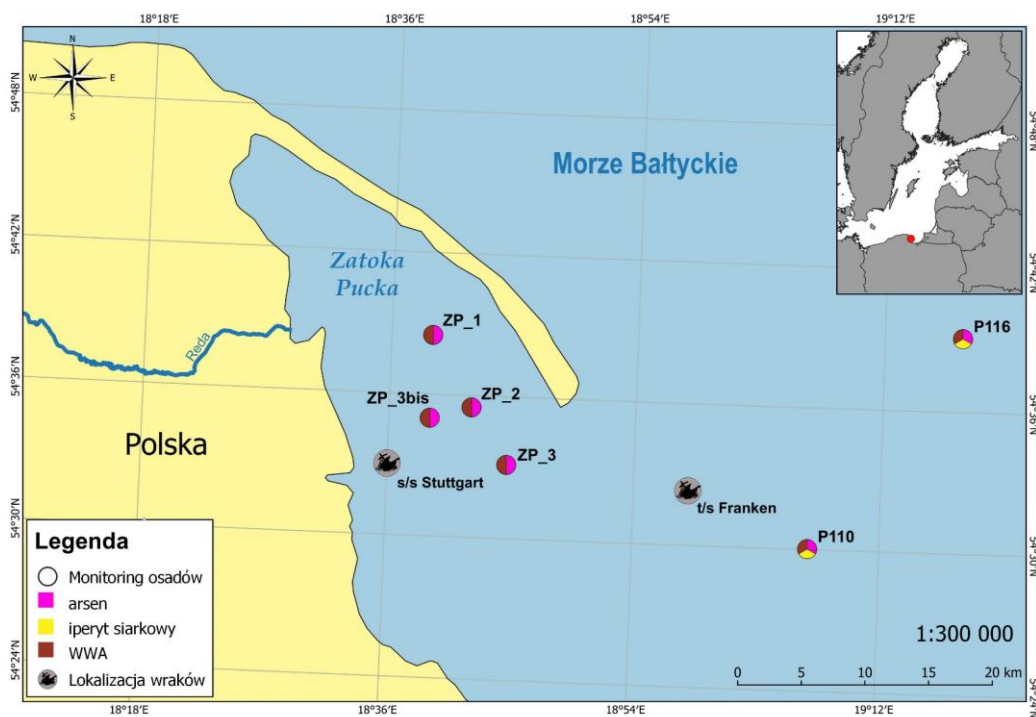
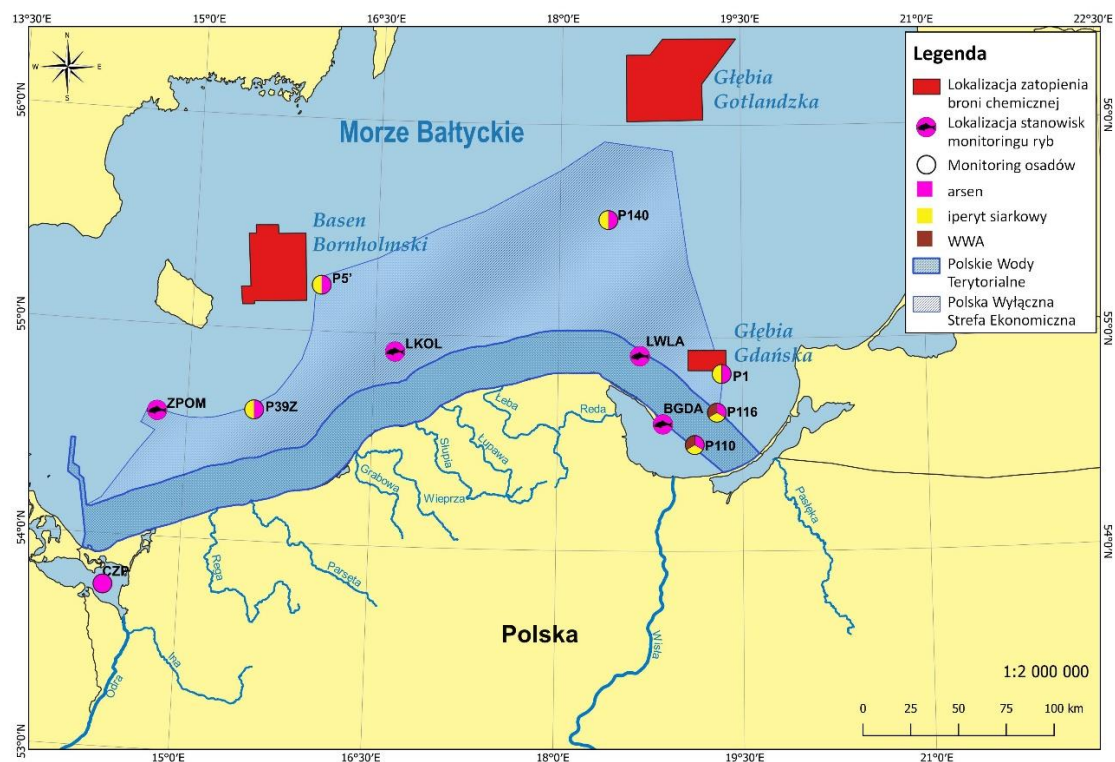
Tabela II.53. Stężenie 17 α -etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	EE2 [ng dm ⁻³]								
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Basen Bornholmski	K6	0,035	<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
	SW3		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
	P16		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,70	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
	P5		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
	P140		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
Basen Gdański	P1		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
	ZN2		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,95	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku.

II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki

W 2022 roku, kontynuując badania rozpoczęte w 2020 roku, przeprowadzono pomiary mające na celu wykrycie potencjalnych zagrożeń dla środowiska wód morskich wynikających z obecności zatopionej broni chemicznej i zatopionych wraków w polskich obszarach morskich. W tym celu pobrano próbki osadów dennych w lokalizacjach zbliżonych do obszarów potencjalnie zagrożonych wystąpieniem skażenia oraz w obszarach, które można uznać za nieobjęte tym rodzajem zagrożenia (Rys. II.173). Badania obejmowały analizy iperytu oraz arsenu całkowitego, jako kompleksowego wskaźnika obecności wszystkich bojowych środków chemicznych i ich pochodnych zawierających arsen. Analizy przeprowadzono w próbkach osadów dennych pobranych na stacjach pełnomorskich (P110, P116, P1, P140, P5C, P39Z). Pomiary stężeń arsenu przeprowadzono również w próbkach osadów pobranych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) oraz w próbkach mięśni ryb odłowionych w rejonie Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej oraz łowisk kołobrzESCO-dartOWskiego i władystawOWskiego. Wskaźnikami skażenia wynikającego z wydostającego się z wraków paliwa są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), których analizy w 2022 roku przeprowadzono w osadach dennych pobranych na stacjach w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) i Zatoce Gdańskiej (P110 i P116).



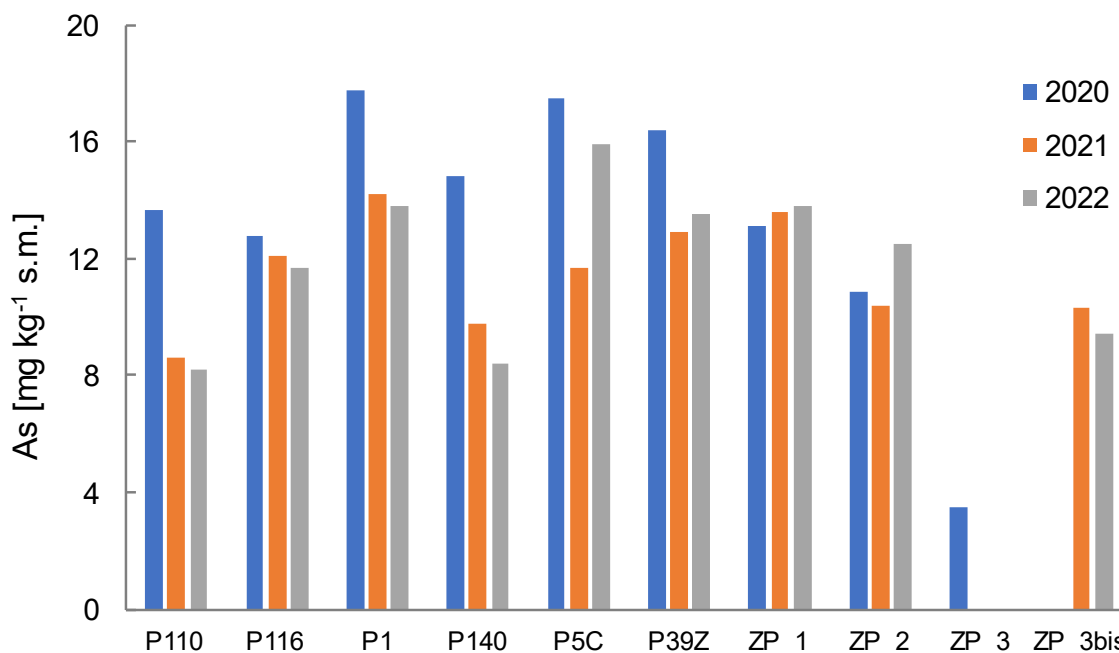
Rys. II.173. Lokalizacja stacji pobierania próbek osadów dennych do badań arsenu, iperytu siarkowego i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i obszarów pozyskania ryb do badań arsenu (lokalizacja obszarów zatopienia broni chemicznej na podstawie projektu CHEMSEA, lokalizacja zatopienia wraków na podstawie <http://divingbaltic.pl/> - t/s Franken (18° 57' 58,90", 54° 32' 18,60"), s/s Stuttgart (18° 36' "E, 54° 33' "N)).

W 2022 roku, stężenia arsenu w warstwach powierzchniowych osadów we wszystkich lokalizacjach pozostawały w zakresie od 8,2 do 15,9 mg kg⁻¹ s.m. (Rys. II.174), mieszcząc się w typowym zakresie stężeń charakterystycznych dla osadów powierzchniowych południowego Bałtyku (< 5 do 29 mg kg⁻¹ s.m.) (Uścińowicz, 2011). We wszystkich lokalizacjach, w których kontynuowano badania poziomy arsenu były na zbliżonym poziomie do odnotowanych w 2021 roku. Wyjątek stanowiły stacje: P5C (basen Bornholmski) i ZP_2 (Zatoka Pucka), na których odnotowano nieznaczny wzrost stężeń As. Najniższe stężenia As wystąpiły, podobnie jak w roku poprzednim, na stacjach P110 (Basen Gdański) – 8,2 mg kg⁻¹ s.m. i P140 (wschodni Basen Gotlandzki) – 8,2 mg kg⁻¹ s.m. Najwyższe stężenie As wystąpiło w Głębi Bornholmskiej, na stacji P5C najbardziej zbliżonej do miejsca zatopienia broni chemicznej, ale odnotowana wartość równa 15,9 mg kg⁻¹ s.m. była zdecydowanie poniżej wartości typowych dla tego obszaru.

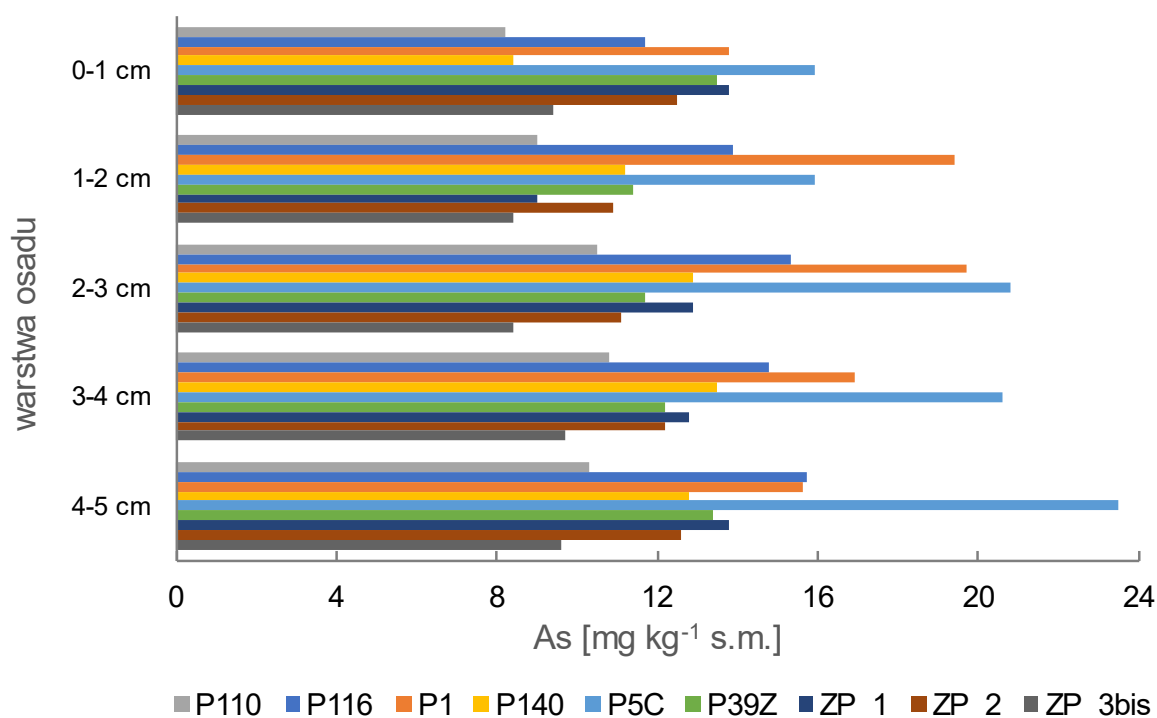
Na stacjach zlokalizowanych w rejonie Zatoki Puckiej, które znajdują się poza potencjalnym wpływem zatopionej broni chemicznej, stężenia arsenu były na poziomie bardzo zbliżonym do obserwowanego w rejonie morza otwartego (10,3 – 13,6 mg kg⁻¹ s.m.). Stężenie As w Głębi Gdańskiej było na poziomie 13 mg kg⁻¹ s.m., podobnie jak na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej.

W 2022 roku badania stężeń arsenu przeprowadzono w warstwach osadów od 0 do 5 cm głębokości (Rys. II.175). Obserwowane poziomy stężenie As były zbliżone do tych w roku poprzednim. Na stacjach zlokalizowanych w Basenie Gdańskim odnotowano nieznaczny wzrost stężeń arsenu wraz z głębokością od 8,2 mg kg⁻¹ s.m. do 10,3 mg kg⁻¹ s.m. na stacji P110 i od 11,7 mg kg⁻¹ s.m. do 15,7 mg kg⁻¹ s.m. na stacji P116. Wzrost wraz z głębokością widoczny jest również na stacjach P140 (8,4–12,8 mg kg⁻¹ s.m.) we wschodnim Basenie Gotlandzkim i P5C (15,9–23,5 mg kg⁻¹ s.m.) w Głębi Bornholmskiej. W przypadku Głębi Gdańskiej największe stężenia na poziomie 19 mg kg⁻¹ s.m. wystąpiły na głębokościach 2–3 cm. W Zatoce Puckiej, pomimo nieznacznych różnic pomiędzy poziomami, stężenia w warstwie najgłębszej były zbliżone do wartości charakteryzujących warstwę powierzchniową.

W 2022 roku, badania zawartości iperytu w osadach dennych przeprowadzono tylko w warstwie 0–5 cm. W przypadku wszystkich lokalizacji stężenia iperytu we wszystkich warstwach pozostawały poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody wynoszącej 0,3 µg kg⁻¹ s.m.



Rys. II.174. Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0–1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w latach 2020–2022.

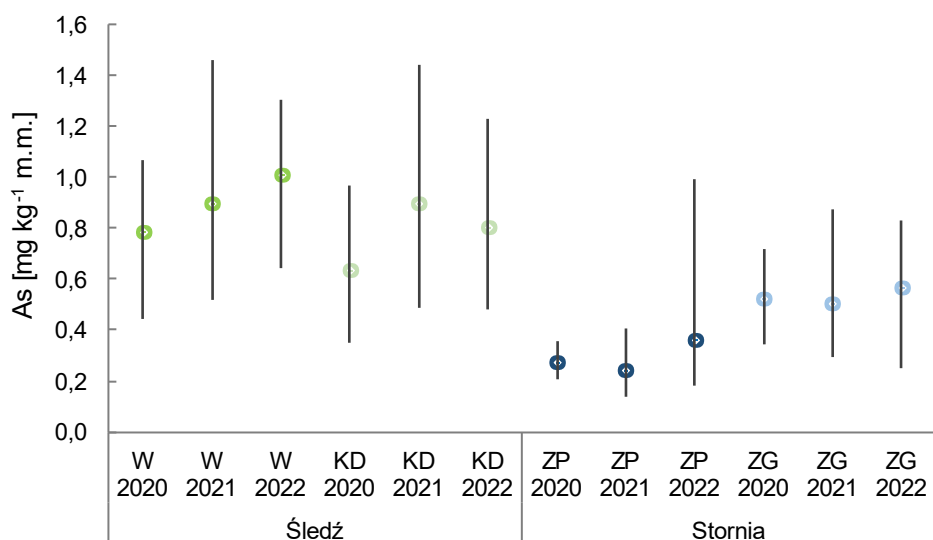


Rys. II.175. Stężenia arsenu w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2022 roku.

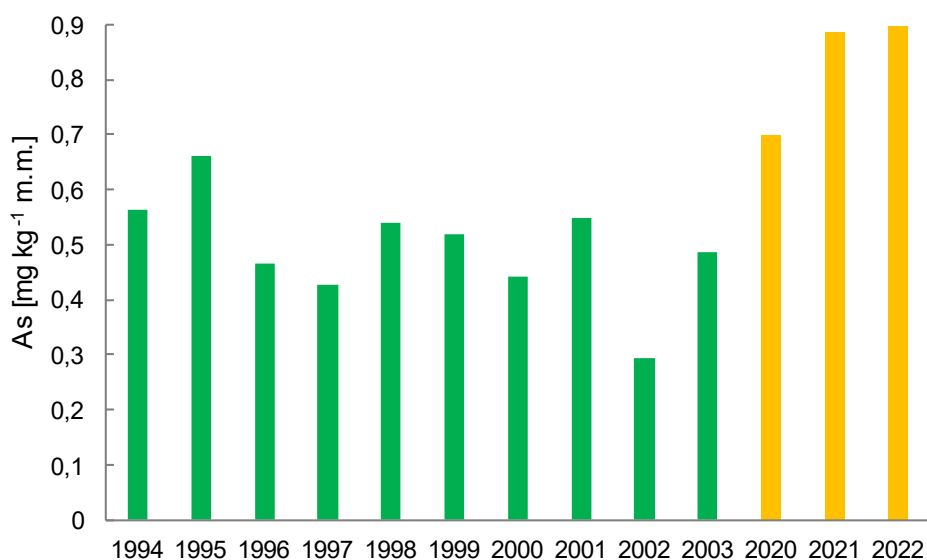
W 2022 roku kontynuowano badania stężeń arsenu w mięśniach dwóch gatunków ryb: śledzi i storni. Średnie stężenia w śledziu z łowiska władysławowskiego i łowiska kotobrzESCO-dartowskiego wynosiły odpowiednio $0,99 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,80 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ (Rys. II.176). Oznacza to nieznaczny wzrost w stosunku do roku poprzedniego w przypadku łowiska władysławowskiego, gdzie wartość średnia wynosiła $0,89 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, przy jednoczesnym mniejszym stężeniu maksymalnym, które w 2002 roku wyniosło $1,3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ i było niższe o $0,14 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ od roku poprzedniego. Średnie stężenie As w storniach z Zatoki Pomorskiej było wyższe o $0,12 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ od wartości odnotowanej w roku poprzednim i wynosiło $0,35 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, natomiast stężenie w Zatoce Gdańskiej było na zbliżonym poziomie i wynosiło $0,55 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$

Odnosząc uzyskane wyniki do lat 2020 i 2021 oraz do danych literaturowych dla okresu 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009) można stwierdzić, że wartość średnia dla śledzia wyliczona na podstawie wszystkich wyników równa $0,90 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w 2022 roku jest praktycznie identyczna z wartością obserwowaną w roku 2021 i nieco wyższa od poziomów w latach poprzednich (Rys. II.177). Jednocześnie jest to wartość zbliżona do stężeń arsenu obserwowanych w innych obszarach Bałtyku ($0,66 - 1,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Larsen and Francesconi 2003)).

Największą toksycznością dla organizmów żywych charakteryzuje się arsen w formie nieorganicznej (As(III), As(V)). Najnowsze badania dotyczące odławianych w Morzu Bałtyckim ryb (Polak-Juszczak i Szlinder-Richert, 2021) wykazały, że udział tych form arsenu w arsenie całkowitym wynosi średnio 4,20% (od 2,09 do 8,23%) w przypadku tkanki mięśniowej śledzia i 2,89% (od 1,31 do 5,59%) w przypadku tkanki mięśniowej storni. Uwzględniając powyższe dane literaturowe oraz wyniki stężeń arsenu całkowitego w mięśniach ryb uzyskane w ramach monitoringu w 2022 roku wyznaczono średnią zawartość arsenu nieorganicznego, która wyniosła odpowiednio $0,038 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w śledziach i $0,013 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w storniach. W żadnej z pobranych do badań próbek nie stwierdzono przekroczenia wartości granicznej dla arsenu nieorganicznego stosowanej dla ryb jako produktu spożywczego ($0,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$). Co więcej, wszystkie wartości otrzymane w wyniku powyższych przeliczeń, były przynajmniej o rząd wielkości niższe w stosunku do przytoczonej wartości granicznej, co oznacza, że najbardziej toksyczne, nieorganiczne związki arsenu nie stanowią zagrożenia dla zdrowia konsumentów bałtyckich ryb.



Rys. II.176. Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w latach 2020–2022 (W – łowisko władystawowskie, KD – łowisko kotłobrzęski-dartowskie, ZP – Zatoka Pomorska, ZG – Zatoka Gdańska, punkt – średnia, wąs – zakres wartości).



Rys. II.177. Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w latach 2020–2022 odniesione do danych literaturowych z lat 1994–2003 (Polak-Juszczak, 2009).

Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki aktualnych poziomów arsenu i iperytu w powierzchniowych warstwach osadów dennych oraz stężenia arsenu w rybach można stwierdzić brak skażenia wynikającego z potencjalnych uwolnień z zatopionej broni chemicznej.

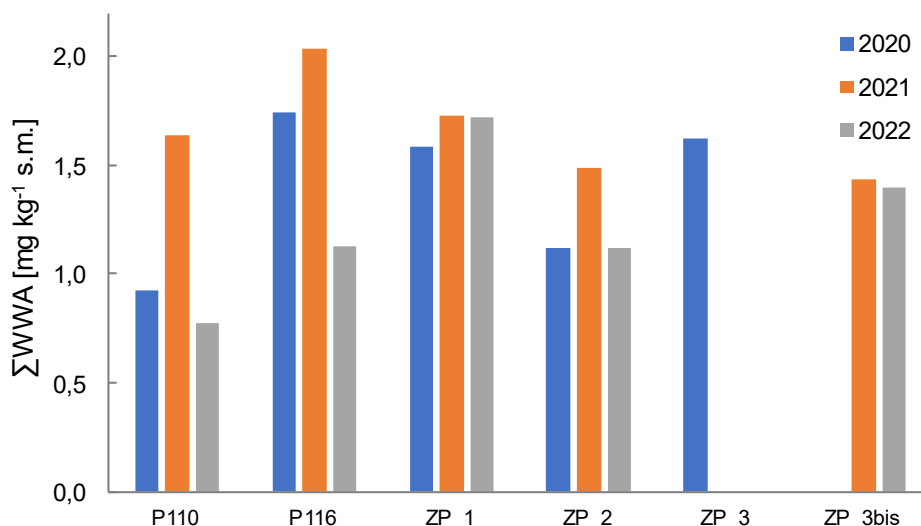
Stężenie ΣWWA w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0–1 cm), pobranych w 2022 roku (Rys. II.178), charakteryzowało się niewielką zmiennością w obrębie badanych lokalizacji, mieszcząc się w zakresie 0,78–1,72 mg kg⁻¹ s.m. Przeciwnie do roku 2021, średnie stężenie ΣWWA w tej warstwie było wyższe dla stacji zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (1,41 mg kg⁻¹ s.m.) w porównaniu do Zatoki Gdańskiej (0,95 mg kg⁻¹ s.m.). Na wszystkich stacjach odnotowano spadek stężeń ΣWWA w stosunku do roku 2021 (Rys. II.178). Największy, około dwukrotny spadek stężeń ΣWWA dotyczył stacji P110 i P116 (dla P110 z 1,64 do 0,78 mg kg⁻¹ s.m.; dla P116 z 2,04 do 1,13 mg kg⁻¹ s.m.). Dla stacji ZP_2 odnotowano spadek wartości stężeń ΣWWA na poziomie 25%. Na pozostałych stacjach (ZP_1 i ZP_3bis) stężenia badanych zanieczyszczeń utrzymywały się na poziomie podobnym do poprzedniego roku, odnotowano jedynie niewielkie, nieprzekraczające 3%, spadki stężeń. Najwyższe stężenie (1,72 mg kg⁻¹ s.m.) ΣWWA w roku 2022 zmierzono w warstwie

powierzchniowej osadu pobranego na stacji ZP_1, jednak należy nadmienić, że była to najniższa z maksymalnych wartości zmierzonych w kolejnych latach prowadzenia badań (w roku 2020 i 2021 maksymalne wartości wyniosły odpowiednio: 1,75 i 2,04 mg kg⁻¹ s.m., obie wartości dotyczyły stacji P116).

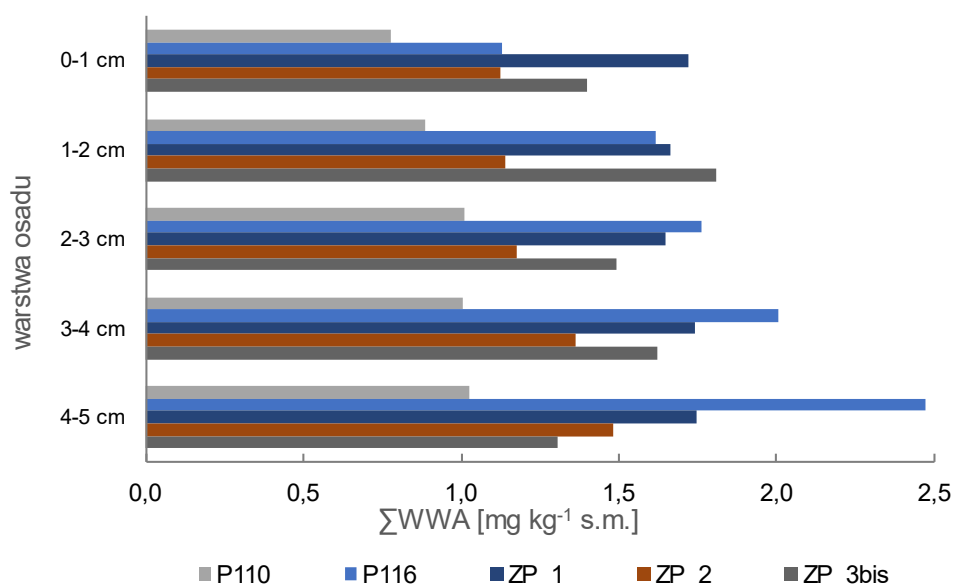
W profilu pionowym (Rys. II.179) wyraźny wzrost stężeń Σ WWA w głąb osadu zaobserwowano na stacji P116. Stężenie Σ WWA w najniższej położonej warstwie 4-5 cm (2,47 mg kg⁻¹ s.m.), było ponad dwa razy wyższe w porównaniu z warstwą 0-1 cm (1,13 mg kg⁻¹ s.m.). Taki układ stężeń może odzwierciedlać spadek emisji WWA do atmosfery, a co za tym idzie coraz mniejsze ilości WWA deponowane w osadach. Na stacjach P110 i ZP_2 stężenie Σ WWA również wzrastało w głąb osadu, jednak zmiany były znacznie mniej wyraźne (wzrost odpowiednio dla stacji P110 i ZP_2: z 0,78 i 1,12 mg kg⁻¹ s.m. w warstwie 0-1 cm do 1,02 i 1,48 mg kg⁻¹ s.m. w warstwie 4-5 cm).

W pozostałych lokalizacjach tendencje nie były tak widoczne. Odmienny przebieg zmian może mieć związek z oddziaływaniem, dodatkowych oprócz depozycji atmosferycznej, źródeł WWA, związanych np. z bliskością lądu. Na stacji ZP_1 wartości stężeń Σ WWA w całym profilu pionowym były zbliżone, zmieniając się jedynie w wąskim zakresie 1,65-1,75 mg kg⁻¹ s.m. Maksymalną wartość stężenia Σ WWA dla stacji ZP_3bis (1,81 mg kg⁻¹ s.m.) odnotowano w warstwie 1-2 cm, poniżej pozostawało w wąskim zakresie 1,31-1,62 mg kg⁻¹ s.m.

Porównanie, otrzymanych w wyniku badań w 2022 roku poziomów Σ WWA (0,78-2,47 mg kg⁻¹ s.m.) z wartościami zmierzonymi przez Rogowską i współpracowników (2010), w rejonie znajdującym się pod bezpośrednim wpływem zatopionej jednostki s/s Stuttgart (Σ WWA 35,7-592,0 mg kg⁻¹ s.m.), wskazuje aktualnie na brak oddziaływania na środowisko wydostającego się paliwa na stacjach wybranych do przeprowadzenia monitoringu potencjalnego skażenia substancjami pochodzącymi z paliw wydostających się z zatopionych wraków. Wartości stężeń Σ WWA zmierzone w 2022 roku, były przynajmniej o rząd wielkości niższe niż najniższe wartości raportowane w przywoływanej literaturze.



Rys. II.178. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (Σ WWA [mg·kg⁻¹ s.m.]) w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3, ZP_3bis) oraz w Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w latach 2020-2022.



Rys. II.179. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (ΣWWA [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.]) w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) oraz w Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w 2022 roku.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne występują w środowisku w postaci mieszanin, a na podstawie proporcji pomiędzy poszczególnymi związkami można wnioskować o źródle ich pochodzenia. W Tabeli II.54 zestawiono wartości wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA mogących wskazywać na pochodzenie petrogeniczne (tj. sytuacje awaryjne (rozlewy olejowe, wycieki paliwa), wycieki z wydobywania i przeróbki ropy naftowej i jej produktów). Analiza stosunków stężeń wybranych WWA w pobranych próbkach, w przypadku sześciu z ośmiu porównywanych współczynników nie pozwoliła na powiązanie ich źródła pochodzenia z potencjalnymi wyciekami paliw z zatopionych wraków statków. Uzyskane wartości wskazują na pirogeniczne pochodzenie (niecałkowite spalanie w wysokich temperaturach, spalanie węgla, drewna, wypalanie traw, spalanie ropy naftowej, benzyny i oleju napędowego w silnikach spalinowych) tych związków w badanych osadach, co potwierdza, że dominującą grupą związków są WWA, które do osadów dostają się w wyniku depozycji atmosferycznej. Jedynie wartości ilorazu stężeń chryzenu do benzo(a)antracenu dla wszystkich analizowanych próbek wskazywały na petrogeniczne źródło pochodzenia obecnych w osadach WWA. Należy jednak podkreślić, że wartości obliczone dla kolejnego współczynnika wykorzystującego do określenia źródła pochodzenia te same związki (benzo(a)antracen/(benzo(a)antracen+chryzen)) nie prowadziły do takiego wniosku w przypadku żadnej z analizowanych próbek osadów dennych. Drugim współczynnikiem, którego wartości podobnie jak w przypadku ilorazu stężeń chryzenu do benzo(a)antracenu, przekroczyły wartości graniczne był stosunek stężenia naftalenu do fenantrenu. Jednakże przewagę fenantrenu nad naftalenenem wskazującą na pirogeniczne źródło obecnych w osadzie WWA odnotowano w ok 30% próbek (ZP_1 warstwy 1-2 i 4-5 cm, ZP_3bis warstwy 0-5 cm).

Tabela II.54. Wartości średnie wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA wskazujące na petrogeniczne pochodzenie wraz z wartościami progowymi (Budziński i in. 1997; Soclo i in. 1999; Yunker i in. 2002; Xu i in. 2007; Pies i in. 2008; Mostafa i in. 2009; Wolska i in., 2012), w nawiasach podano zakres wartości wyliczonych współczynników (min-max).

Iloraz stężeń wraz z wartością wskazującą na pochodzenie petrogeniczne		P110	P116	ZP_1	ZP_2	ZP_3bis
Fenantren/antracen	>10	3,32 (2,83-3,71)	2,85 (2,36-3,40)	2,84 (2,58-3,34)	3,07 (2,76-3,48)	2,55 (0,95-3,09)
Fluoranten/piren	<1	1,27 (1,23-1,31)	1,19 (1,14-1,22)	1,19 (1,15-1,27)	1,19 (1,16-1,22)	1,15 (1,13-1,17)
Chryzen/benzo(a)antracen	>1	1,61 (1,49-1,87)	1,60 (1,55-1,69)	1,26 (1,22-1,32)	1,29 (1,25-1,32)	1,17 (1,14-1,20)

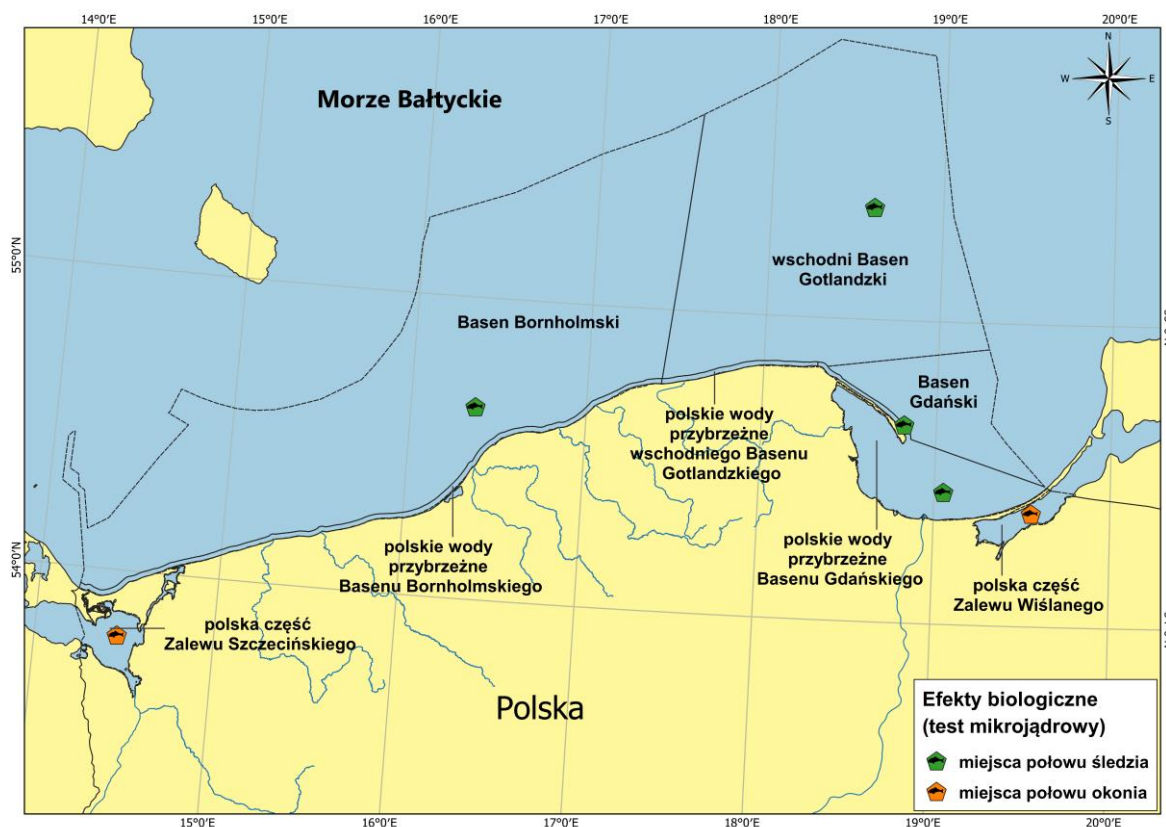
Iloraz stężeń wraz z wartością wskazującą na pochodzenie petrogeniczne		P110	P116	ZP_1	ZP_2	ZP_3bis
Benzo(a)antracen/ (benzo(a)antracen+chryzen)	<0,2	0,38 (0,35-0,40)	0,39 (0,37-0,39)	0,44 (0,43-0,45)	0,44 (0,43-0,44)	0,46 (0,46-0,47)
Fluoranten/(Fluoranten+piren)	<0,4	0,56 (0,55-0,57)	0,54 (0,37-0,55)	0,54 (0,53-0,56)	0,54 (0,54-0,55)	0,53 (0,53-0,54)
Antracen/(antracen+fenantren)	<0,1	0,23 (0,21-0,26)	0,26 (0,23-0,30)	0,26 (0,23-0,28)	0,25 (0,22-0,27)	0,31 (0,24-0,51)
Indeno(1,2,3-cd)piren/(indeno(1,2,3-d)piren+benzo(g,h,i)perylen)	<0,2	0,52 (0,50-0,53)	0,54 (0,51-0,55)	0,52 (0,51-0,53)	0,53 (0,52-0,54)	0,52 (0,52-0,53)
Naftalen/fenantren	>1	2,60 (2,28-2,99)	1,83 (1,45-2,47)	1,09 (0,99-1,20)	1,27 (1,14-1,40)	0,84 (0,70-0,99)

Uzyskane wyniki analiz WWA w powierzchniowych warstwach osadów dennych nie wskazują na wpływ paliwa z wraków na stan ekosystemu w lokalizacjach objętych badaniami.

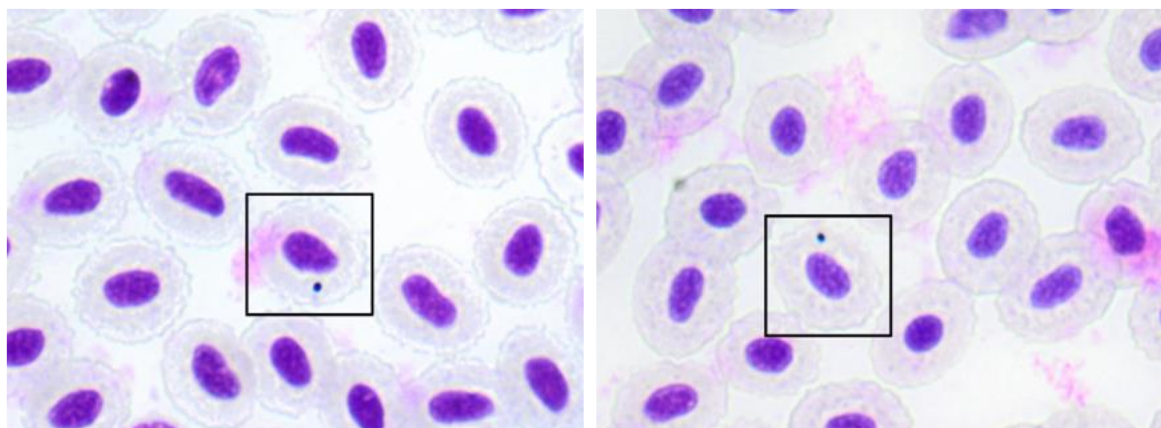
II.4.3.5. Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytoogenetycznych na poziomie komórkowym, wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych (Fenech i in., 2003). Został opracowany niezależnie przez Heddle'a w 1973 roku, oraz dwa lata później przez Schmida (Hayashi 2016). Do naturalnych i syntetycznych substancji genotoksycznych należą m.in.: metale ciężkie, akrylamid, związki diazotowe, heterocykliczne aminy aromatyczne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, syntetyczne barwniki spożywcze, furan i jego pochodne, pencykuron oraz alkenylobenzeny (Blejwas 2019). Genotoksycznością nazywamy bezpośrednią reakcję pomiędzy związkami chemicznymi z kwasem deoksyrybonukleinowym (DNA). Liczba mikrojąder powstałych z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki jest miarą genotoksyczności określonych substancji obecnych w środowisku. Test ten znajduje szerokie zastosowanie w badaniach toksykologicznych u wielu organizmów, ponieważ mikrojądra mogą być identyfikowane we wszystkich komórkach posiadających jądro komórkowe. Uważany jest za biologiczny wskaźnik stopnia zanieczyszczenia danego obszaru (Klobuèar i in., 2003; Çavas i Ergene-Gozukara, 2005; Wirz i in., 2005). Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 roku do programu monitoringu Bałtyku.

W celu określenia wpływu substancji niebezpiecznych na organizmy morskie w 2022 roku kontynuowano badania z wykorzystaniem testu mikrojądrowego (MN). Pobrano próbki krwi od ryb komercyjnie poławianych i spożywanych w rejonie południowego Bałtyku: śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus*) z czterech obszarów badań: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i Basen Gdański oraz okonia (*Perca fluviatilis*) z dwóch estuariów: Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany (Rys. II.180). Krew pobraną z ryb naniesiono na szkiełka podstawowe, wybarwiono odczynnikiem Giemsy (1:9) i poddano analizie mikroskopowej z wykorzystaniem techniki jasnego pola przy powiększeniu 1000-krotnym (Rys. II.181). Obserwacja polegała na zliczeniu nieprawidłowości (zmian mikrojądrowych) występujących w obrębie komórki według ustalonych kryteriów. Liczba zliczonych mikrojąder przeliczona na 1000 erytrocytów jest parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm (Fenech i in., 2003).



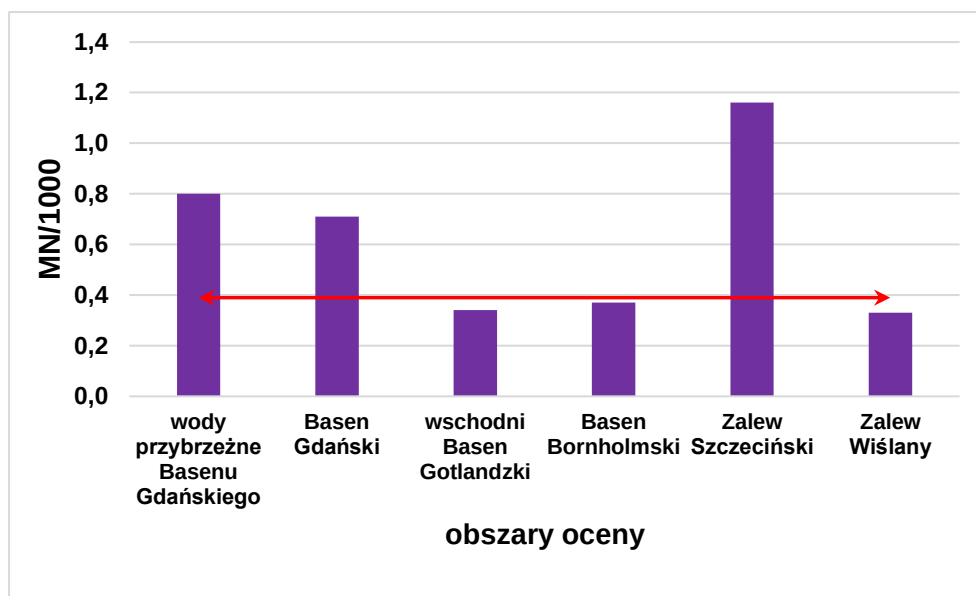
Rys. II.180. Lokalizacja miejsca pobierania osobników śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus*) i okonia (*Perca fluviatilis*) do analiz krwi z zastosowaniem testu mikrojądrowego (MN) w 2022 roku.



Rys. II.181. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze południowego Bałtyku w 2022 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z aberracjami – mikrojądrami (MN).

W roku 2022 w obszarach badań: wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i Basen Gdański przekroczona została wartość definiująca granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim (0,39 na 1000 erytrocytów (HELCOM, 2012) w zakresie występowania mikrojader (MN) w komórkach krwi śledzia bałtyckiego (Rys. II.182). W przypadku Zalewu Szczecińskiego do oceny przyjęto średnią z lat 2014–2021, która wyniosła 1,16 aberracji na 1000 komórek i która również wskazuje na nieosiągnięcie dobrego stanu (Tabela II.55). W przypadku wyniku testu MN w krwi okoni z Zalewu Wiślanego obserwowano najniższą wartość od roku 2018 (0,33) i była to wartość mieszcząca się w granicy dobrego stanu środowiska (Rys. II.182; Tabela II.55). W obszarach morskich, gdzie analizie poddano krew śledzi wartości badanego wskaźnika były niższe w otwartych wodach południowego Bałtyku (wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski) niż w przybrzeżnych (Basen Gdański i jego wody przybrzeżne) co mogło mieć związek ze specyfiką osobniczą populacji śledzia w różnych rejonach

Morza Bałtyckiego min.: długość, masa, płeć, wiek. Otrzymane wyniki w roku 2022 dla Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego wskazują na zmianę jakości środowiska w tych obszarach w porównaniu z rokiem ubiegłym (2021), ale o stwierdzeniu poprawy można dyskutować w aspekcie wieloletnich zmian (Tabela II.55). W próbkach krwi ryb pochodzących z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano liczbę MN/1000 równą 0,80, natomiast wartość (0,71) wyznaczono dla Basenu Gdańskiego (Rys. II.182) i były to wartości wyższe niż w roku 2021. W konsekwencji od roku 2016 do 2022 granica dobrego stanu środowiska jest przekraczana w tych obszarach. Ostatecznie, stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2022 roku należy uznać za nieodpowiedni w trzech obszarach poddanych ocenie wg Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) dla Basenu Gdańskiego i jego wód przybrzeżnych oraz Zalewu Szczecińskiego. (Rys. II.182).

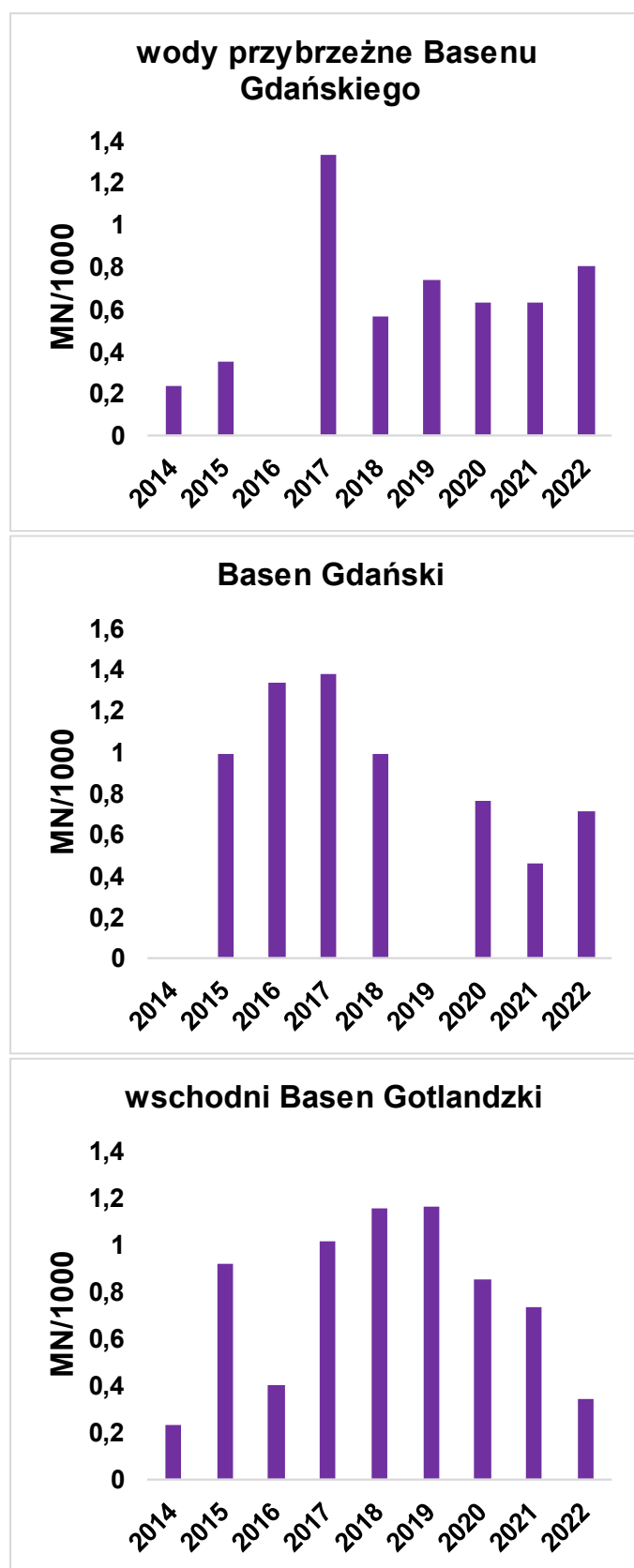


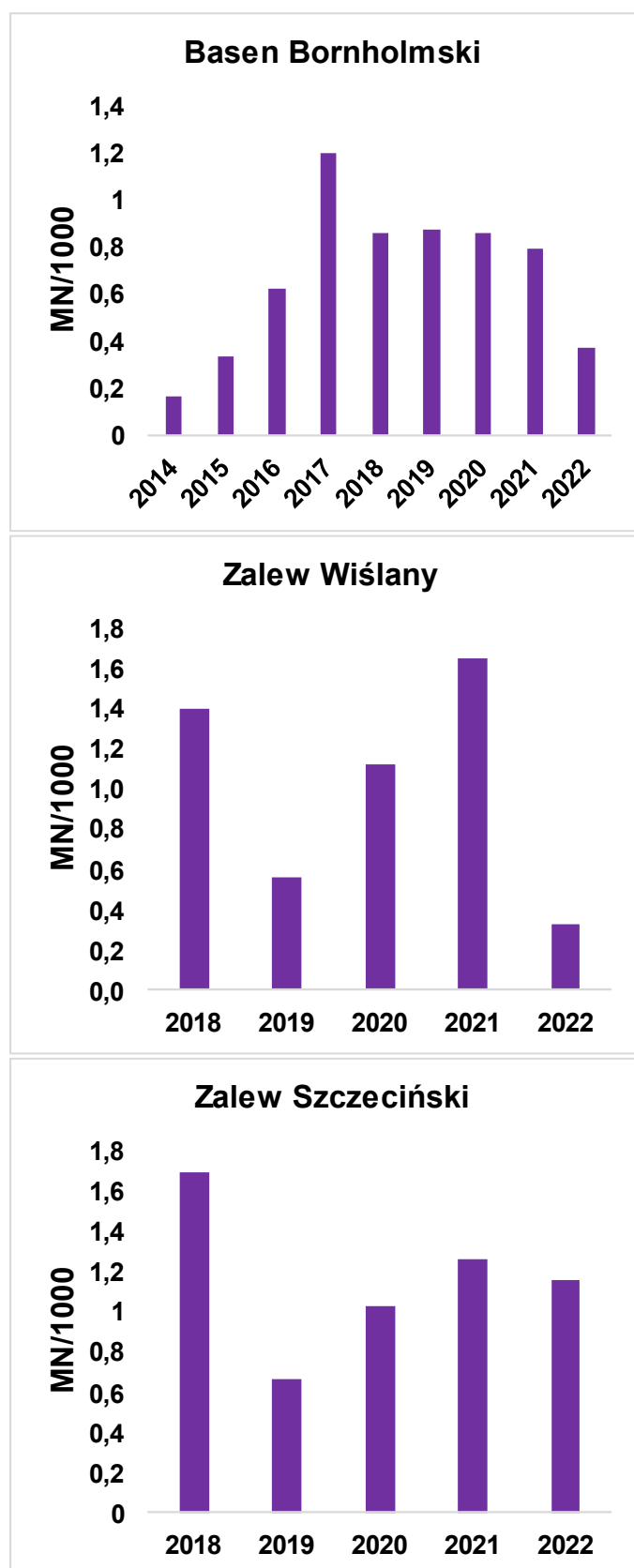
Rys. II.182. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2022 roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym, a nieodpowiednim.

Tabela II.55. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM: stan dobry–GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).

Mn/1000	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	0,23	0,35		1,33	0,56	0,74	0,63	0,63	0,80
Basen Gdański		0,99	1,33	1,38	0,99		0,76	0,46	0,71
wschodni Basen Gotlandzki	0,23	0,92	0,40	1,01	1,15	1,16	0,85	0,73	0,34
Basen Bornholmski	0,16	0,33	0,62	1,20	0,86	0,87	0,86	0,79	0,37
Zalew Szczeciński					1,69	0,66	1,03	1,26	1,16
Zalew Wiśłany					1,40	0,56	1,12	1,65	0,33

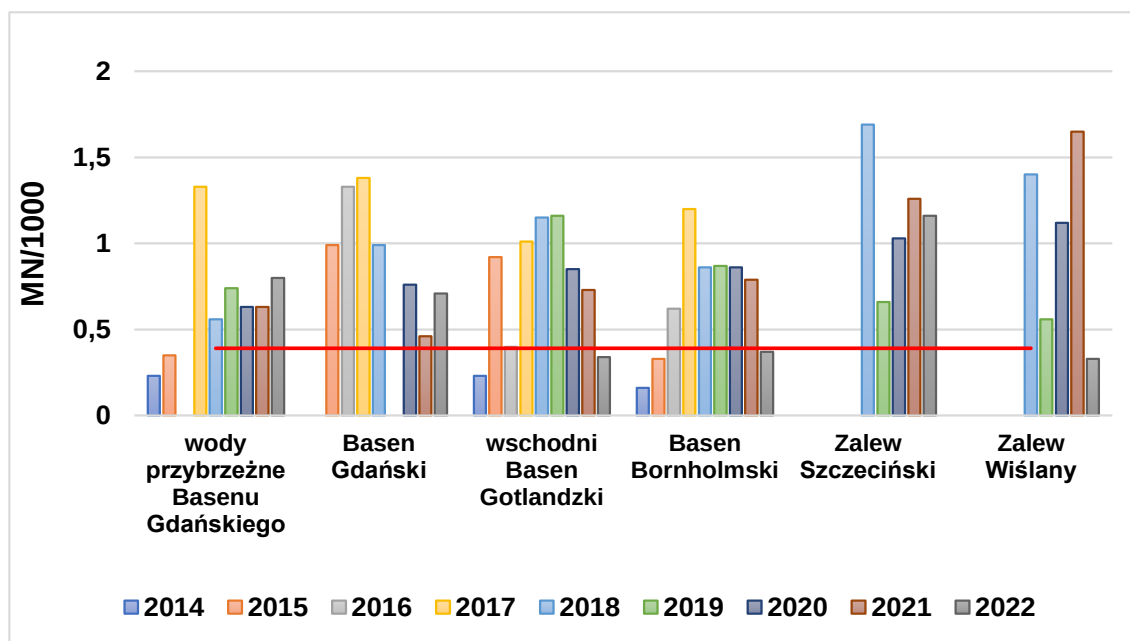
Biorąc pod uwagę cały okres pomiarowy 2014–2022 dla śledzia bałtyckiego, jedynie w przypadku obszaru Basenu Gdańskiego obserwowana jest tendencja spadkowa występowania mikrojąder w erytrocytach (Rys. II.184). Na przestrzeni 8 lat częstość występowania aberracji spadła o 40%. Jednak jest to jedyny rejon, w którym w całym okresie pomiarowym wartość dobrego stanu środowiska nie była osiągnięta. W pozostałych trzech obszarach trudno wskazać jednoznacznego kierunku zmian.





Rys. II.183. Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia i okonia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014-2022.

Podsumowując okres pomiarowy 2014 -2022 dla śledzia bałtyckiego oraz okres 2018-2022 dla okoni, wyniki testu MN na genotoksyczność wskazują, iż ryby w strefach przybrzeżnych i estuariach charakteryzują się wyższą liczbą aberracji (Rys. II.184). Prawdopodobnie emisja zanieczyszczeń (w tym substancji chemicznych) wraz ze sptywem powierzchniowym, z rzekami oraz antropopresja może mieć silniejszy wpływ na szkodliwość substancji niebezpiecznych w badanych rybach w strefach przybrzeżnych. Ostatecznie, stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2022 roku należy uznać za nieodpowiedni w trzech obszarach poddanych ocenie wg Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) dla Basenu Gdańskiego i jego wód przybrzeżnych oraz Zalewu Szczecińskiego.



Rys. II.184. Częstość występowania mikrojader przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.4. Odpady w środowisku morskim



Wzrost liczby odpadów obserwowany w ciągu ostatnich dziesięcioleci, przypisywany jest w szczególności szerokiemu zastosowaniu materiałów z tworzyw sztucznych. Konsekwencją tego jest wciąż rosnąca liczba odpadów plastikowych, które ze względu na swoją trwałość są szczególnym zagrożeniem dla środowiska naturalnego. W środowisku morskim problem odpadów opisano w literaturze po raz pierwszy w latach 60 XX w., obecnie dotyczy on wszystkich oceanów (Ryan 2015), przy czym uznaje się, że odpady z tworzyw sztucznych mogą stanowić nawet 95% odpadów zgromadzonych na linii brzegowej, pływających na powierzchni i osadzonych na dnie (Galgani i in., 2015). Obecnie, odpady uważane są za jeden z najbardziej powszechnych i najszybciej rozprzestrzeniających się rodzajów zanieczyszczeń w środowisku morskim (Beamont i in., 2019; Pierdomenico i in., 2019). Ze względu na zagrożenie wynikające z obecności odpadów w środowisku morskim, prowadzenie monitoringu odpadów jest kluczowe dla oceny skali problemu i oceny stanu środowiska w tym zakresie.

W 2015 r. rozpoczęto realizację 3-letniego, pilotażowego programu monitoringu odpadów w środowisku morskim południowego Bałtyku. Od 2018 r. prowadzony jest regularny monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza. W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2022 r. uwzględniono dane pochodzące z monitoringu odpadów występujących na linii brzegowej. Monitoring został przeprowadzony na 15 odcinkach o długości 1 km wybranych tak, aby odzwierciedlały stan całego wybrzeża oraz reprezentowały różne typy plaż: miejska, wiejska, o różnym natężeniu ruchu turystycznego (Rys. II.185).

Na każdym odcinku przeprowadzono zliczanie wszystkich odpadów znajdujących się na całej szerokości – od linii wody do granicy plaży oraz przeprowadzono ich identyfikację w zakresie rodzaju materiału oraz wielkości, zgodnie z ujednoliconą klasyfikacją. W 2022 roku monitoring odpadów na linii brzegowej, na każdym z wyznaczonych odcinków, przeprowadzony był trzykrotnie w ciągu roku: w kwietniu, na przełomie czerwca i lipca, na przełomie września i października i obejmował siedem kategorii: plastiki, drewno, metal, szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia, guma. Zgodnie z rekomendacjami grupy ekspertów ds. odpadów KE wyróżniono również odpady żywnościowe. Odpady niezidentyfikowane przypisano do grupy 'inne'.



Rys. II.185. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2022 r.

W okresie prowadzenia monitoringu odpadów na polskim Wybrzeżu (2015-2022) najmniej odpadów zebrano w roku 2022 – 5518 sztuk oraz w 2021 – 7447 sztuk. Największą liczbę odpadów zliczono w roku 2018 (20829 sztuk). Od roku 2018 odnotowywany jest spadek liczby odpadów w każdym kolejnym roku badań. W 2019 r. sumaryczna liczba odpadów wyniosła 15964 sztuki, w roku 2020 spadła do 12298 sztuk, natomiast w roku 2021 liczba odpadów była niższa o 4851 sztuk w porównaniu do roku 2020. W roku 2022 odnotowano spadek liczebności odpadów o 1929 sztuk odpadów w stosunku do roku ubiegłego. Należy zaznaczyć, że na spadek liczby odpadów przez dwa lata mogła mieć wpływ sytuacja epidemiczna związana z wystąpieniem pandemii koronawirusa Sars-Cov-2, w związku z którą wprowadzano różne restrykcje m. in. ograniczające ruch turystyczny (np. całkowite zamknięcie plaż, utrudnienie bądź uniemożliwienie korzystania z możliwości zakwaterowania w miejscach noclegowych), jak również w 2022 zrealizowano tylko trzy etapy monitoringu (bez okresu zimowego).

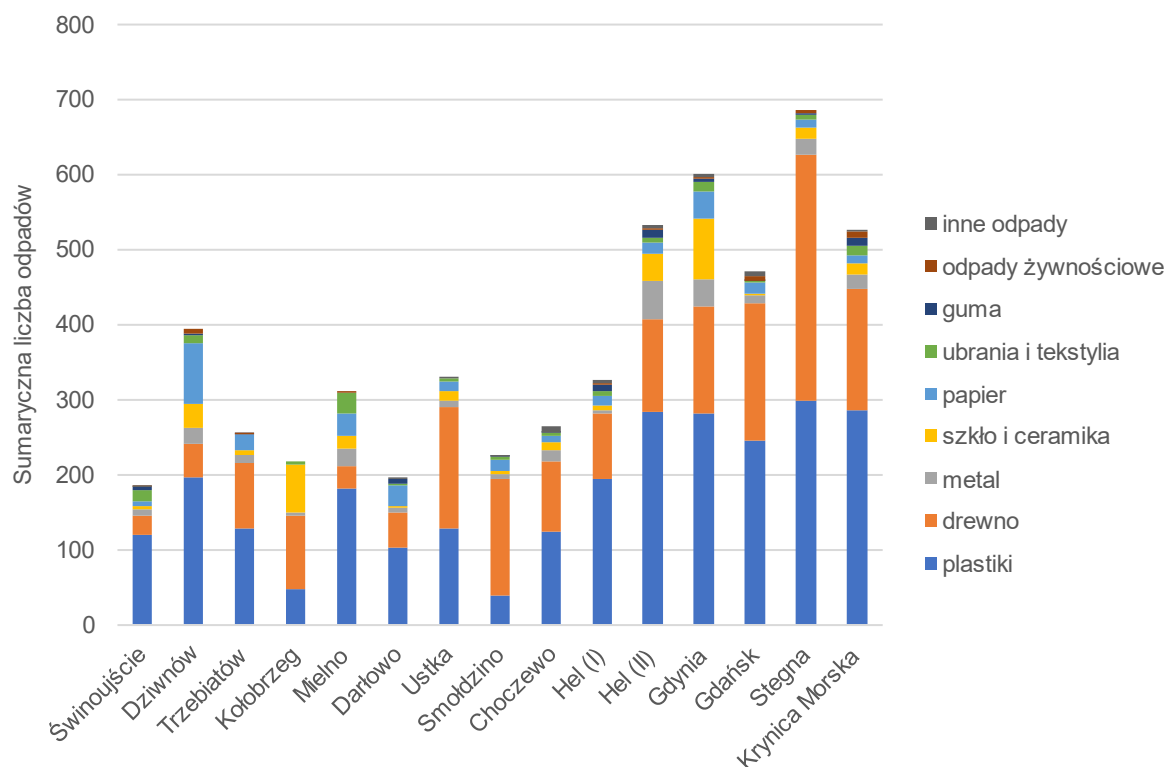
Spśród siedmiu głównych kategorii odpadów (plastik (materiały polimerowe), drewno, metal, szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia oraz guma), tworzywa sztuczne rokrocznie stanowią dominującą kategorię odpadów znajdujących na polskim Wybrzeżu. Na odcinkach objętych badaniami ich udział wzrastał w każdym kolejnym roku monitoringu od 57% w roku 2015 do 73% w roku 2019. W 2020 r. po raz pierwszy odnotowano, wynoszący ponad 10%, spadek udziału odpadów zaliczanych do tej kategorii. W roku 2021 ilość odpadów utrzymywała tendencję spadkową w stosunku do roku 2020 i była o około 20% niższa. W roku obecnym w porównaniu do roku ubiegłego zaobserwowano dalszą tendencję spadkową odpadów o 634 sztuki.

Oprócz odpadów plastikowych, których udział w 2022 r. wyniósł 60% odpadów zebranych na wszystkich odcinkach, największym udziałem charakteryzowały się odpady drewniane – 32% oraz szkło i ceramika – 6% (spadek odpowiednio o 2% i 3% w stosunku do roku 2021). Udział odpadów w kategorii papier, metal oraz ubrania i tekstylia wynosił odpowiednio

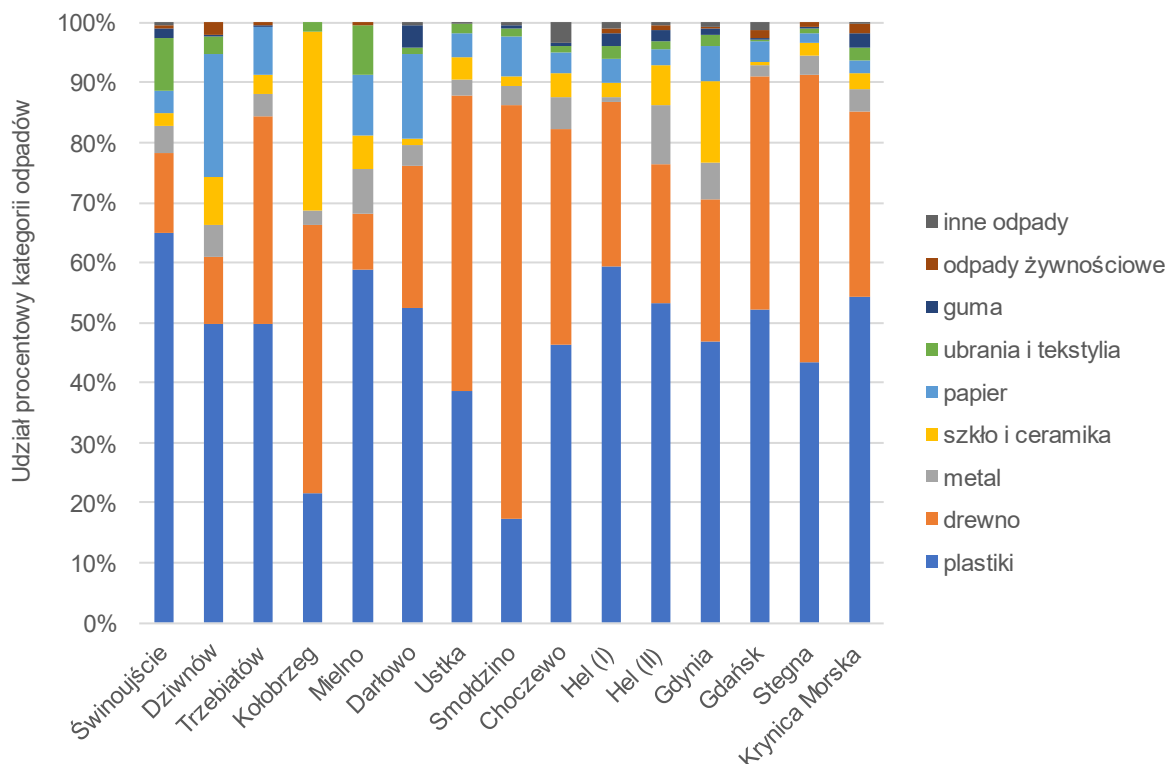
6%, 4% i 2%, Odpady gumowe stanowiły 1%. Około 1% wszystkich zebranych w 2022 r. odpadów stanowiły odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z siedmiu głównych grup (odpady inne) oraz odpady żywnościowe.

Udział poszczególnych kategorii odpadów wskazuje, że głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej jest rok rocznie turystyka. Należy jednocześnie podkreślić, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem plaż, prowadzonym przez właściwe gminy, szczególnie w okresach zwiększonej aktywności turystycznej. Sumaryczną liczbę odpadów, z trzech okresów badań, odnotowaną na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach zebranych w roku 2022 przedstawiono na Rys. II.186. Najwięcej odpadów zebrano na odcinkach Stegna (686 sztuk), Gdynia (601 sztuk) i Hel (II) (532 sztuki). Na plażach, w Dartowie i Świnoujściu liczba znalezionych odpadów była najniższa (odpowiednio: 196 i 185 sztuk). Na pozostałych plażach liczba zebranych odpadów mieściła się w zakresie 217 - 471 sztuk (Rys. II.186). Na 11 z 15 monitorowanych odcinków kategorią, do której zaliczono najwięcej zebranych odpadów był plastik (Rys. II.186; Rys. II.187). Na plażach w Stegnie, Ustce, Kołobrzegu i Smołdzinie najliczniejszą kategorią odpadów były odpady drewniane (Rys. II.186; Rys. II.187).

Charakteryzujący się największą liczbą zebranych w 2022 r. odpadów odcinek położony w Stegnie, w roku 2021 znalazł się na pierwszym miejscu. Dwa lata temu znalazł się na trzeciej pozycji pod względem liczby odpadów (1406 sztuk). Pomimo zaobserwowanego w Stegnie spadku udziału procentowego odpadów z tworzyw sztucznych z 62% w 2020 r. do 42% w roku 2022 (Rys. II.187), i ich całkowita liczba pomiędzy rokiem 2020 i 2022 spadła wynosząc 286 sztuk gdzie w 2020 r. wynosiła 603 sztuki (Rys. II.186). Przyczyną wzrostu liczby odpadów na odcinku Stegna było również pojawienie się odpadów drewnianych (328 sztuki), których obecności w roku 2022 była zdecydowanie wyższa (Rys. II.186). W przypadku odcinka Mielno, odnotowano niewielki spadek odpadów (o 76 sztuk) do roku 2022. Na spadek całkowitej liczby odpadów o 1387 sztuk względem roku 2020, największy wpływ miała liczba zebranych odpadów z tworzyw sztucznych oraz odpadów metalowych. W przypadku pierwszego rodzaju odpadów liczba ta zmalała z 1394 do 154 sztuk. W konsekwencji, Mielno było odcinkiem, na którym udział odpadów zaliczanych do tworzyw sztucznych w 2020 roku był najwyższy i stanowił 79%, a w 2021 był już o 39% mniejszy a w 2022 roku wzrósł do 59 % (Rys. II.187). Odpadów metalowych zebrano w Mielnie w 2020 r. prawie 4-krotnie więcej niż w roku 2019 - 187 sztuk (Rys. II.186), w 2021 roku liczba odpadów zebranych na tym odcinku wynosiła jedynie 35 sztuk a w 2022 była o 12 sztuk mniejsza (Rys. II.187). Za wzrost liczby odpadów na odcinku Hel (II), znajdującym się na trzecim miejscu pod względem sumarycznej liczby zebranych w 2022 r. odpadów, podobnie jak na odcinku zlokalizowanym w Stegnie, odpowiedzialny był wzrost liczby odpadów zaliczonych do kategorii plastik i drewno. W stosunku do roku 2021 liczba odpadów na tym odcinku spadła o 470 sztuk (z 1002 do 532 sztuki), przy czym liczba odpadów z tworzyw sztucznych zmniejszyła się z 553 do 284 sztuki, natomiast odpadów drewnianych z 277 do 122 sztuk (Rys. II.186) stanowiąc odpowiednio 53% i 23% zebranych na tym odcinku odpadów (Rys. II.187).

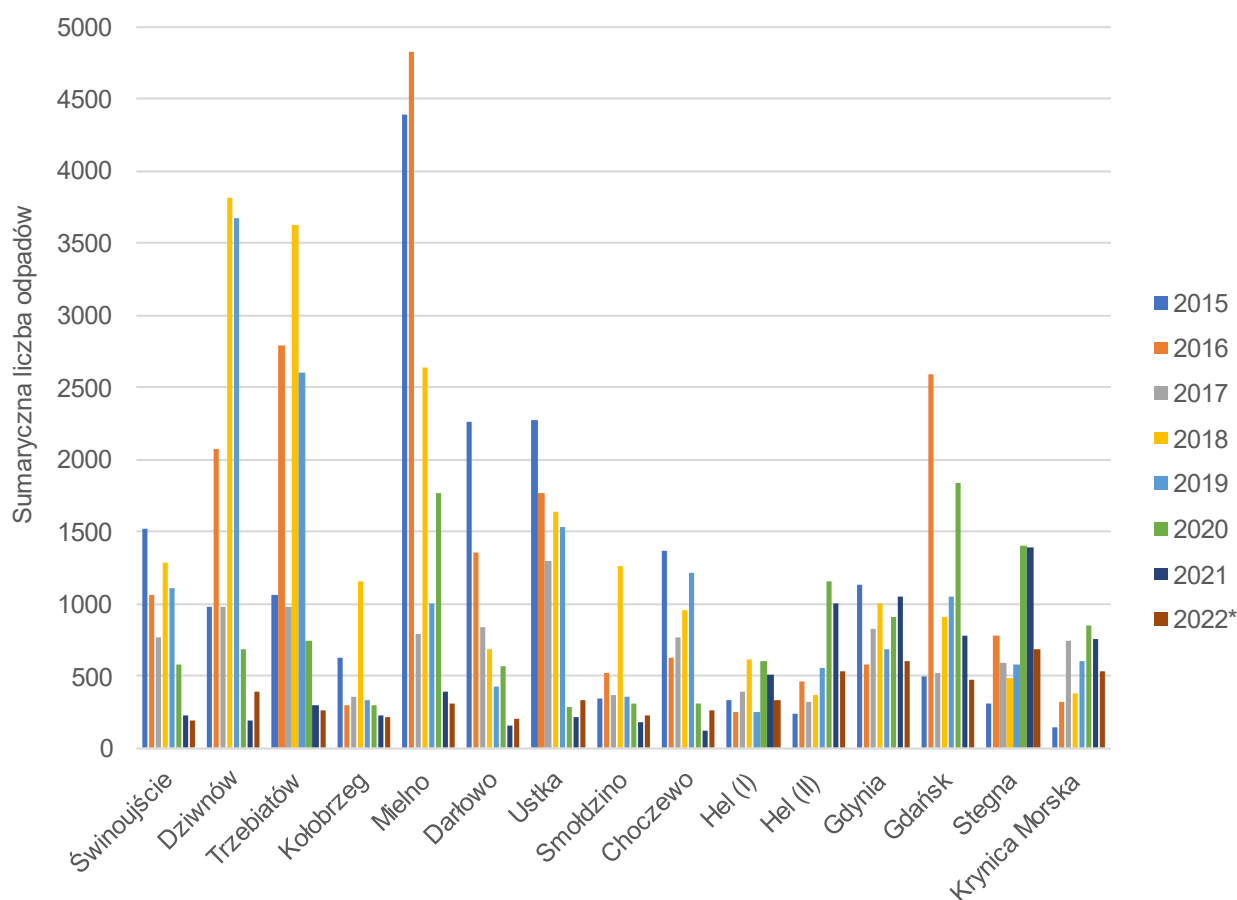


Rys. II.186. Sumaryczna liczba odpadów (z trzech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w ośmiu głównych kategoriach w 2022 roku.



Rys. II.187. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2022 roku.

Sumaryczną liczbę odpadów odnotowanych na każdym z 15 odcinków w 2022 r. porównano z danymi z lat 2015–2021 (Rys. II.188). W roku 2022 odnotowano wzrost liczebności odpadów na pięciu stacjach w Dziwnowie, Darłowie, Ustce, Smołdzinie oraz w Choczewie natomiast na pozostałych dziesięciu plażach liczba odpadów była mniejsza, w porównaniu do roku 2021. W całym okresie prowadzenia monitoringu najwięcej odpadów (4832 sztuki) zebrano w Mielnie w 2016 r., zaś najmniej w Choczewie w roku 2021 (114 sztuk). Maksymalna liczba odpadów odnotowana w 2022 r. opisująca odcinek w Steganie (686 sztuk) była 2 niższa niż wartość na tej stacji w roku 2021 (1385). Od roku 2018 obserwuje się spadek sumarycznej liczby odpadów na trzech odcinkach: Świnoujście, Trzebiatów oraz Kołobrzeg, przy czym największy spadek w tym czasie dotyczył liczby odpadów zebranych w Świnoujściu (z 1285 do 185 sztuk). Sumarycznie najmniejszą liczbę odpadów zebrano na odcinku Hel (I) – jedynie 3259 sztuk w ciągu 8 lat trwania monitoringu. Na wschód od monitorowanego odcinka zlokalizowany jest rezerwat przyrody Helskie Wydmny, a w strefie brzegowej i na nadbrzeżu brak jest infrastruktury zarówno turystycznej, jak i umocnień brzegowych.

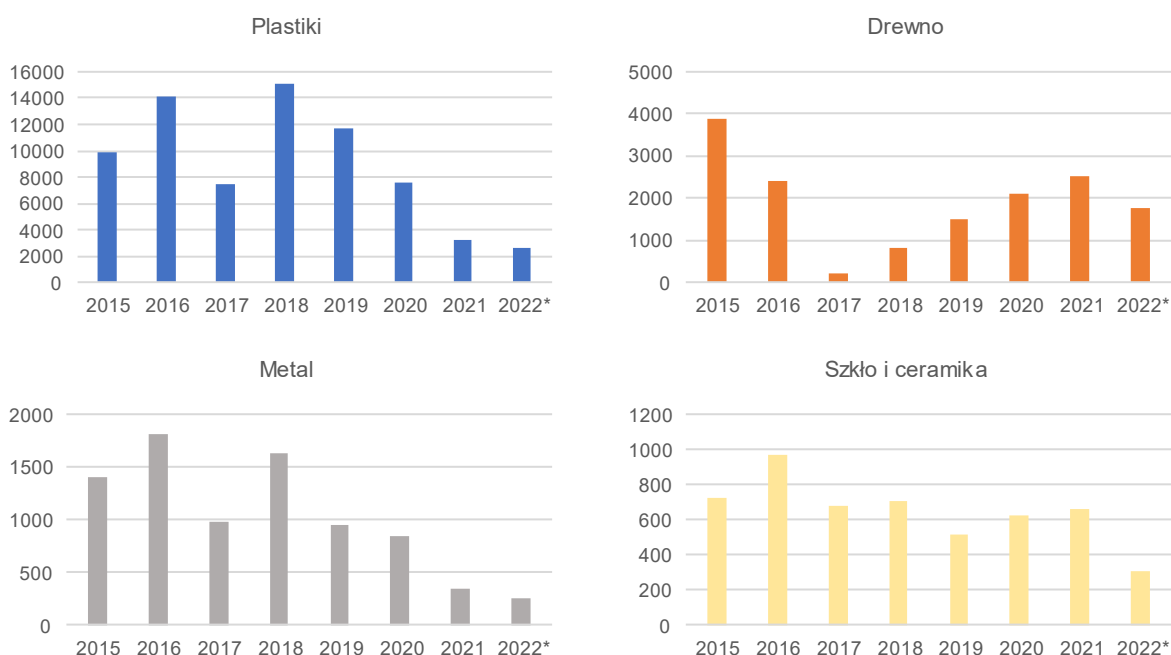


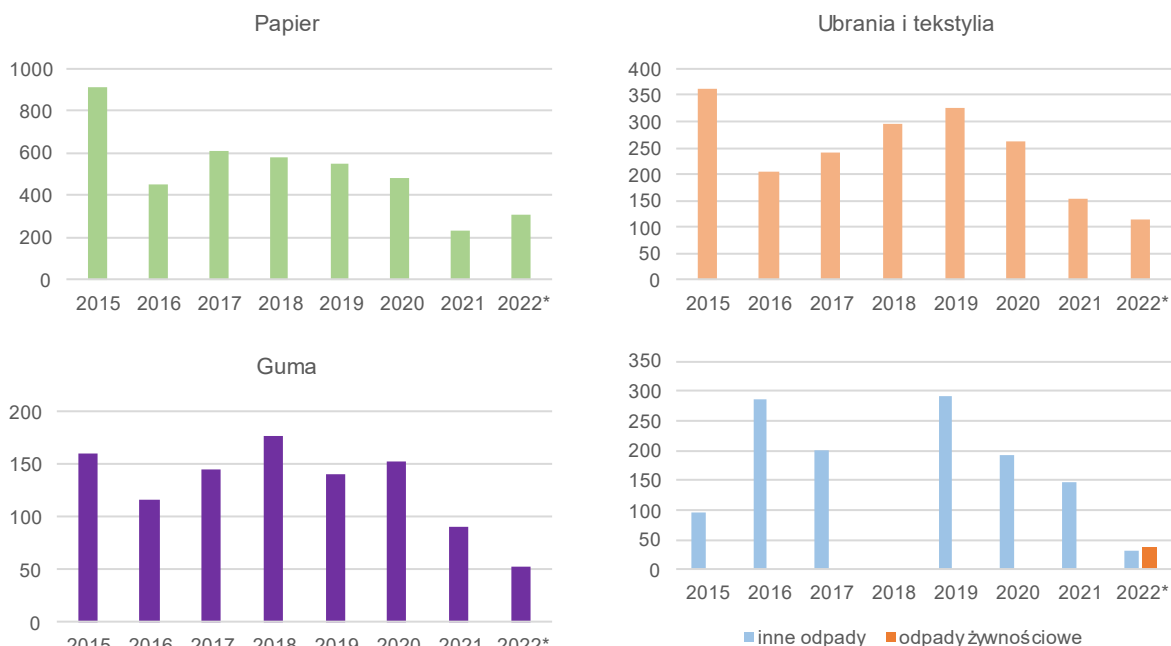
Rys. II.188. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015–2022. *dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień).

Liczbę odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w trzech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015–2022 przedstawiono na Rys. II.189. Zmienność liczebności w najliczniejszej z kategorii (plastiki) odzwierciedla zmiany w sumarycznej liczbie odpadów zebranych na 15 odcinkach w poszczególnych latach. Odnotowano spadek liczebności odpadów w sześciu głównych kategoriach. Mniejsza liczba odpadów może wynikać z przeprowadzenia tylko trzech etapów monitoringu, w ubiegłych latach były to cztery etapy. Najmniej odpadów plastikowych było obecnych na plażach w 2022 r. (2653 sztuki), natomiast maksymalną wartość odnotowano cztery lata wcześniej (15113 sztuk). Od tego czasu liczba zbieranych odpadów z tworzyw sztucznych malała w kolejnych latach o odpowiednio 23 i 35% wynosząc 11676 sztuk w 2019 r. i 7618 sztuk w 2020 r.

Podobną do plastików zmiennością charakteryzowały się odpady metalowe. Jednak ich liczebność była znacznie mniejsza i mieściła się w zakresie od 246 do 1816 sztuk, przy czym wartość charakteryzująca rok 2022 była niższa niż w roku ubiegłym (Rys. II.189). Podobnie jak w czterech poprzednich latach (2018-2021) odnotowano wzrost liczby elementów drewnianych. W stosunku do roku 2022, liczba ta zmalała o 761 sztuk do roku ubiegłego. Jednakże w porównaniu do 2017 r., liczba odpadów tej kategorii uległa zwiększeniu ośmiokrotnie (Rys. II.189). Spadek liczebności odpadów w strefie brzegowej, w stosunku do roku poprzedzającego (o 354 sztuki) odnotowano w 2022 r. również w kategorii szkło i ceramika, kiedy liczba odpadów wyniosła 309 sztuk (Rys. II.189).

Najwięcej odpadów papierowych (912 sztuk) zliczono w roku 2015, wartość odnotowana w 2021 roku (253) była najmniejszą w ciągu całego okresu monitoringu. W 2022 roku odnotowano wzrost liczby odpadów tej kategorii o 53 sztuki w porównaniu do roku ubiegłego. Od roku 2017, w którym liczba odpadów zaliczonych do tej kategorii wyniosła 611 sztuk, co roku obserwowany był spadek jej wartości aż do 2021 roku. Najmniej licznymi kategoriami odpadów były ubrania i tekstylia, guma oraz odpady niesklasyfikowane (odpady inne). Ich liczebność w ciągu ostatnich 8 lat monitoringu odpadów w polskiej strefie brzegowej ulegała niewielkim zmianom (Rys. II.189). Liczba odpadów z kategorii ubrania/tekstylia mieściła się w zakresie od 206 w 2016 r. do 363 w roku 2015. W latach 2016-2019 obserwowano wzrost ilości odpadów w tej kategorii do 325 w roku 2019. W roku 2020 ich liczba spadła o 62 sztuki a w roku 2021 już o 109 sztuk w roku 2022 odnotowano kolejny spadek liczby odpadów o 40 sztuk. Liczba odpadów gumowych w latach 2015-2020 nie przekroczyła 200 sztuk a w roku 2021 była mniejsza od 100 a w 2022 wyniosła zaledwie 53 sztuki, natomiast odpadów niesklasyfikowanych do żadnej z siedmiu głównych kategorii mieściła się w zakresie 31 - 291 sztuk. Wyjątek stanowił rok 2018, kiedy odnotowano rekordowo wysoką liczbę odpadów zaliczanych do kategorii inne - 1498 sztuk (Rys. II.189), z czego ponad 1100 sztuk zebrano na plażach w Smołdzinie (692 sztuki) i w Choczewie (425 sztuk). Przyczyną tak dużej ilości odpadów było zanieczyszczenie około 50 km polskiego wybrzeża parafiną w lipcu 2018 r. Według informacji Urzędu Morskiego w Gdyni nie udało się ustalić, kto dokładnie ponosi odpowiedzialność za to zanieczyszczenie, jednakże prowadzone w tej sprawie postępowanie wyjaśniające zakładało, że pojawienie się parafiny było prawdopodobnie wynikiem nielegalnego czyszczenia zbiorników ładunkowych statków przewożących tę substancję. Biorąc pod uwagę duże rozproszenie zanieczyszczenia, rzut mógł być dokonany w znacznej odległości od brzegu, nawet poza polskimi obszarami morskimi, a zanieczyszczenie mogło dryfować w toni wodnej przez wiele dni. W 2022 roku została dodana dodatkowa kategoria „odpady żywnościowe”, których liczebność wyniosła 38 sztuk.





Rys. II.189. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w ośmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015–2022 (*dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień) UWAGA: różne skale na wykresach..

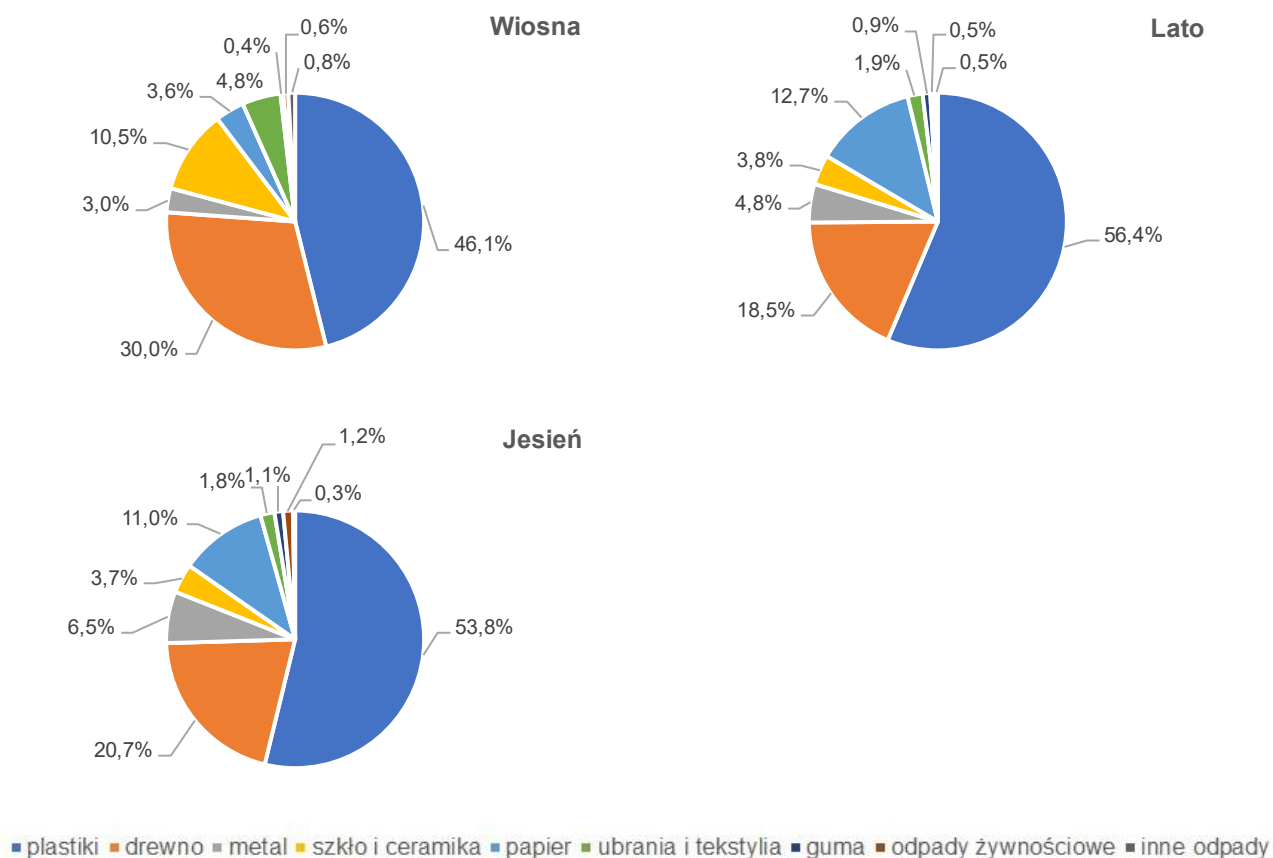
W roku 2022 odnotowano spadek liczby odpadów w kolejnych etapach monitoringu od wiosny do jesieni z wyłączeniem etapu zimowego. Odpady zebrane w etapie wiosennym stanowiły 36% (1997 sztuk). Latem odnotowano 1962 sztuki odpadów, co stanowiło 36% natomiast jesienią liczba odpadów spadła do 1557 sztuk, stanowiąc 28%. Na przełomie grudnia i stycznia 2023 r. nie odbył się monitoring odpadów.

Zmiany sezonowe liczebności odpadów przedstawiono również poprzez zestawienie udziałów procentowych poszczególnych kategorii na dwóch rodzajach plaż: plażach miejskich (Rys. II.190) reprezentowanych przez osiem odcinków, w tym pięciu zlokalizowanych w pobliżu rzek (Świnoujście, Trzebiatów, Gdańsk, Gdynia, Stegna) oraz plażach wiejskich (Rys. II.191.) reprezentowanych przez siedem odcinków. Aż 66,2% odpadów spośród odpadów zebranych na plażach w całym okresie 2015–2020 zebrano na plażach o charakterze miejskim. W roku 2021 udział odpadów zebranych na plażach miejskich był nieco niższy i wyniósł 41% w roku 2022 udział odpadów to 43%. Spadek liczebności odpadów może być spowodowany zwiększoną intensyfikacją sprzątania plaż lub mniejszym ruchem turystycznym. O dominującym charakterze plaż typu miejskiego pod względem liczby deponowanych odpadów świadczy też to, że co roku (z wyjątkiem roku 2017), odcinkiem, na którym odnotowuje się największą sumaryczną liczbę odpadów jest odcinek plaży o charakterze miejskim (Mielno w latach 2015–2016, Dziwnów w latach 2018–2019, Gdańsk w roku 2020, Gdynia w roku 2021 oraz Stegna w 2022 roku).

Na plażach miejskich tak jak i w roku ubiegłym (Rys. II.190) odpady plastikowe dominowały w trzech okresach badań, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił odpowiednio: 56,4% latem (478 sztuk), 53,8% jesienią (397 sztuki) i 46,1% wiosną (381 sztuk). Jest to sytuacja odmienna w stosunku do roku 2021, kiedy to jesienią udział odpadów plastikowych na plażach miejskich był niższy i wynosił 46%, przy liczebności na poziomie 288 sztuk.

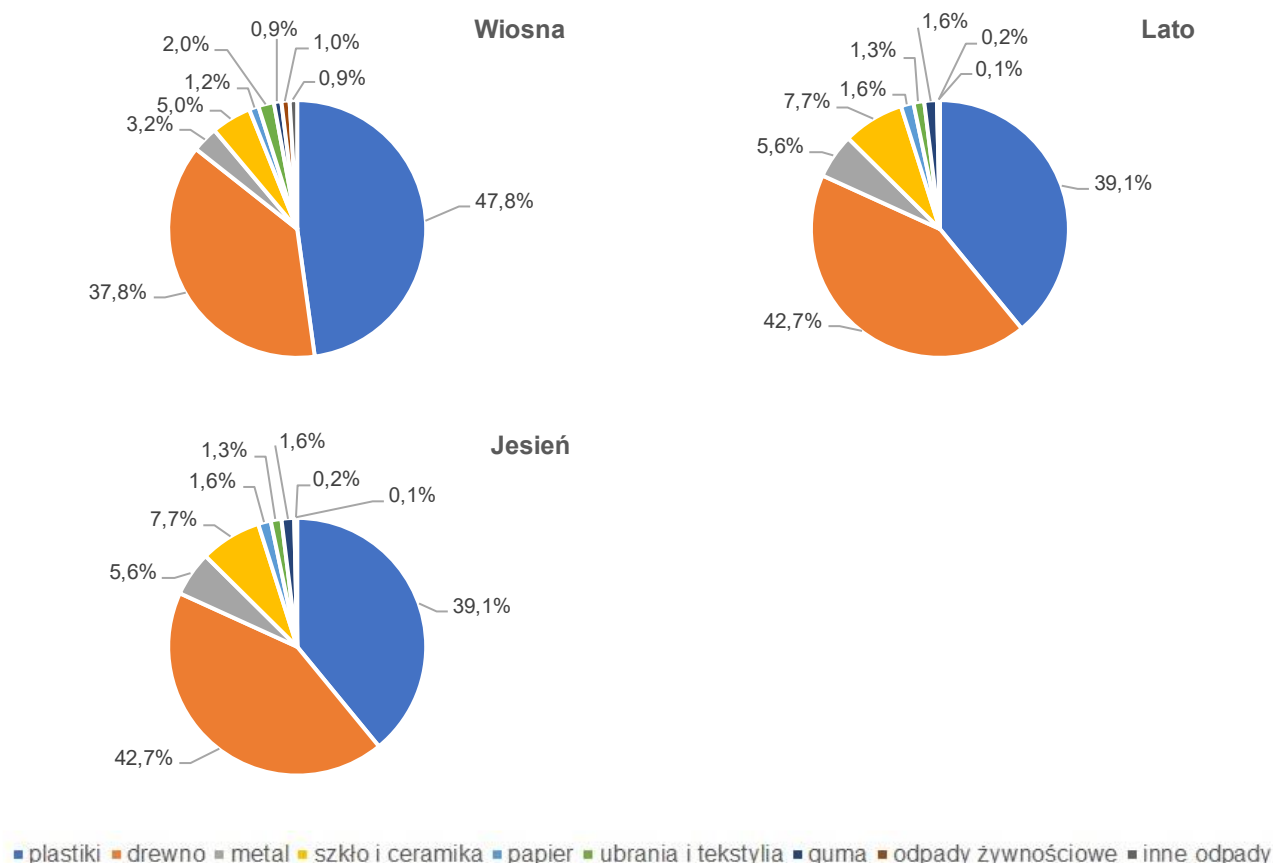
Największy udział procentowy odpadów drewnianych stwierdzono wiosną (30%, 248 sztuk), z czego 183 sztuki zebrano na odcinku w Gdańsku (Rys. II.190). Pomimo wysokiego udziału odpadów z kategorii drewno w sezonie jesiennym ich dużą liczbę (153 sztuki) zebrano latem, kiedy udział tej kategorii stanowił 20,7% (Rys. II.190). Duża liczba odpadów drewnianych stwierdzona na odcinku Gdańsk w znacznej mierze pochodziła ze źródeł morskich. Znaczny udział odpadów metalowych wynoszący 6,5% zaobserwowano na plażach o charakterze miejskim także latem (Rys. II.190), przy czym warto zaznaczyć, że w większości odpadów tej kategorii stanowiły kapsle od butelek i wieczka, co wskazuje na pochodzenie odpadów związane bezpośrednio z turystyką i rekreacyjnym wykorzystaniem plaż co jest szczególnie zauważalne w sezonie letnim. W pozostałych sezonach udział odpadów metalowych nie przekroczył 5%. Wiosną odnotowano też bardzo znaczący udział odpadów z kategorii szkło i ceramika stanowiący 10,5% (87 sztuk). W pozostałych sezonach wartości były

niższe i wynosiły około 4%. Sumaryczny udział odpadów zaliczanych do pozostałych kategorii (papier, ubrania i tekstylia, guma, inne odpady; na plażach miejskich wahał się w zależności od sezonu od 2% do 12,7% (Rys. II.190).



Rys. II.190. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2022 roku.

Przeciwnie do plaż typu miejskiego, na plażach wiejskich (Rys. II.191) dominującym rodzajem odpadów w dwóch porach roku (jesień i lato) elementy plastikowe nie były dominującym odpadem. Ich udział mieścił się w zakresie 39,1–47,8% i przeciwnie jak przypadku plaż typu miejskiego najmniejszy ich udział był latem. Największy udział odpadów z tworzyw sztucznych zaobserwowano wiosną, co zauważono również w roku poprzedzającym, kiedy udział odpadów plastikowych wyniósł 53%. Dużą zmiennością sezonową w ostatnich trzech latach charakteryzowały się odpady drewniane (Rys. II.191). Drewno może być wyrzucane na brzeg w czasie sztormów. Należy jednak podkreślić, że identyfikacja źródła pochodzenia drewna (naturalne czy antropogeniczne), szczególnie w przypadku niewielkich kawałków, jest trudna. Udział odpadów drewnianych w całkowitej liczbie odpadów na plażach wiejskich wzrastał w kolejnych sezonach od 37,8% wiosną do 42,7% jesienią i latem. Największą liczbę (328 sztuk) odpadów drewnianych zliczono na stacji Stegna podobnie było w roku 2021 gdzie odpady drewniane stanowiły 445 sztuk. W roku 2019 roku, udział odpadów drewnianych w poszczególnych etapach monitoringu na stacjach zlokalizowanych w obszarach wiejskich był znacznie mniejszy i każdorazowo utrzymywał się na poziomie 2–3%. Odpady zaliczane do pozostałych kategorii (metal, szkło, papier, ubrania i tekstylia, guma oraz inne) odnotowano we wszystkich sezonach, natomiast ich udział nie wykazywał dużego zróżnicowania na przestrzeni dwóch ostatnich lat



Rys. II.191. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2022 roku.

Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tabela II.56). Odpadami zaklasyfikowanymi do najliczniej występujących były odpady typu „inne drewno <50 cm”. Ich liczebność w roku 2022 wyniosła 787 sztuk co stanowi 18,2%. W roku ubiegłym odpady z tej kategorii odnotowały wzrost o 369 sztuk (1311–23,2%) w stosunku do roku 2020 gdzie liczebność ich wynosiła 942 sztuki, co odpowiadało udziałowi na poziomie 10,2%. W roku 2019 roku ten rodzaj odpadów zajmował 20 miejsce na liście odpadów najliczniej odnotowywanych na badanych odcinkach, a jego liczebność wyniosła 163 sztuki, co stanowiło 1,3% sumy najliczniejszych odpadów. W 2022 roku drugie miejsce zajęły odpady z rodzaju „inne drewno >50 cm”. Ich liczebność wyniosła 780 sztuk, co odpowiadało udziałowi na poziomie 18,1%. Rok wcześniej, ten rodzaj odpadów zajmował drugą pozycję na liście, z liczebnością na poziomie 923 sztuk i udziałem w całkowitej liczbie najliczniejszych odpadów wynoszącym 16,3%. Trzecie miejsce zajęły odpady z rodzaju „niedopałki papierosów i filtry”. Ich liczebność wyniosła 327 sztuk, co odpowiadało udziałowi na poziomie 7,6%. Rok wcześniej ten rodzaj odpadów zajmował 4 miejsce.

Zarówno liczebność niedopałków papierosów jak i ich udział procentowy były niższe niż w latach 2018–2019, kiedy to liczba niedopałków papierosów znalezionych na 15 odcinkach polskich plaż była odpowiednio około 2,5 i 3 krotnie wyższa wynosząc w roku 2018 - 6410 sztuk (38,3% sumy najliczniejszych odpadów) natomiast w roku 2019 5213 sztuki (40,9% sumy najliczniejszych odpadów). Mniejszą ilość niedopałków papierosów zebrano w roku 2017 (1686 sztuk, stanowiących 16,5% sumy najliczniejszych odpadów) ale i tak jest to liczba większa niż odnotowana niż w roku 2022. Prawie trzykrotny, spadek odnotowano w liczbie odpadów z rodzaju butelki (kawałki butelek). W 2022 roku odpady zaliczane do tej grupy stanowiły zaledwie 3,5% odpadów najliczniej występujących (150 sztuk), podczas gdy rok wcześniej ich udział wyniósł 6,7% (377 sztuk).

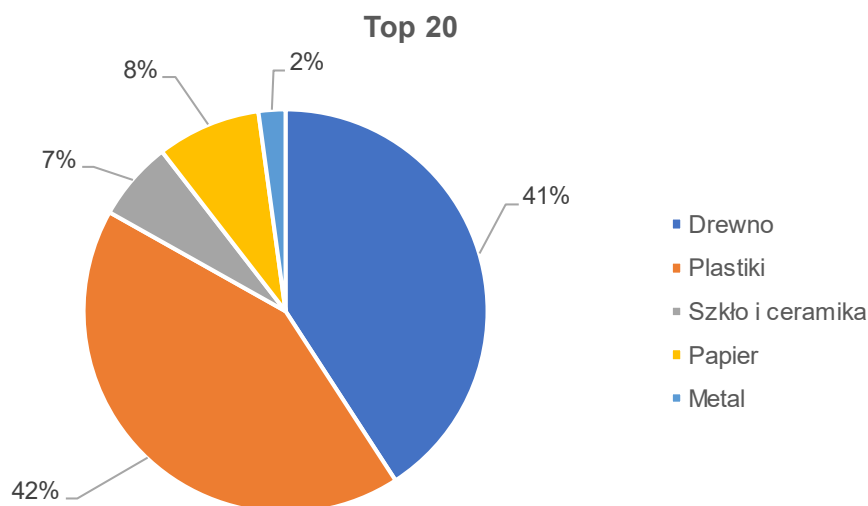
Kolejnym rodzajem odpadów, które pojawiły się w roku 2022 na liście najliczniej odnotowywanych były: fragmenty papieru, które również odnotowano w roku 2021, zajmując 14 miejsce. W 2022 roku nie zliczono ani jednej sztuki odpadów

z kategorii „patyczki po lizakach”, oraz „butelki po napojach <=0,5l”. Wśród odpadów najliczniej występujących od trzech lat nie zarejestrowano również odpadów: inne plastiki, balony i kijki do balonów oraz liny, sznury i siatki, które były obecne na liście w roku 2019.

Tabela II.56. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2022.

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1	Drewno	inne drewno < 50 cm	787	18,2
2	Drewno	inne drewno > 50 cm	780	18,1
3	Plastiki	niedopałki papierosów i filtry	327	7,6
4	Plastiki	opakowania po słodyczach/chipsach	315	7,3
5	Papier	fragmenty papieru	214	5,0
6	Plastiki	małe plastikowe torby i ich kawałki (np. worki na mrożonki)	197	4,6
7	Drewno	przetworzone drewno	195	4,5
8	Plastiki	plastikowe zakrętki/pokrywy po napojach	190	4,4
9	Plastiki	gąbki	153	3,5
10	Plastiki	sznurki i przewody (o średnicy mniejszej niż 1 cm)	152	3,5
11	Szkło i ceramika	butelki (kawałki butelek)	150	3,5
12	Plastiki	torby na zakupy i ich kawałki	131	3,0
13	Szkło i ceramika	materiały budowlane (cegła, cement, rury)	125	2,9
14	Plastiki	kawałki plastiku 2.5 cm > < 50 cm	105	2,4
15	Metal	puszki po napojach	93	2,2
16	Plastiki	kawałki polistyrenu 2.5 cm > < 50 cm	91	2,1
17	Plastiki	kawałki plastiku 0 - 2.5 cm	85	2,0
18	Plastiki	kapsle od butelek, wieczka	80	1,9
19	Papier	inne części papierowe	75	1,7
20	Papier	kubki i pokrywy	70	1,6

Najliczniej występującą kategorią odpadów w 2022 r. były tworzywa sztuczne (42%). Udział drewna wyniósł o 1% mniej w stosunku do tworzyw sztucznych (Rys. II.192). W latach 2017-2021 udział odpadów plastikowych mieścił się w zakresie 66-79%. Na trzecim miejscu, w roku 2022 znalazły się odpady z kategorii papier, jednak ich udział w dwudziestu najliczniej występujących rodzajach odpadów w stosunku do roku poprzedniego wzrósł czterokrotnie – z 2 do 8%. Udział odpadów zaliczonych do kategorii szkło i ceramika wyniósł 8% metale nie przekroczyły 5%.



Rys. II.192. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2022 roku.

Poprzez przypisanie poszczególnych stacji do trzech obszarów oceny wyznaczono średnią liczebność odpadów każdej kategorii przypadającą na 100 m monitorowanego odcinka w wyróżnionym obszarze. Największą częstotliwością występowania charakteryzowały się plastiki w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (8,8/100 m), co oznacza nieznaczny spadek w stosunku do roku poprzedniego (10,8/100 m) (Tabela II.57). W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego liczba odpadów plastikowych wynosiła odpowiednio 4,3/100 m i 2,9/100 m. Na drugim miejscu pod względem częstotliwości występowania znajdowały się odpady drewniane z częstotliwościami wynoszącymi 5,7/100 m w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, 2,3/100 m w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i 4,2/100 m w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego. W przypadku pozostałych kategorii liczebność odpadów pozostawały poniżej 1/100 m, włączając w to kategorię odpady żywnościowe, która po raz pierwszy została wyodrębniona.

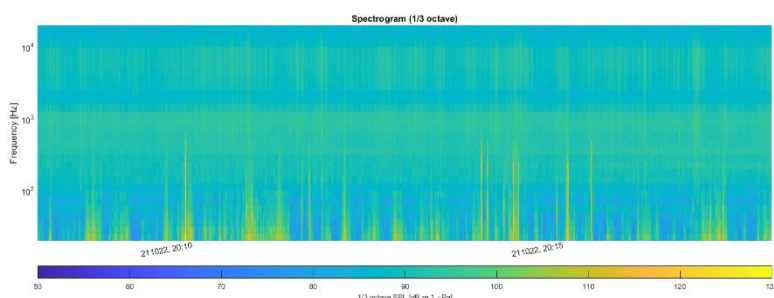
Wyznaczone wartości posłużyły do dokonania oceny stanu środowiska w poszczególnych obszarach poprzez odniesienie ich do wartości progowych zaproponowanych na poziomie krajowym w „Aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego” – przyjętej uchwałą nr 8 Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2019 roku. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty tylko w przypadku plastików i odpadów drewnianych we wszystkich obszarach oceny. Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów dobry stan środowiska morskiego nie został osiągnięty tylko w obszarze polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Tabela II.57).

W związku z wyznaczeniem wartości progowej dla całkowitej liczby odpadów przypadającej na 100 m na poziomie Unii Europejskiej, która wynosi 20 odpadów/100 m przeprowadzono również ocenę poprzez odniesienie mediany dla sumarycznej liczby odpadów przypadających na 100 m badanych odcinków do wartości progowej. Dokonanie oceny w poszczególnych basenach nie było możliwe ze względu na minimalną zalecaną liczbę przeprowadzonych badań, która wynosi 40. Liczba wszystkich badań przeprowadzonych w skali jednego roku na polskim wybrzeżu wynosi 45. Zastosowanie kryterium EU oznacza dobry stan środowiska w zakresie odpadów gromadzonych na polskim wybrzeżu.

Tabela II.57. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów w 2022 roku (kolor zielony - wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony - wyniki przekraczające wartości progowe).

Kategoria	Ocena krajowa i zgodna z wytycznymi EU	Wartości progowe N/100 m	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
		Średnia liczebność odpadów na 100m			
plastiki (materiały polimerowe)	Ocena krajowa	3	4,3	2,7	8,8
drewno		1	2,3	4,2	5,7
metal		1	0,4	0,4	0,8
szkło i ceramika		1	0,7	0,3	0,9
papier/karton		1	0,9	0,4	0,6
ubrania i tekstylia		1	0,3	0,1	0,2
guma		1	0,1	0,0	0,2
odpady żywnościowe		-	0,1	0,0	0,1
inne odpady		-	0,0	0,2	0,1
suma		9	9,0	8,2	17,5
		Mediana liczebności odpadów na 100m dla całego Wybrzeża			
Całkowita liczba odpadów	Ocena zgodnie z wytycznymi UE	20	9,6		

II.4.5. Podwodny hałas



Monitoring hałasu podwodnego zgodnie z Programem Monitoringu Wód Morskich obejmuje rozkład czasowo-przestrzenny dźwięków impulsowych oraz dźwięków ciągłych o niskiej częstotliwości, w ramach cechy 11 i wiąże się z wprowadzaniem hałasu z działalności człowieka. Podwyższone poziomy podwodnych dźwięków mogą mieć wpływ na zwierzęta morskie, przy czym wpływ ten obejmuje maskowanie innych dźwięków, zaburzenia zachowania oraz zmiany fizjologiczne (utrata słuchu, dyskomfort, uszkodzenia układu słuchowego). W skrajnych przypadkach, gdy zwierzęta znajdują się w pobliżu bardzo głośnych źródeł (w szczególności podwodnych wybuchów), konsekwencją może być uszkodzenie tkanek i śmierć (CBD, 2012).

W Polsce badania dotyczące hałasu podwodnego zapoczątkowano w latach 2015 – 2017, w których wdrożony został, pilotażowy w skali kraju, monitoring podwodnego hałasu w polskiej strefie Morza Bałtyckiego, w zakresie dwóch wskaźników: podwodne dźwięki ciągłe oraz podwodne dźwięki impulsowe. Od roku 2018 w ramach realizacji monitoringu środowiska morskiego Polskich Obszarów Morskich (POM), prowadzony jest w sposób ciągły pomiar dźwięków podwodnych na sześciu stacjach (Rys. II.197).

Dźwięki impulsowe

Impulsowy antropogeniczny hałas podwodny wywiera niekorzystny wpływ na wiele gatunków morskich. Wiele zwierząt morskich wykorzystuje dźwięki podwodne podczas orientacji, komunikacji, nawigacji i/lub chwytaniu ofiar. Zwierzęta te mają szczególnie wrażliwe systemy słuchowe. Wykazano, że oddziaływanie znacznego hałasu może powodować szerokie spektrum zaburzeń. Zakres wpływu głośnych dźwięków impulsowych obejmuje efekty behawioralne (odstraszenie, niepokojenie), wpływ na układy słuchowe (tymczasowa i trwała utrata słuchu), obrażenia fizjologiczne, a w skrajnych przypadkach śmierć. Fale dźwiękowe skutecznie rozchodzą się w wodzie, co oznacza, że głośne źródła bez zastosowania środków ograniczających hałas mogą oddziaływać na duże odległości, nawet do kilkudziesięciu kilometrów. Najbardziej istotnymi źródłami antropogenicznego hałasu impulsowego są eksplozje, wbijanie pali, badania sejsmiczne i sonary niskiej częstotliwości. Mimo, że hałas nie utrzymuje się w środowisku, może szkodzić gatunkom morskim, jeśli nie zostaną podjęte środki w celu złagodzenia niekorzystnych oddziaływań (HELCOM, 2023a).

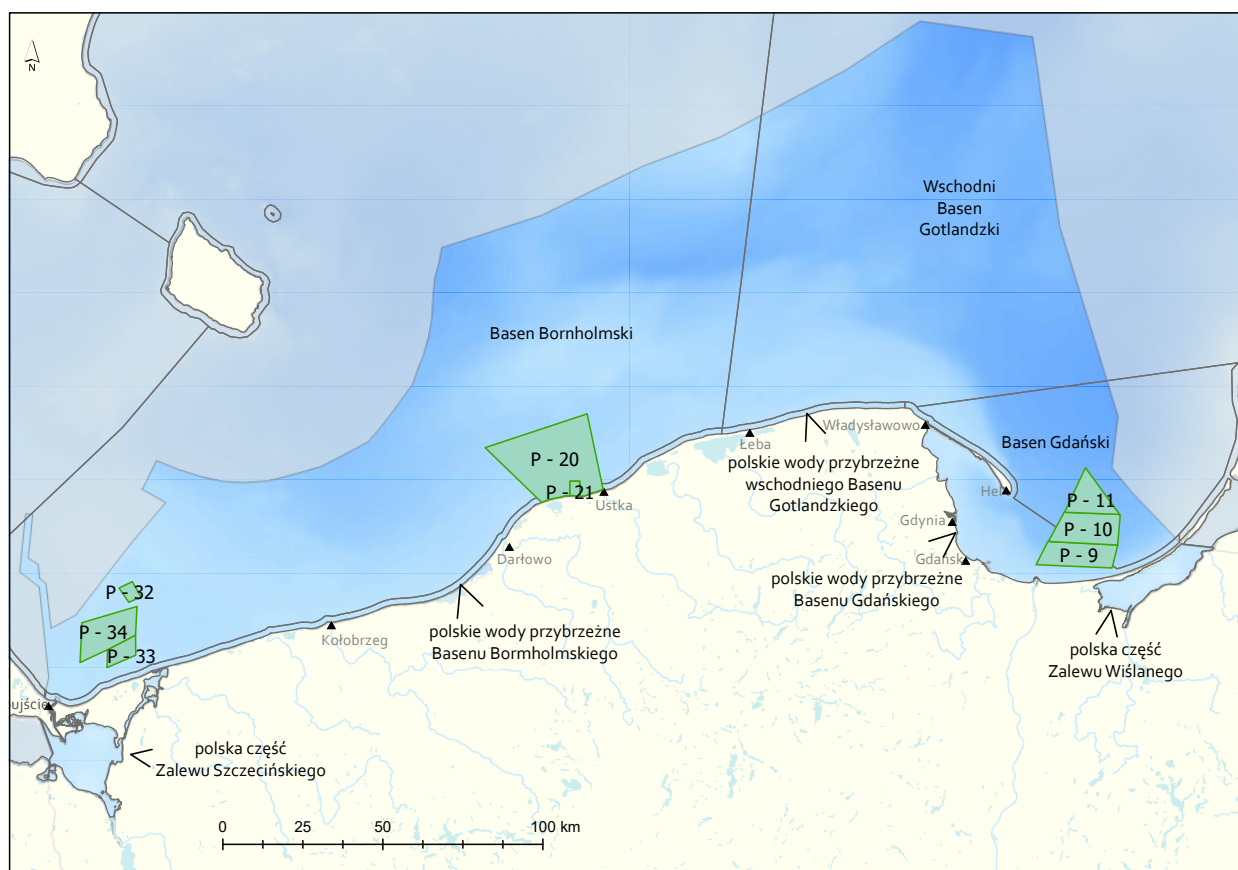
Ocena stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich Bałtyku pod względem podwodnych dźwięków impulsowych w 2022 roku wykonana została w oparciu o dane działalności wojskowej oraz wykorzystania sprzętów do badań dna morskiego przez Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy oraz Urząd Morski w Gdyni.

Dane odnośnie dźwięków impulsowych pozyskane z Ministerstwa Obrony Narodowej dotyczą działalności wojskowej na ośmiu poligonach morskich na Bałtyku (P-9, P-10, P-11, P-20, P-21, P-32, P-33, P-34) w latach 2012 – 2022r. Działalność wojskowa w 2022 na poligonach morskich, polegała na przeprowadzaniu detonacji ładunków wybuchowych w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, w ramach: bombardowania, strzelania sytuacyjnego, strzelania artyleryjskiego, zadań ogniowych broni podwodnej oraz niszczenia przedmiotów niebezpiecznych. Dane dotyczące eksplozji zazwyczaj zawierały informacje zarówno o ilości oraz typie ładunku wykorzystanego do eksplozji, w tym również o wielkości zdetonowanych ładunków wybuchowych ([kg] TNT), nie zawierały natomiast informacji o poziomach generowanego hałasu.

Dane dotyczące badań podwodnych przeprowadzonych przez Państwowy Instytut Geologiczny – PIB obejmowały wykonywanie badań sejsmoakustycznych przy użyciu urządzenia subbottom profiler, natomiast badania przeprowadzane przez Urząd Morski w Gdyni obejmowały badania sondą wielowiązkową (MBES).

Klasyfikację źródła hałasu impulsowego oparto o pięciostopniową skalę siły eksplozji oraz czterostopniową skalę przygotowaną dla sonarów zgodnie z wytycznymi dotyczącymi monitorowania hałasu podwodnego w morzach europejskich (Dekeling et al., 2014) (Tabela II.58). W przypadku eksplozji dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej odnosi się do źródła hałasu o natężeniu, który wygenerowany zostaje w trakcie detonacji ładunku o wadze 8 g TNT. W przypadku sprzętu akustycznego do badania dna minimalny poziom źródła hałasu wynosi 176 dB re 1 μ Pa m. Na podstawie otrzymanych informacji przyjęto, że subbottom profiler używany przez PIG-PIB generował hałas na poziomie bardzo niskim, natomiast w przypadku echosondy wielowiązkowej, częstotliwość jej działania – 450 kHz jest poza zakresem uwzględnianym w monitoringu hałasu tj. od 10 Hz do 10 kHz (Dekeling et al., 2014), stąd działania echosondy wielowiązkowej nie uwzględniono w ocenie.

Rozkład przestrzenny poligonów wojskowych w głównej mierze wskazuje na koncentrację wybuchów w dwóch akwenach: obszarze Basenu Bornholmskiego (poligony: P-32, P-33, P-34, P-20, P-21) oraz rejonie Basenu Gdańskiego (poligony: P-9, P-10 oraz P-11) (Rys. II.193). Badania dna morskiego wykonywane przez PIG – PIB odbywały się między Ustką a Darłowem, w obrębie Basenu Bornholmskiego. W związku z powyższym niniejszy opis wyników dotyczy wyłącznie tych dwóch obszarów.



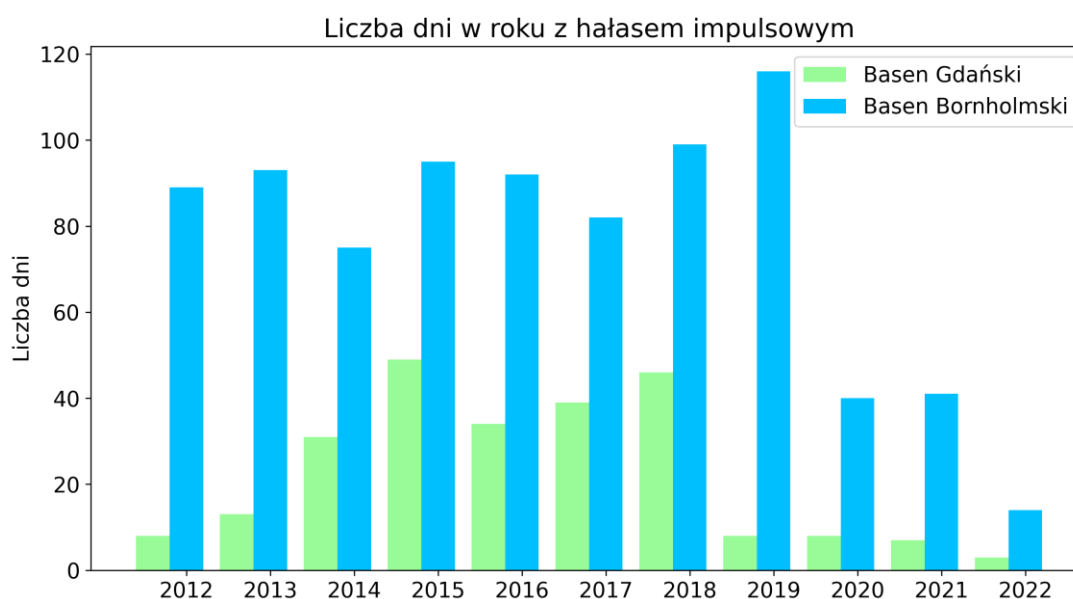
Rys. II.193. Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2012–2022.

Tabela II.58. Skala poziomów źródła hałasu impulsowego

Typ eksplozji	Ilość ładunku [TNT]	Poziom źródła systemu sonarowego	Poziom źródła, zaokrąglony do najbliższego decybel
Bardzo małe eksplozje	8 g – 210 g	Bardzo niski	176–200 dB re 1 μ Pa m
Małe eksplozje	210 g – 2,1 kg	Niski	201–210 dB re 1 μ Pa m
Średnie eksplozje	2,1–21 kg	Średni	211–220 dB re 1 μ Pa m
Silne eksplozje	21–210 kg	Wysoki	powyżej 220 dB re 1 μ Pa m
Bardzo silne eksplozje	powyżej 210 kg	-	-

Z perspektywy wielolecia rok 2022 charakteryzował się najmniejszą liczbą dni z hałasem impulsowym, więc trend mniejszej obecności tego typu dźwięków nadal się utrzymuje. Liczba dni z hałasem impulsowym związanym z działalnością wojskową zmniejszyła się zarówno w Basenie Bornholmskim, jak i Gdańskim (Tabela II.59). W latach 2020, 2021 i 2022 wyraźnie widać zmniejszenie liczby dni z hałasem impulsowym w Basenie Bornholmskim, a w latach 2019, 2020, 2021 i 2022 w Basenie Gdańskim (Rys. II.194).

Rozpatrując udział różnych typów działalności generującej hałas impulsowy, w analizie 2022 roku, prawie 90% zarejestrowanych dni z hałasem wiąże się z działalnością wojskową, 10,5% dni wynika z badań akustycznych dna morskiego generujących hałas na bardzo niskim poziomie (Tabela II.59).



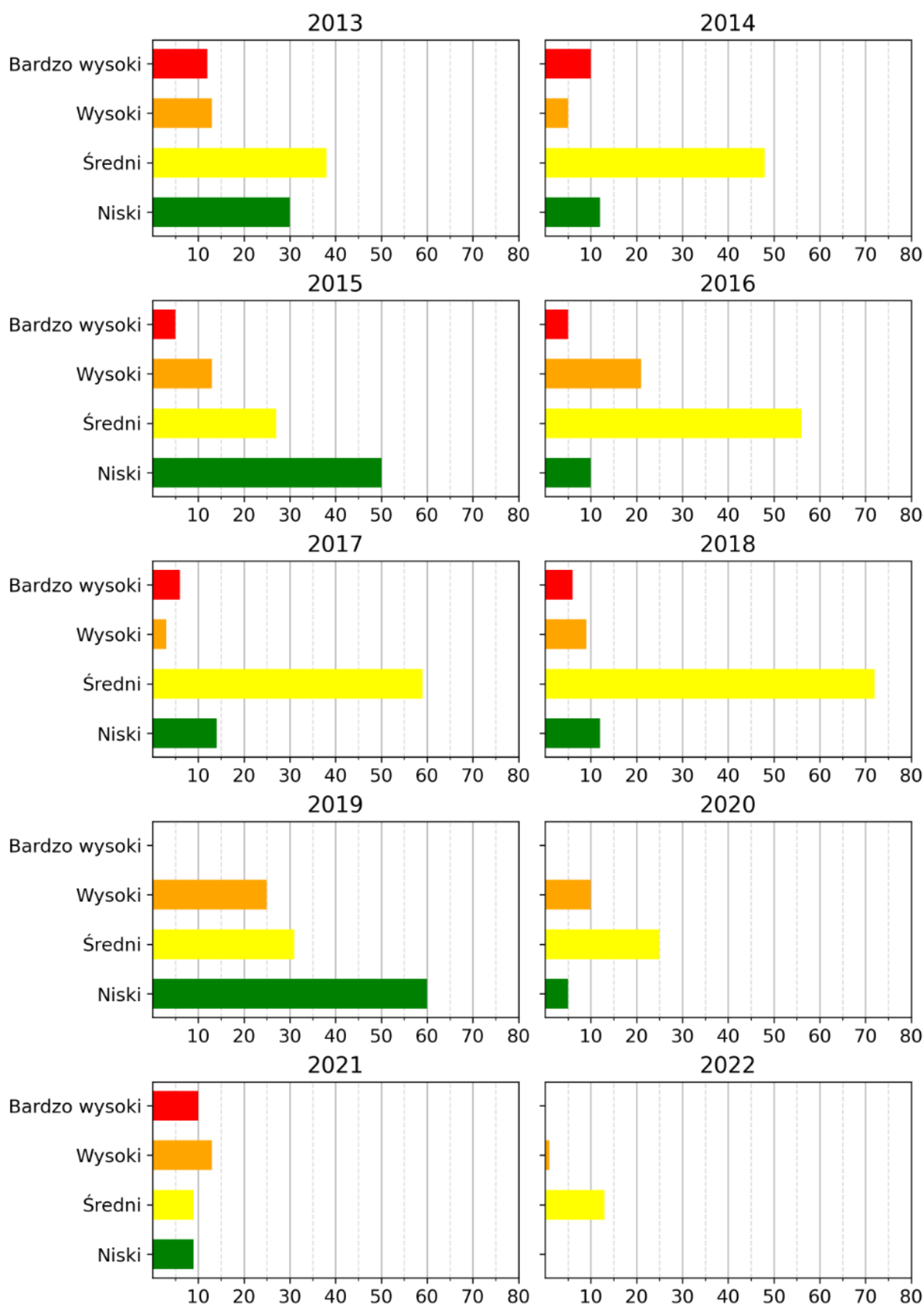
Rys. II.194. Liczba dni występowania hałasu impulsowego na co najmniej niskim poziomie wywołanych przez działalność wojskową (2012 – 2022) oraz badania dna (2022) w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim.

Tabela II.59. Procent dni dla każdego rodzaju działalności generującej hałas impulsowy uwzględnionej w 2022 roku.

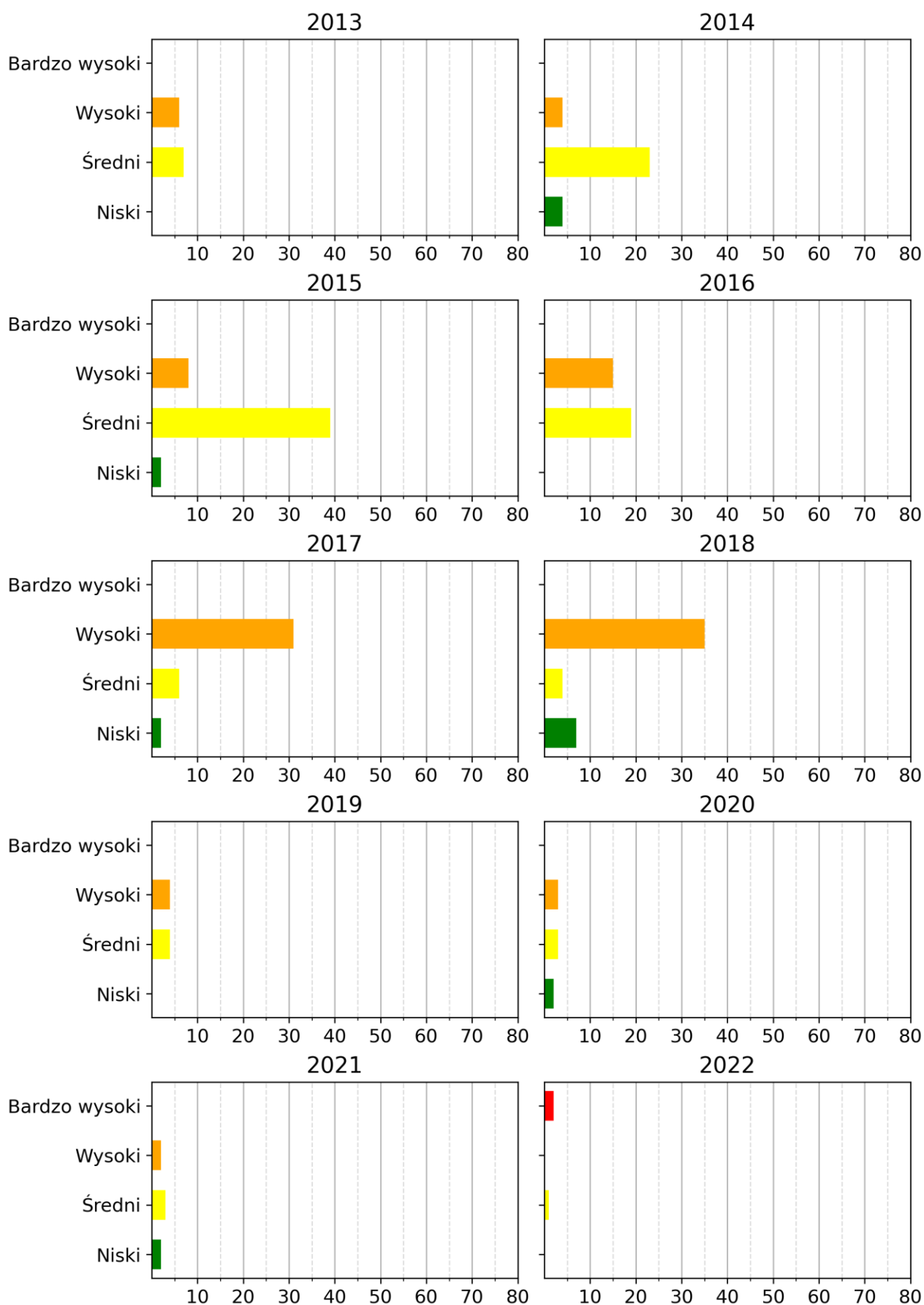
Basen	Rodzaj działalności generującej hałas impulsowy	Liczba dni z hałasem impulsowym	Procent dni z hałasem impulsowym
Bornholmski	Działalność wojskowa	14	73,7
Bornholmski	Badania sejsmoakustyczne	2	10,5
Gdański	Działalność wojskowa	3	15,8

W Basenie Bornholmskim w 2022 roku odnotowano 2 dni występowania hałasu bardzo niskiego związanego z badaniami dna morskiego prowadzonymi przez PIG-PIB (nie uwzględniono na wykresie), 13 dni z hałasem impulsowym spowodowanym detonacjami ładunków w zakresie od 2,1-21 kg (średni poziom eksplozji), oznacza lekki wzrost względem 2021 roku. Jedynie przez 1 dzień występowały dźwięki wywołane eksplozjami poziomu wysokiego (21kg – 210 kg), co stanowi najmniejszą liczbę w wieloleciu, natomiast nie odnotowano eksplozji bardzo wysokiego poziomu w tym basenie (Rys. II.195). Całkowita liczba dni występowania dźwięków impulsowych w obszarze Basenu Bornholmskiego wyniosła 16 dni.

W Basenie Gdańskim zarejestrowano jedynie dwa poziomy źródła hałasu impulsowego – średni i bardzo wysoki. Hałas o poziomie bardzo wysokim występował w dwa dni, w trakcie bombardowania. W przypadku tych zdarzeń nie podano użytej ilości ładunku TNT, jednak przyjęto ostrożne założenie, że generowany był hałas na bardzo wysokim poziomie. Zanotowano także jeden dzień z hałasem na średnim poziomie eksplozji związany z zadaniem ogniowym broni podwodnej (Rys. II.196).



Rys. II.195. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego zarejestrowanego na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloletiu 2013 – 2022.

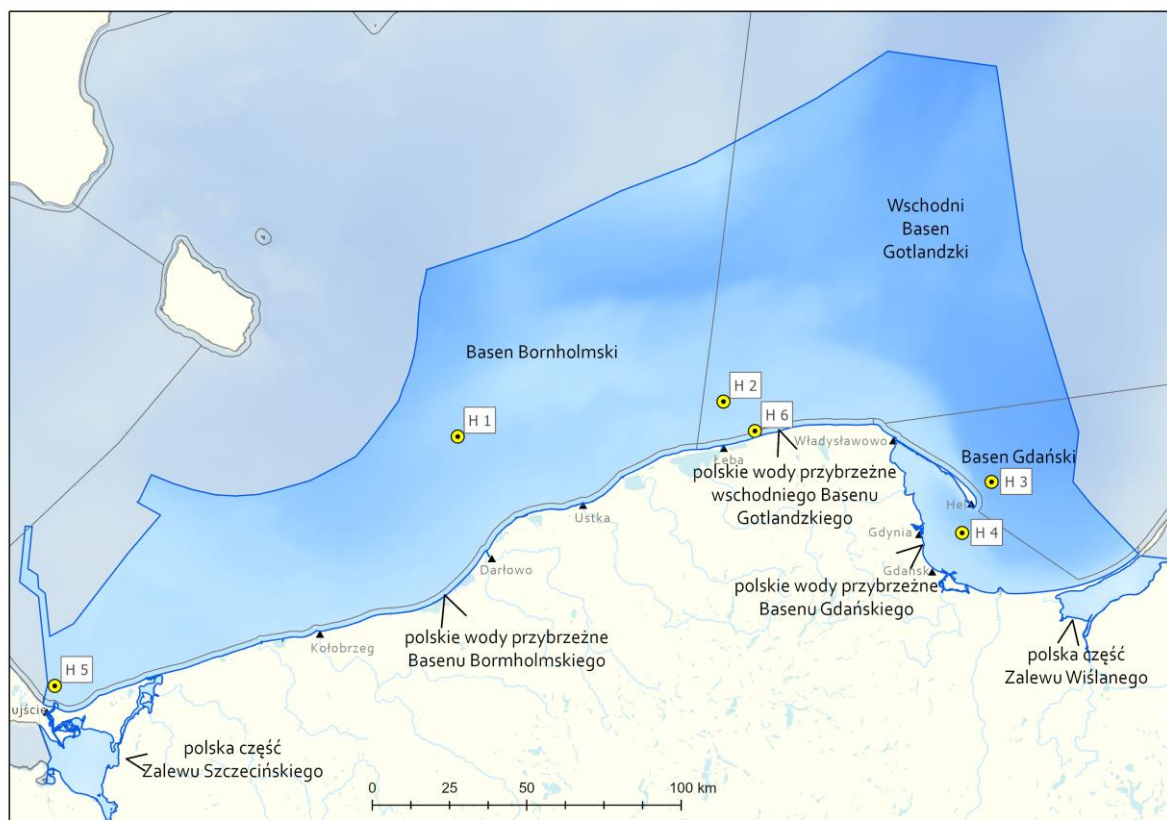


Rys. II.196. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego zarejestrowanego na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2013 – 2022.

Dźwięki ciągłe

Podwodne dźwięki w wodzie można podzielić na dwie kategorie: naturalne i antropogeniczne, gdzie pierwsza obejmuje wszystkie dźwięki, które są wytwarzane przez zwierzęta lub procesy geofizyczne, podczas gdy druga jest wytwarzana przez działalność człowieka. Przykładami procesów geofizycznych są: deszcz, fale wiatrowe, lód, grzmoty i aktywność sejsmiczna. Dźwięki biologiczne (wokalizacja zwierząt) są wytwarzane przez walenie, foki, ryby i bezkręgowce. Głównym źródłem antropogenicznych dźwięków ciągłych o niskiej częstotliwości są statki, ale także infrastruktura: mosty, platformy, morskie farmy wiatrowe. W obszarach intensywnej działalności człowieka antropogeniczne źródła dźwięku nakładają się na naturalne dźwięki o niskich częstotliwościach. Ciągły hałas antropogeniczny stanowi znaczącą presję na środowisko morskie ze względu na jego stałą obecność i rozległy zasięg przestrzenny w całym słupie wody w obszarach otwartego morza. Dźwięk może oddziaływać na organizmy morskie na kilka sposobów. W przypadku hałasu ciągłego o niskiej częstotliwości szczególne znaczenie ma ograniczenie zasięgu skutecznej komunikacji akustycznej i odbioru innych, biologicznie istotnych dźwięków, tzw. maskowanie, oraz zaburzenia zachowania, ale także w przypadku długotrwałego narażenia na stres, zmiany fizjologiczne, do których może prowadzić wysoki poziom hałasu.

W latach 2015 – 2017 wdrożony został pilotażowy w skali kraju monitoring podwodnego hałasu w polskiej strefie Morza Bałtyckiego a w listopadzie 2018 roku, umieszczonych zostało sześć rejestratorów dźwięku – hydrofonów (firmy Wildlife Acoustics – SM3M oraz od 2021 roku firmy OceanInstrumentsNZ – SoundTrap) stale nagrywających podwodne dźwięki. Rozmieszczenie poszczególnych przyrządów pomiarowych zostało zaplanowane w taki sposób, by uzyskać charakterystyki hałasu ciągłego dla Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Gdańskiego oraz obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.197). Stacje pomiarowe z numerami od 1 do 5, zlokalizowane zostały blisko torów wodnych, stacja nr 6 posadowiona została w obszarze oddalonym od torów wodnych jako stacja referencyjna o najmniejszym wpływie hałasu z działalności człowieka.



Rys. II.197. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku, na których prowadzony był ciągły monitoring dźwięków podwodnych w 2022 roku.

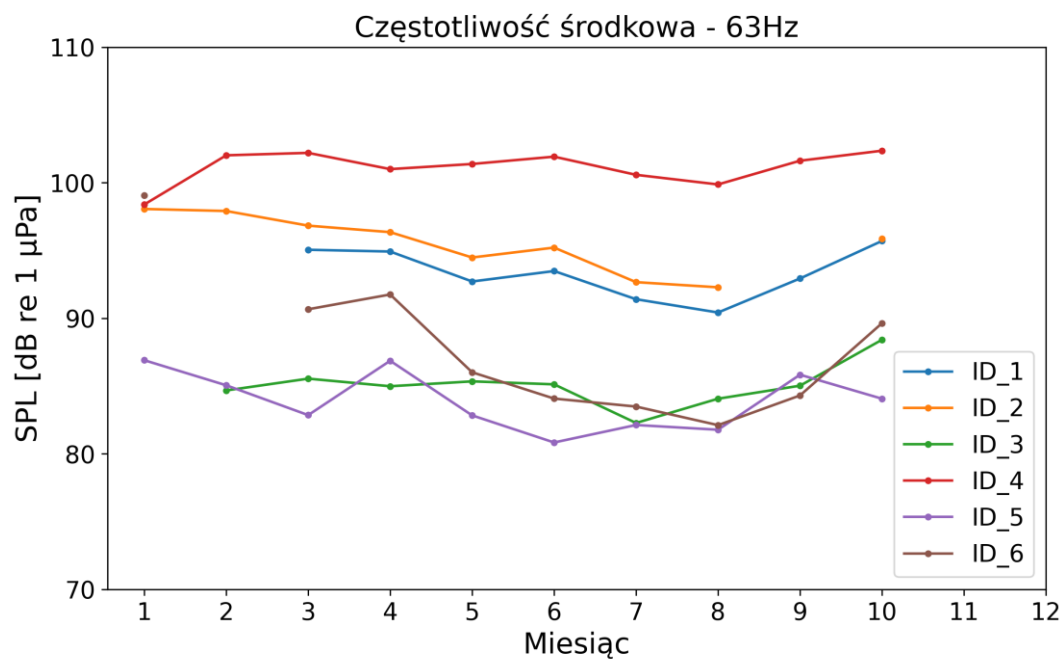
Rejestracja dźwięku podwodnego przeprowadzona została w formie zapisu ciągłego z częstotliwością próbkowania 48 kHz. Specyfikacje dotyczące poszczególnych hydrofonów zostały przedstawione w Tabeli II.60.

Tabela II.60. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego w 2022 roku.

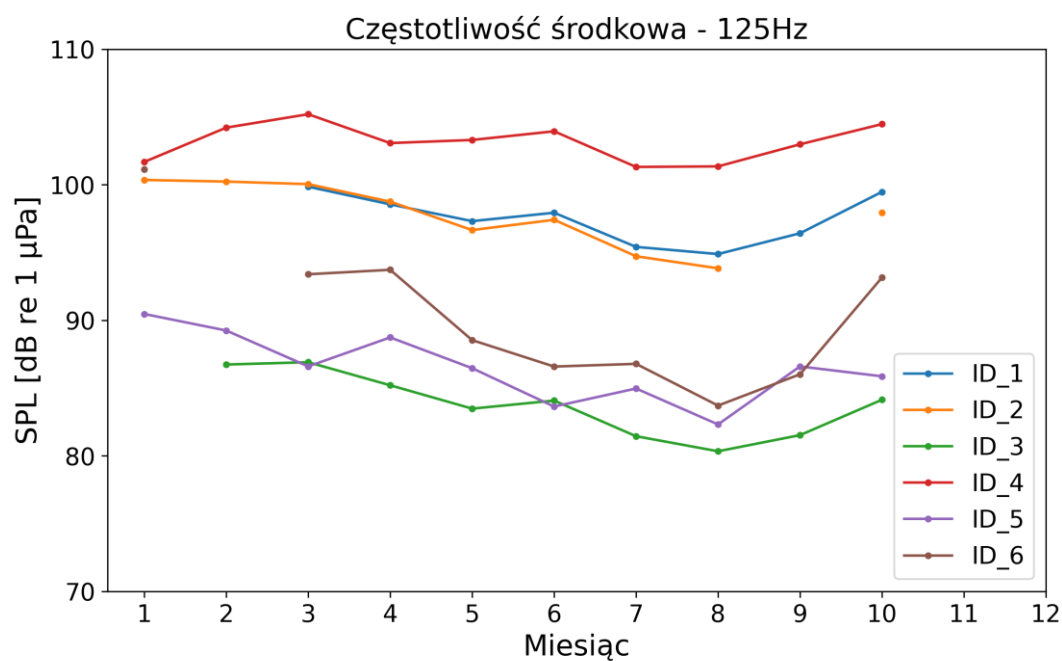
nr stacji	głębokość	urządzenie
Stacja_1	45	SM3M
Stacja_2	28	SM3M
Stacja_3	84	SM3M
Stacja_4	32	SM3M
Stacja_5	12	SM3M / SoundTrap600HF
Stacja_6	15	SM3M

Dane z zarejestrowanym szumem podwodnym przetworzone zostały w celu wyodrębnienia zmian poziomu ciśnienia akustycznego (SPL – Sound Pressure Level) w odniesieniu do 1 μ Pa dla zakresów pasm częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. W przetwarzaniu ciągłych nagrań dźwięków podwodnych wykorzystano skrypt, którego wynikiem są średnie poziomy ciśnienia akustycznego (SPL re 1 μ Pa) z 20 sekundowych okresów (napisany przez Leifa Perssona w ramach projektu BIAS i zmodyfikowany dla potrzeb przetwarzania danych pozyskiwanych w Polsce).

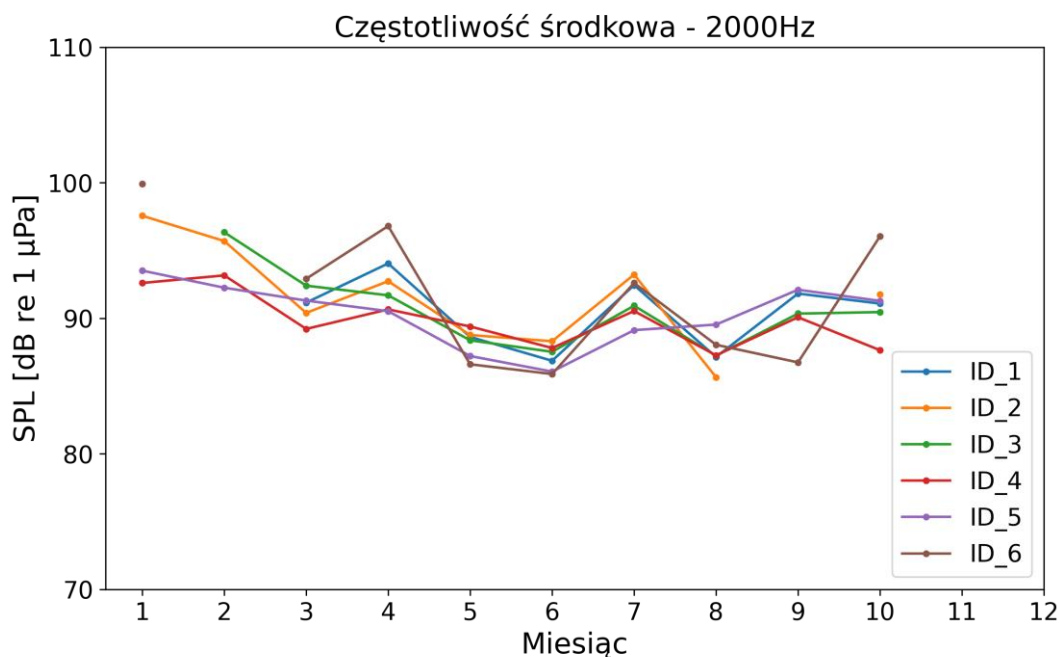
Analiza rozkładu czasowego mediany poziomu ciśnienia akustycznego na przetomie miesięcy w roku 2021 w zakresie częstotliwości w paśmie 1/3 oktawy z wartościami środkowymi 63 Hz oraz 125 Hz wskazuje, że najniższe wartości hałasu podwodnego w skali roku notowane są na trzech stacjach, tj. stacji nr 3, stacji nr 5 oraz stacji nr 6 a wyraźnie wyższe na stacjach nr 1, 2 i 4, przy czym na stacji nr 4 czyli w Basenie Gdańskim zarejestrowano najwyższe poziomy ciśnienia akustycznego (Rys. II.198., Rys. II.199.) W przypadku stacji z numerami 5 oraz 6, niskie wartości wynikać mogą z tłumienia fal akustycznych w obszarach płytkich, w tym wypadku na obu stacjach głębokości osiągają odpowiednio 12 m i 15 m (Tabela II.60). Stacje 5 i 6 jednocześnie wykazują większe fluktuacje w ciągu roku, co spowodowane może być ich umiejscowieniem w strefie płytkowodnej, gdzie wyraźny jest wpływ stanu morza/falowania na rejestrowany hałas. Stacja nr 3 posadowiona jest najgłębiej ze wszystkich stacji pomiarowych na głębokości 84 m, co wpływać może, na niskie poziomy hałas. Na stacji nr 6 zlokalizowanej z dala od torów wodnych widać wyraźny spadek ciśnienia akustycznego w miesiącach letnich i wzrost w miesiącach zimowych co świadczyć może o tym, że na tej stacji głównym źródłem dźwięku są procesy naturalne tj. zmiana właściwości propagacji dźwięku związana ze zmianą temperatury wody – w zimnej wodzie dźwięk rozchodzi się szybciej i na większe odległości stąd większe poziomy dźwięku w miesiącach chłodnych. We wszystkich przypadkach, występują pewne okresowe wahania poziomu dźwięku, wynikające bezpośrednio z warunków fizycznych wody, zjawisk naturalnych oraz intensyfikacji działalności człowieka. W zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy, w przypadku rozkładu czasowego mediany SPL zarejestrowano podobny przebieg i podobne wartości na wszystkich stacjach (Rys. II.200.).



Rys. II.198. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2022 r.



Rys. II.199. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2022 r.



Rys. II.200. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2022 r.

Porównanie wyników pomiarów poziomu ciśnienia akustycznego SPL na stacjach monitoringowych wskazuje na zmienność poziomu hałasu w czasie. Różnice SPL na poszczególnych stacjach i w czasie mogą wynikać zarówno z właściwości fizycznych wody, której parametry fizyczne zmieniają się w zależności od pory roku, jak również natężenia żeglugi w danym punkcie. Wielkości SPL, zarejestrowane na większości stacji (wyjątek stanowi stacja nr 6), ze względu na ich posadowienie w obszarze torów wodnych, są wynikiem hałasu generowanego wskutek żeglugi morskiej wraz z szumem naturalnym. Zaznacza się, iż w przypadku stacji nr 5 i stacji nr 6, posadowionymi stosunkowo płytko, znaczący wpływ na podwodny hałas mogą mieć również warunki meteorologiczne, z którymi związany jest wiatr, a przez to stan morza i falowanie oraz deszcz.

Szczegółowe statystyki (percentyl dolny oraz górny, mediana) dotyczące poziomu hałasu podwodnego w 2022 na poszczególnych stacjach pomiarowych przedstawiono poniżej (Tabela II.61 – Tabela II.66).

Tabela II.61. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% – dolny) i percentyl 95% (Q 95% – górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 1 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	95,1	80,8	117,3	99,9	90,2	117,6	91,2	82,0	100,5
IV	94,9	78,1	116,3	98,6	86,5	116,0	94,0	82,5	102,0
V	92,7	73,3	115,7	97,3	80,0	116,3	88,6	72,8	99,6
VI	93,5	72,2	116,6	97,9	77,8	116,9	86,9	69,2	99,2
VII	91,4	72,9	114,7	95,4	80,5	115,1	92,4	78,5	98,8
VIII	90,4	67,8	115,7	94,9	74,9	115,2	87,1	69,3	98,3
IX	92,9	74,4	116,5	96,4	81,2	115,8	91,8	75,4	100,1
X	95,7	74,2	116,9	99,5	81,5	116,8	91,1	76,8	99,3
XI	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XII	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.

b.d. – brak danych

Tabela II.62. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% – dolny) i percentyl 95% (Q 95% – górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 2 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	98,1	86,3	114,8	100,4	91,4	115,3	97,6	89,5	105,2
II	97,9	85,4	115,4	100,2	91,7	116,4	95,7	87,4	104,2
III	96,8	83,3	115,9	100,0	90,1	116,6	90,4	80,6	100,0
IV	96,4	80,4	115,4	98,8	86,5	116,1	92,7	78,8	101,4
V	94,5	77,0	114,4	96,7	81,4	115,0	88,8	71,8	98,3
VI	95,2	76,8	115,0	97,4	79,5	115,5	88,3	70,8	98,8
VII	92,7	75,6	113,2	94,7	80,2	113,6	93,2	78,8	100,0
VIII	92,3	70,5	114,8	93,8	74,0	113,7	85,7	70,4	98,1
IX	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
X	95,9	81,3	115,0	98,0	86,6	115,5	91,8	82,7	99,2
XI	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XII	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.

b.d. – brak danych

Tabela II.63. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 3 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
II	84,7	70,8	101,2	86,7	76,7	99,3	96,3	87,6	102,5
III	85,5	69,8	100,9	86,9	73,9	99,9	92,4	82,5	101,1
IV	85,0	67,8	100,9	85,2	71,3	98,8	91,7	78,5	100,0
V	85,3	65,7	101,1	83,5	67,6	97,7	88,4	72,9	98,4
VI	85,1	65,3	100,6	84,1	66,6	98,4	87,5	70,6	98,9
VII	82,3	63,1	98,1	81,4	65,7	97,1	90,9	72,9	97,1
VIII	84,1	63,3	100,2	80,3	63,7	96,9	87,2	70,3	97,4
IX	85,0	66,8	100,2	81,5	68,3	96,7	90,3	78,3	97,7
X	88,4	73,2	102,3	84,1	72,0	98,6	90,5	77,1	100,0
XI	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XII	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.

b.d. – brak danych

Tabela II.64. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 4 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	98,4	82,7	119,6	101,7	87,9	120,5	92,6	84,7	106,4
II	102,0	85,9	120,7	104,2	89,5	121,1	93,2	82,5	105,8
III	102,2	87,0	120,6	105,2	90,5	121,6	89,2	76,8	105,5
IV	101,0	86,3	120,1	103,1	89,9	120,9	90,7	80,1	105,7
V	101,4	87,0	120,2	103,3	88,7	120,2	89,4	75,8	105,3
VI	101,9	89,1	120,0	103,9	91,1	119,4	87,8	72,9	105,1
VII	100,6	87,6	118,7	101,3	88,4	118,4	90,5	78,4	104,6
VIII	99,9	84,8	119,7	101,4	87,7	118,9	87,3	72,4	104,3
IX	101,6	87,0	119,8	103,0	91,5	119,8	90,1	79,8	104,1
X	102,4	90,7	120,3	104,5	93,9	120,2	87,6	78,1	102,9
XI	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XII	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.

b.d. – brak danych

Tabela II.65. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 5 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

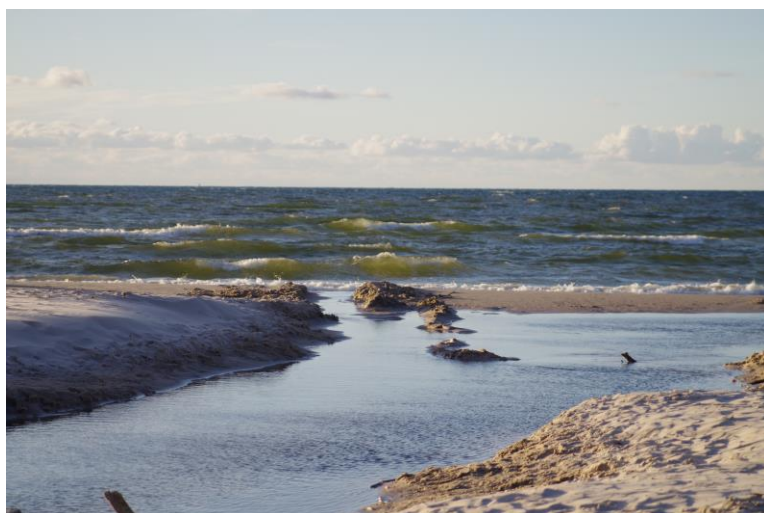
Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	86,9	73,6	115,3	90,5	78,3	117,2	93,5	82,3	110,5
II	85,1	72,7	114,5	89,2	76,0	116,7	92,3	81,8	110,3
III	82,9	72,6	116,0	86,6	72,7	117,5	91,3	78,3	109,6
IV	86,9	73,4	116,0	88,7	74,9	117,4	90,5	79,1	108,4
V	82,8	72,2	115,6	86,5	71,6	116,9	87,2	72,0	107,6
VI	80,8	72,5	114,2	83,6	72,1	115,9	86,1	73,3	107,0
VII	82,1	72,9	114,1	85,0	74,8	115,7	89,1	78,8	108,2
VIII	81,8	72,6	113,8	82,3	72,7	115,3	89,5	78,3	108,6
IX	85,8	73,7	114,7	86,59	74,88	117,46	92,1	81,67	109,11
X	84,1	72,4	115,5	85,9	72,8	118,5	91,3	78,5	109,3
XI	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XII	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.

b.d. – brak danych

Tabela II.66. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% – dolny) i percentyl 95% (Q 95% – górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 6 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	99,1	84,7	109,0	101,1	89,7	109,4	99,9	87,3	110,6
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	90,7	76,3	106,7	93,4	84,2	106,2	92,9	86,3	101,9
IV	91,8	77,4	105,4	93,7	83,0	104,5	96,8	81,0	107,5
V	86,0	69,5	103,8	88,5	74,7	103,6	86,6	72,8	97,1
VI	84,1	65,5	102,9	86,6	68,7	103,0	85,9	71,0	96,3
VII	83,5	65,9	98,3	86,8	70,2	100,4	92,6	77,9	100,5
VIII	82,1	62,6	99,8	83,7	65,3	100,3	88,0	72,4	101,4
IX	84,3	65,8	102,1	86,0	68,9	102,5	86,7	70,7	99,8
X	89,6	74,4	103,0	93,2	78,8	104,6	96,0	84,5	105,5
XI	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XII	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.

III. Podsumowanie



Monitoring polskich obszarów morskich prowadzony w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska realizowany jest zarówno w strefie przybrzeżnej, jak i w wodach morza otwartego. Ocena stanu środowiska części pełnomorskiej i przybrzeżnej polskich obszarów południowego Bałtyku w 2022 r. została przeprowadzona z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników wyznaczonych dla poszczególnych cech. Dane uzyskane w 2022 r. w ramach realizacji aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich umożliwiły dokonanie oceny w zakresie trzech cech stanu: D1/D4 – bioróżnorodność oraz D6 – integralność dna morskiego oraz 5 cech presji: D3 – komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców, D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami, D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego oraz D10 – odpady w środowisku morskim. W zakresie cechy D7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2022 r. na tle wielolecia 2012–2021. W przypadku cechy D11 – podwodny hałas i inne formy energii, niniejsza publikacja przedstawia wyniki badań przeprowadzonych w omawianym roku. Nie przeprowadzono jednakże oceny stanu środowiska morskiego w zakresie cechy D11 ze względu na brak opracowanych wskaźników oraz wartości granicznych dla dobrego stanu ustalonych na poziomie europejskim.

Cechy stanu

Grupy gatunków

Ptaki

Bielik

W 2022 roku skontrolowano 109 stanowisk lęgowych bielika. W 104 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków. Spośród 88 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 45 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w 2022 roku 51,1%. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 33 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,55 młodego na gniazdo z sukcesem. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wyniósł aż 27% (zaniżenie). Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2022 roku wyniosła 0,79.

Zimujące ptaki wód przejściowych

W 2022 roku skontrolowano wszystkie 39 obiektów wchodzących w skład MZPWP, na których stwierdzono w sumie 257 470 osobników z 58 gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były czernica z liczebnością 40 850 os., co stanowiło 15,9% całego ugrupowania; krzyżówka z liczebnością 31 320 os. (12,2 %), gągoł z liczebnością 29 193 os. (11,3%) oraz ogorzałka i mewa srebrzysta sensu lato, które stwierdzono odpowiednio w liczbie 22 123 os. i 21 550 os. (8,6 i 8,4% wszystkich policzonych ptaków). Z pozostałych gatunków jeszcze tyska i uhła osiągnęły ponad 5% udziału w całym ugrupowaniu. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 69,7% wszystkich ptaków stwierdzonych na zbiornikach wodnych objętych MZPWP. Do tej grupy należały trzy najliczniejsze gatunki (czernica, krzyżówka i gągoł), których liczebność przekroczyła 25 tys. os.. Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% skontrolowanych obiektów były mewa srebrzysta sensu lato, gągoł, mewa siwa, perkoz dwuczuby i kormoran.

W latach 2011–2022 siedem gatunków wykazało silny wzrost liczebności (głowienka, tyska, perkoz dwuczuby, czapla siwa, ogorzałka, kormoran i łabędź krzykliwy), pięć – umiarkowany wzrost (łabędź niemy, czernica, szlachar, krzyżówka, gągoł), a jedynym gatunkiem, który na przestrzeni dziesięciu lat gwałtownie zmniejszył liczebność na obszarze objętym MZPWP jest nurogęś. Trend stabilny stwierdzono u bielaczka. Wyniki te są zbieżne z danymi uzyskanymi dla całego kraju w ramach MZPW.

Najważniejszymi obiektami spośród zaliczonych do wód przejściowych są Zalew Szczeciński z deltą Świny i obie części Zatoki Puckiej, gdzie przebywało ponad 30 tys. ptaków. Ich duża rola jako zimowisk ptaków wodnych o dużym znaczeniu

znana jest już od dawna (Durinck i in. 1994, Wilk i in. 2010). Potwierdziło się duże znaczenie Portu Gdynia dla zimujących ptaków (głównie dla krzyżówek i mew srebrzystych sensu lato), gdzie znajdują bogate źródło pokarmu antropogenicznego. Tak jak w ubiegłych sezonach, znacznie mniej ptaków gromadziło się na wybrzeżu środkowym.

Ptaki morskie

Zimą 2022 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach. Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są lodówka i uhla. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki jest w dużym stopniu ograniczone do Zatoki Pomorskiej, stąd jej wskaźnik rozpowszechnienia był niższy niż u dwóch pozostałych kaczek morskich. Pozostałe gatunki z grupy podstawowych nie przekroczyły 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków. Z grupy gatunków dodatkowych jedynie mewa srebrzysta sensu lato uzyskała bardzo wysoką wartość wskaźnika rozpowszechnienia (91%), a jej udział wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków osiągnął 1,4%.

W omawianym sezonie odnotowano bardzo silny wzrost liczebności markaczki. Po silnym spadku liczebności tego gatunku w roku 2018 wskaźnik jej liczebności wykazuje tendencję wzrostową, co przełożyło się na silny trend wzrostowy. Pozostałe dwa gatunki kaczek morskich – lodówka i uhla, wykazują stabilny trend zmian liczebności. Brak u nich istotnego trendu spadkowego i wzrost liczebności markaczki może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji kaczek morskich zimującej na Bałtyku. Z drugiej strony nie można jednak wykluczyć, że obserwowane w ostatnich 12 latach silne wahania wskaźnika liczebności spowodowane są zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie Bałtyku. Przy obecnym stanie wiedzy trudno jest jednoznacznie wskazać przyczyny tego zjawiska. Spośród gatunków z grupy podstawowych alka i nur czarnoszyi wykazały trend nieokreślony, co wynika z wyjątkowo wysokiej liczebności obu tych gatunków w drugim roku trwania monitoringu i późniejszych, niewielkich wahań liczebności u alki. U nura czarnoszyjnego zaobserwowano jeszcze jeden, silny wzrost wartości wskaźnika liczebności w 2019 roku, po którym nastąpił trwający do teraz spadek. U nurnika wartości wskaźnika liczebności w kolejnych latach były wyrównane, z dwoma sezonami z wyraźnie mniejszą (2017, 2021) i jednym z wyraźnie większą (2019) liczbą zaobserwowanych ptaków, co przełożyło się na trend stabilny. Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych sensu lato w okresie 2011–2022 wyraźnie się zmniejszył i pozostaje na bardzo niskim poziomie w porównaniu do pierwszych czterech lat monitoringu. Spadek ten nie musi jednak odzwierciedlać zmian liczebności populacji zimującej w polskiej strefie Bałtyku, ponieważ obecność mew na akwenach położonych z dala od wybrzeża jest silnie uzależniona od aktywności połowowej i obecności kutrów rybackich na łowiskach. Interpretacja wyników uzyskanych w jedenastoletnim okresie badań jest utrudniona poprzez brak skoordynowanych liczeń ptaków zimujących na całym Bałtyku i brak wiedzy o ich przemieszczaniach między różnymi akwenami. Należy też pamiętać, że duży wpływ na liczebność i rozmieszczenie ptaków na Bałtyku mają warunki pogodowe, a w minionych sezonach zimowych były one bardzo zróżnicowane i może to tłumaczyć przynajmniej część zaobserwowanej zmienności współczynników liczebności i rozpowszechnienia.

Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2022 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach. Po dwunastu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których w każdym sezonie spotykano duże zgrupowania najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych. Największe koncentracje lodówek obserwuje się na Zatoce Pomorskiej, Ławicy Słupskiej i na Zatoce Gdańskiej, markaczki na Zatoce Pomorskiej, a uhli na Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej. Są to jednocześnie ważne zimowiska tych gatunków w skali Bałtyku. Warto zwrócić uwagę na fakt, że uhla od roku 2015 liczniej zaczęła się pojawiać na Ławicy Słupskiej, a podobny wzrost jej liczebności zanotowano też w zachodniej części Zatoki Gdańskiej. Jednak następujące po sobie spadek i wzrost liczby zaobserwowanych ptaków przełożyły się w perspektywie 12 lat trwania monitoringu na stabilny trend zmian liczebności tego gatunku. Większość alk stwierdzanych podczas liczeń wykonywanych w poprzednich sezonach obserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej i we wschodniej części obszaru Natura 2000 „Przybrzeżne Wody Bałtyku”, natomiast ptaki te prawie nie pojawiały się w zachodniej i środkowej części pasa wód terytorialnych oraz na Zatoce Pomorskiej.

Podobnie jak w latach ubiegłych, zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało w środkowej części pasa wód terytorialnych. Wynik ten jest zbieżny z danymi z badań prowadzonych w styczniu 2005 roku i połowie lat 2000.

Prawdopodobnie w tej części polskiej strefy Bałtyku ptaki nie znajdują odpowiedniej bazy pokarmowej. Na rozmieszczenie kaczek morskich oprócz zagęszczenia organizmów bentosowych, które stanowią ich pokarm, wpływa też częste ich płoszenie przez przepływające statki, a w tej części wód znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie.

W obrębie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 przebywało aż 92% ze wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas liczenia. Najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie 93% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (75%). Wynik ten jest mniejszy od średniej wieloletniej, która wynosiła 80% i wynika z faktu, że dwa z miejsc o najwyższych zagęszczeniach tego gatunku znajdują się poza obszarami Natura 2000. Są to pas wód terytorialnych przy Półwyspie Helskim na wschód od Władysławowa oraz akwen przyległy do Mierzei Wiślanej. Generalnie można jednak stwierdzić, że OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

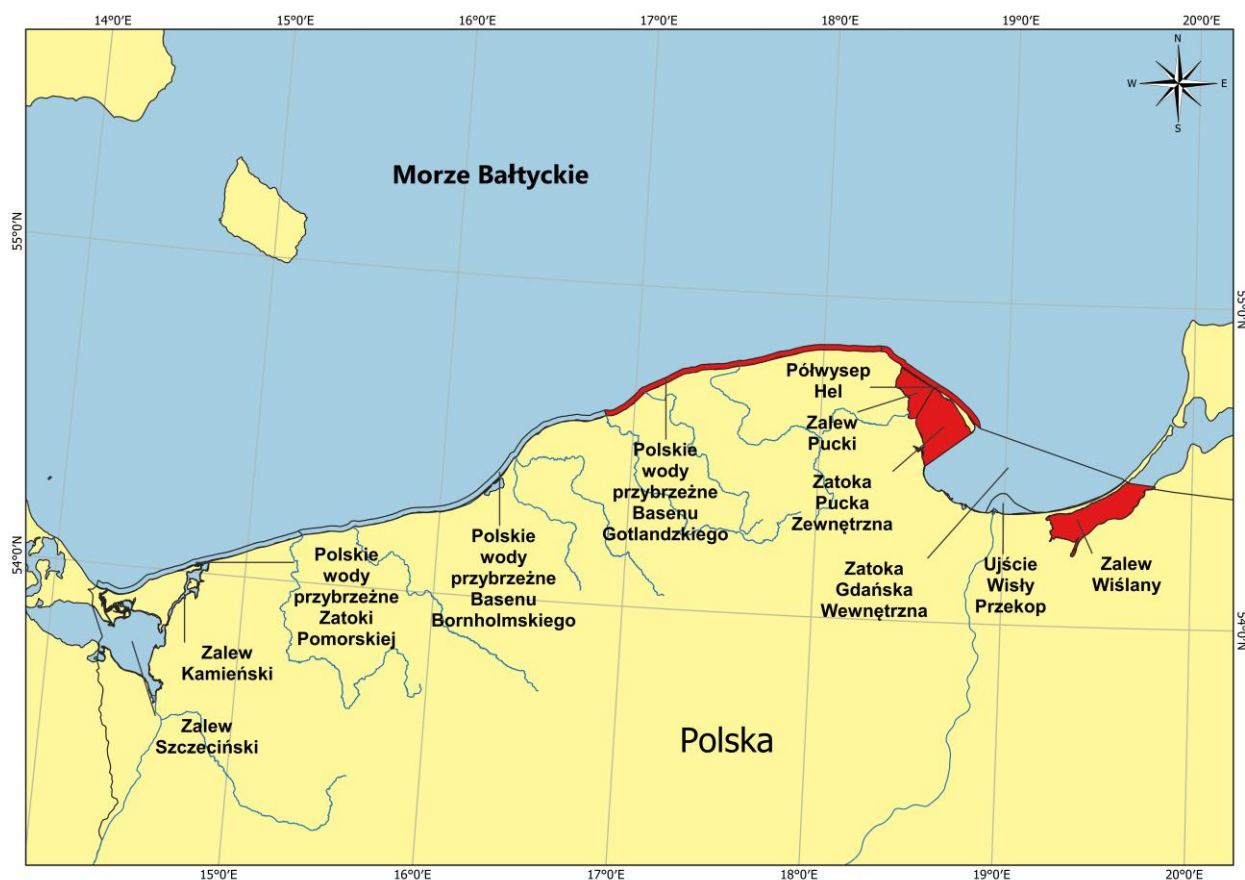
Ryby

Polski Indeks Multimetryczny dla Ryb (PMFI)

Ocena stanu oraz potencjału ekologicznego wód przejściowych została opracowana zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz wykonana na podstawie danych z monitoringu ichtiofauny przeprowadzonego w 2022 roku.

Na podstawie danych uzyskanych w 2022 roku dokonano oceny 5 JCWP (Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego, Półwysep Hel, Zalew Pucki, Zalew Wiślany, Zatoka Pucka Zewnętrzna).

W 2022 trzy rejony osiągnęły stan słaby (IV Klasa stanu/potencjału). Są to: Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego, Zalew Pucki oraz Zatoka Pucka Zewnętrzna. Natomiast dwa JCWP: Półwysep Hel oraz Zalew Wiślany osiągnęły stan umiarkowany (III Klasa stanu/potencjału). W żadnym z ocenianych akwenów wskaźnik PMFI nie osiągnął dobrego stanu środowiska (Rys. III.1).



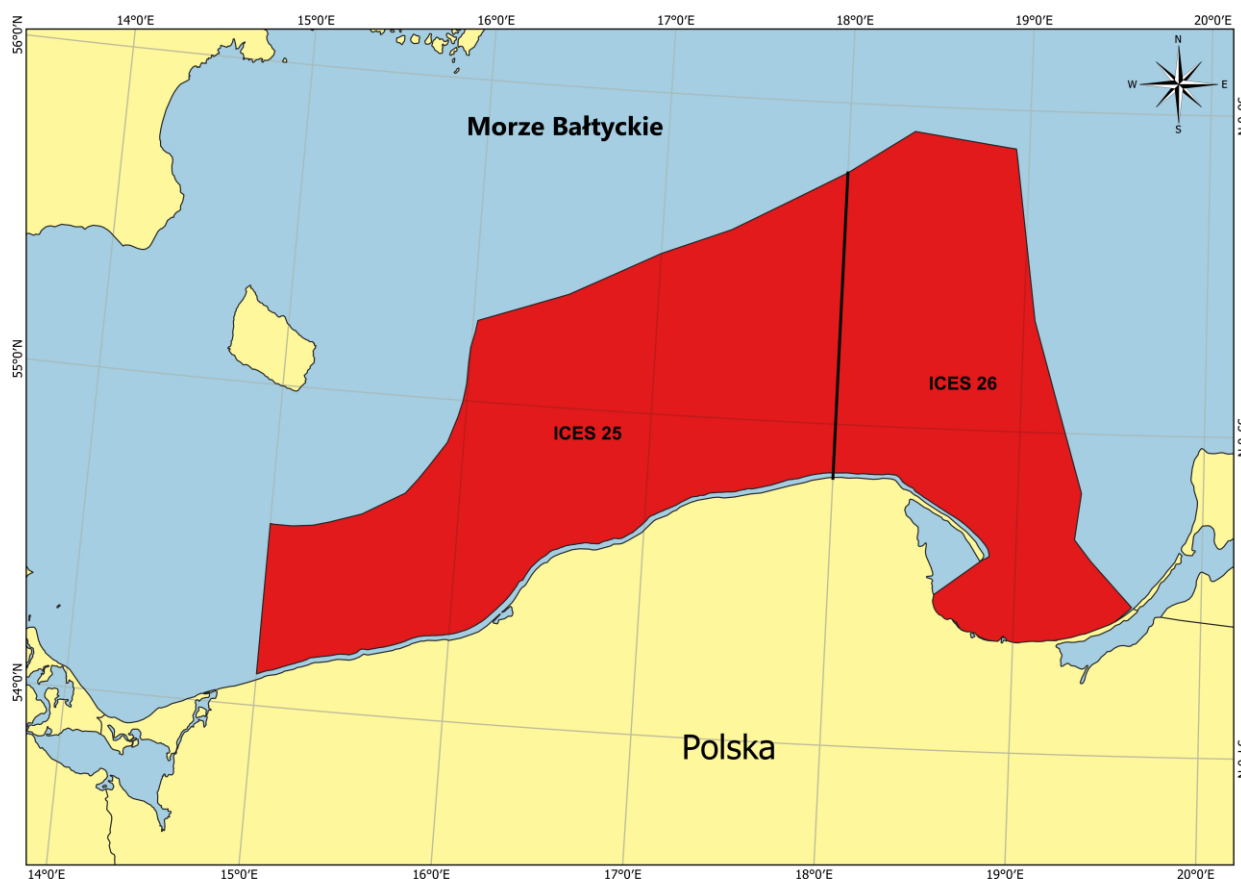
Rys. III.1. Ocena wskaźnika PMFI w 2022 roku.

Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI 1)

W podobszarze ICES 25 odnotowano bardzo duży spadek wskaźnika LFI. Malejący trend zaobserwowano poczynając od roku 2020, gdzie wartość wskaźnika wyniosła 0,56, poprzez 0,48 w roku 2021, aby w 2022 obniżyć się do poziomu 0,32. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również zmalała i wynosi obecnie 0,10. Analiza obu wskaźników wskazuje na spadek biomasy dużych dorszy i dużych storni w populacji. Na tej podstawie można wnioskować, że nastąpiło pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w podobszarze 25. Uzyskana w 2022 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,32 i 0,80). Jest to również najniższa wartość jaką zaobserwowano poczynając od roku 2000.

W podobszarze ICES 26 w roku 2022 wartość wskaźnika LFI (0,33) jest zbliżona do wartości z roku poprzedniego. Począwszy od roku 2020 utrzymuje się na podobnym poziomie oscylując pomiędzy 0,32, a 0,33. Na tej podstawie możemy wnioskować, że udział biomasy dużych dorszy w populacji pozostaje niezmienny, a co za tym idzie stan środowiska morskiego oceniany w oparciu o ten wskaźnik nie ulega pogorszeniu. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza wzrosła i wynosi obecnie 0,12. Wzrost ten obserwujemy począwszy od roku 2020. Można więc wnioskować, że biomasa dużych storni większych niż 30 cm jest wyższa niż w roku 2021. Uzyskana w 2022 r wartość LFI jest niska w stosunku do wartości progowej (odpowiednio: 0,33 i 0,70).

Ocena ryb w oparciu o wskaźnik LFI wskazuje na stan poniżej dobrego (subGES) we wszystkich ocenianych obszarach ICES (Rys. III.2).



Rys. III.2. Ocena wskaźnika LFI 1 w obszarach ICES w 2022 roku.

Liczebność kluczowych grup troficznych

Liczebność gatunków kluczowych

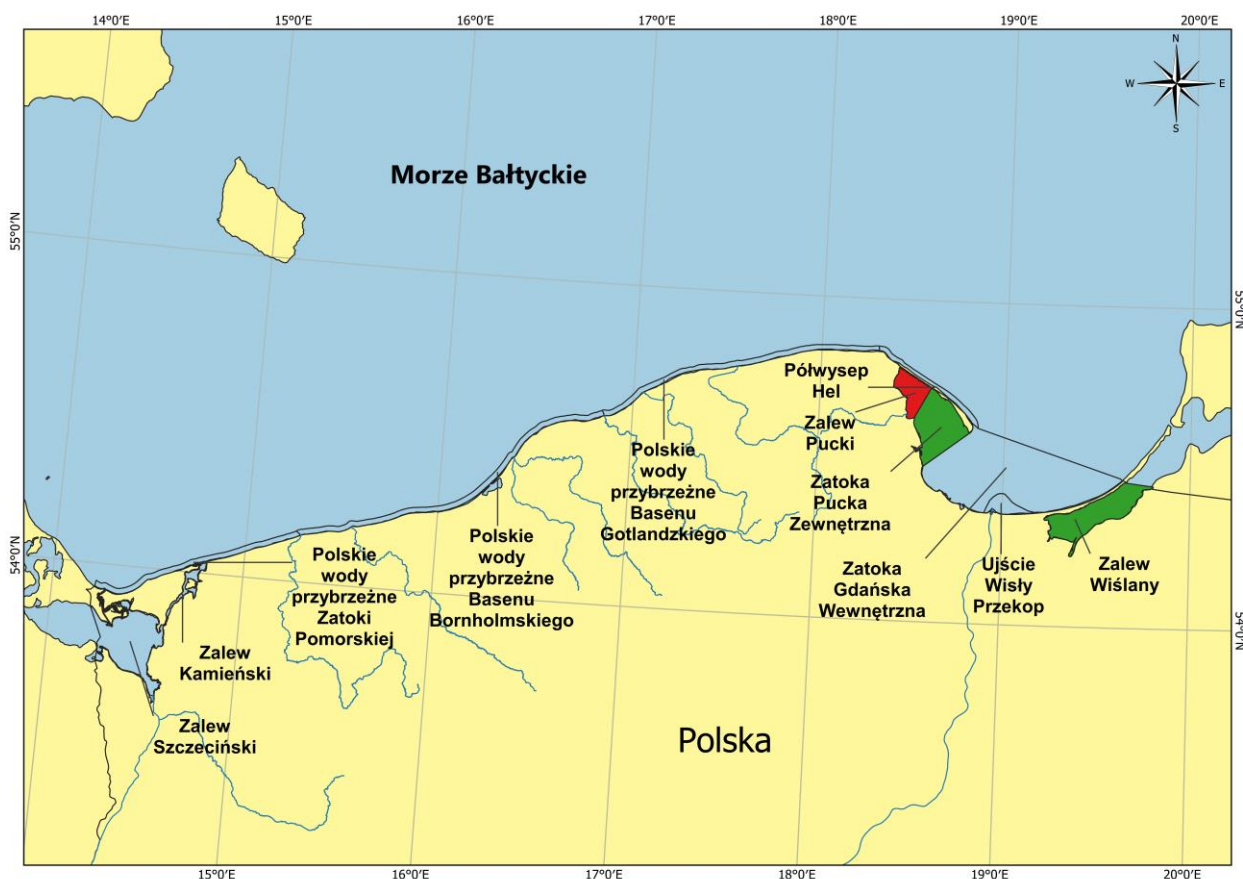
Wskaźnik 'Liczebność kluczowych grup troficznych' obejmuje ocenę kluczowych grup funkcjonalnych ryb przybrzeżnych, tj. ryby karpiowate obejmujące wszystkie gatunki ryb karpiowatych (Cyprinidae) i mesopredatory, tj. uwzględniające

gatunki ryb posiadające indeks troficzny wyższy od 2 natomiast niższy od 4 (wg. Fishbase.org), które zastąpiły grupę ryb drapieżnych. W przypadku Zalewu Puckiego oraz Zatoki Puckiej Zewnętrznej mesopredatory są wskaźnikiem wiarygodniej odzwierciedlającym stan ichtiofauny, gdyż obejmują większą liczbę gatunków ryb, charakterystycznych dla wymienionych JCWP. W przypadku Zalewu Wiślanego jako wskaźnik pozostawiono grupę ryb karpiowatych.

Z definicji, dobry stan ekologiczny zostanie osiągnięty, gdy liczebność mesopredatorów i ryb karpiowatych mieści się w dopuszczalnym zakresie dla ocenianego obszaru. Drugi wskaźnik, 'Liczebność gatunków kluczowych', dotyczy występowania kluczowych gatunków ryb przybrzeżnych (stornia i okoń) w obszarach przybrzeżnych Morza Bałtyckiego. Z reguły dobry stan osiąga się, gdy liczebność kluczowych gatunków przekracza ustaloną wartość progową, charakterystyczną dla danego obszaru i gatunku. Zbiorowiska ryb przybrzeżnych w Morzu Bałtyckim mają duże znaczenie ekologiczne i społeczno-gospodarcze. Związane jest to m.in. z funkcjonowaniem rybołówstwa rekreacyjnego i rybołówstwa komercyjnego realizowanego na małą skalę. W związku z tym, stan ichtiofauny zasadniczo odzwierciedla stan ekologiczny ekosystemów przybrzeżnych.

Zmiany wartości obu wskaźników odzwierciedlają głównie skutki zmian wywołanych rybołówstwem i związaną z nim śmiertelnością potowową, dostępnością i jakością siedlisk oraz eutrofizacją, jak również naturalnymi procesami zachodzącymi w łańcuchu pokarmowym i drapieżnictwem nadrzędnych drapieżników. Liczne i silne populacje gatunków kluczowych jak również ryb drapieżnych są wskaźnikami dobrego stanu środowiska z niewielkimi objawami eutrofizacji i zrównoważonego łańcucha pokarmowego. Z kolei zbyt wysoka liczebność ryb karpiowatych i mesopredatorów wskazuje na gorsze warunki środowiskowe, podwyższoną eutrofizację i podwyższoną temperaturę wody.

W oparciu o wyniki z 2022 roku oba wskaźniki wskazują na osiągnięcie dobrego stanu w obszarach JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna oraz Zalew Wiślany oraz stan poniżej dobrego w JCWP Zalew Pucki. O niekorzystnej ocenie obszaru Zalewu Puckiego zdecydowała ocena grupy troficznej mesopredatory oraz gatunku stornia (Rys. III.3).

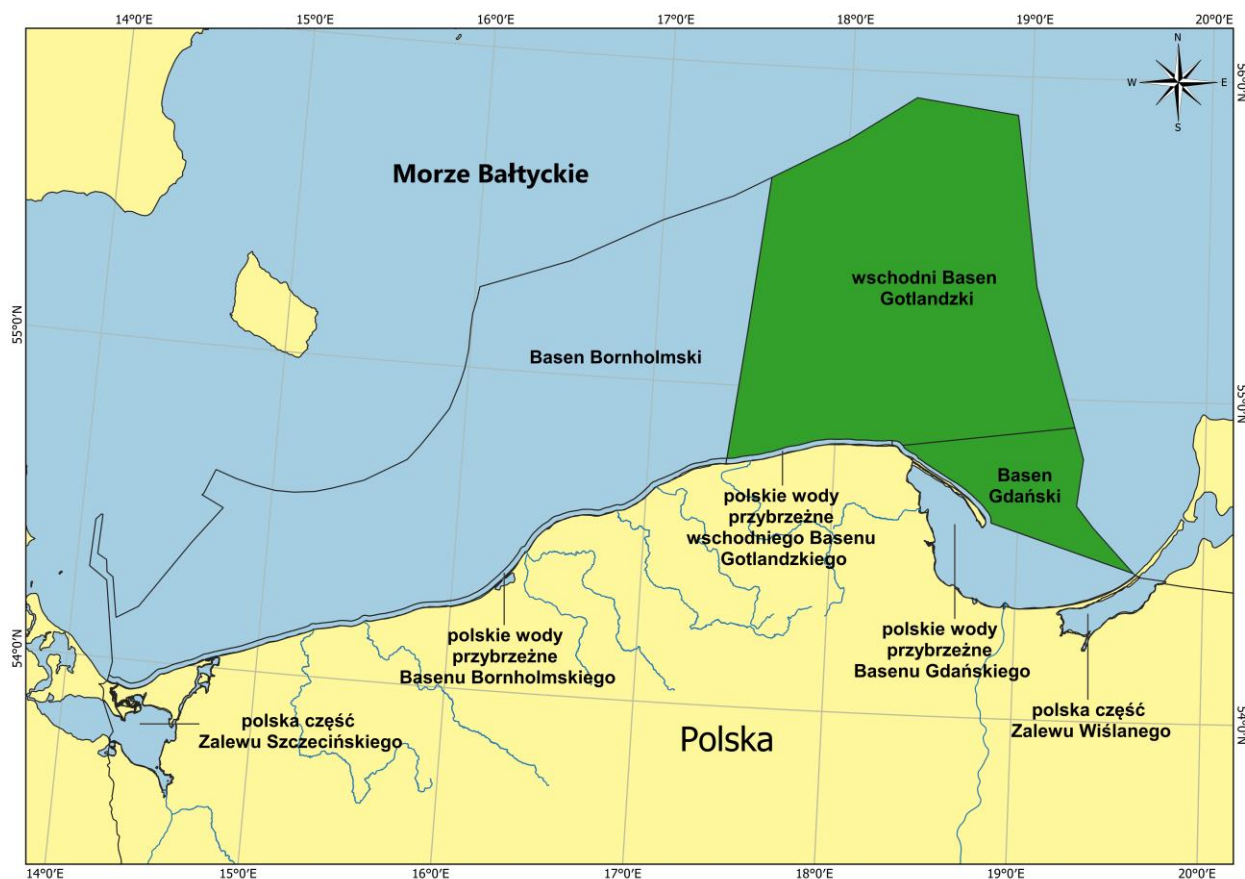


Rys. III.3. Ocena wskaźników Liczebność kluczowych grup troficznych i Liczebność gatunków kluczowych w 2022 roku.

Siedliska pelagiczne

Fitoplankton

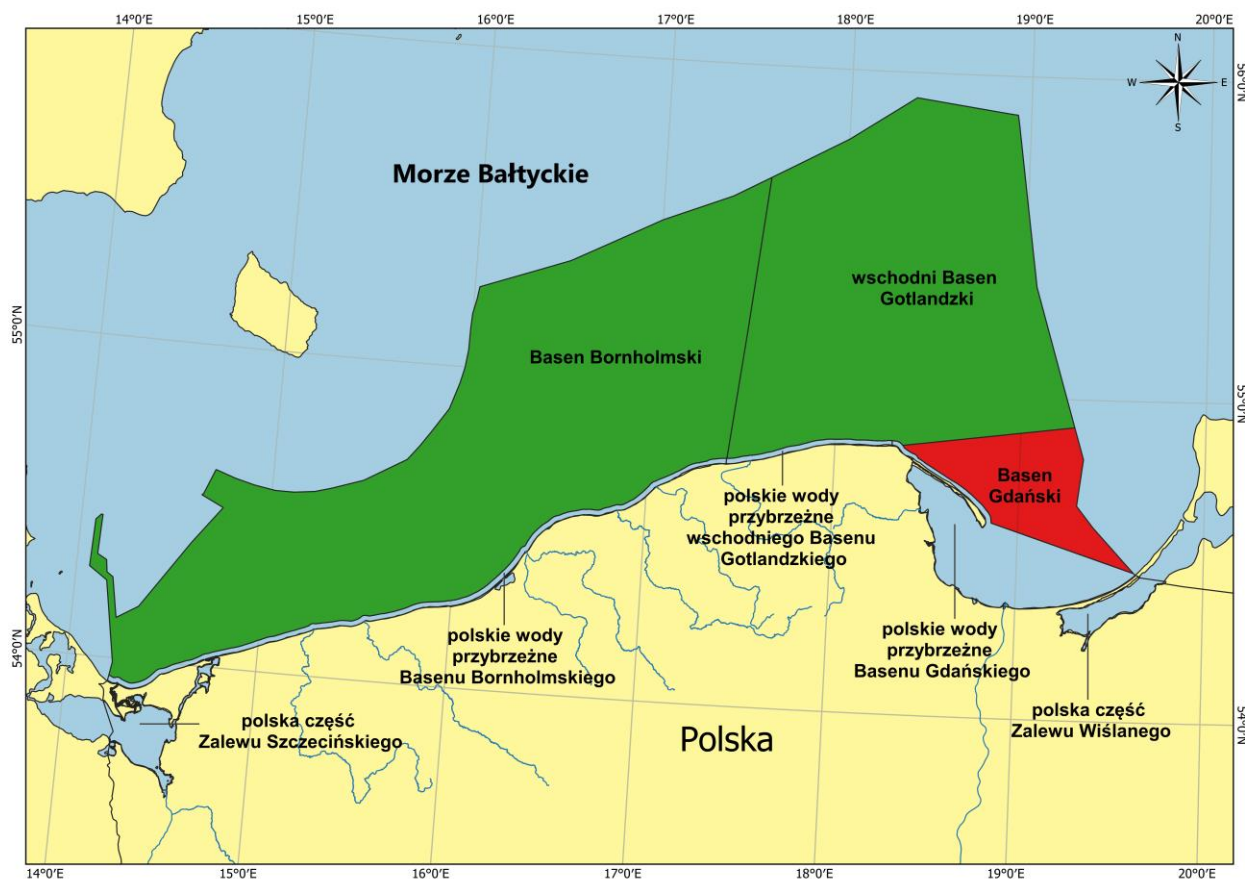
Ocena stanu siedlisk pelagicznych w zakresie uwzględniającym zmienność składu fitoplanktonu w oparciu o wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy” przeprowadzana jest w 3 akwenach otwartego morza. W związku z brakiem uchwycenia w danych zakwitów wiosennych w rejonie Basenu Bornholmskiego ocena wskaźnika została przeprowadzona w 2022 roku jedynie w wodach Basenu Gdańskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. W obu ocenianych obszarach wyniki wskaźnika osiągnęły wartości progowe dobrego stanu (Rys. III.4).



Rys. III.4. Stan środowiska morskiego w zakresie fitoplanktonu - cecha D1 - w 2022 r.

Chlorofil *a*

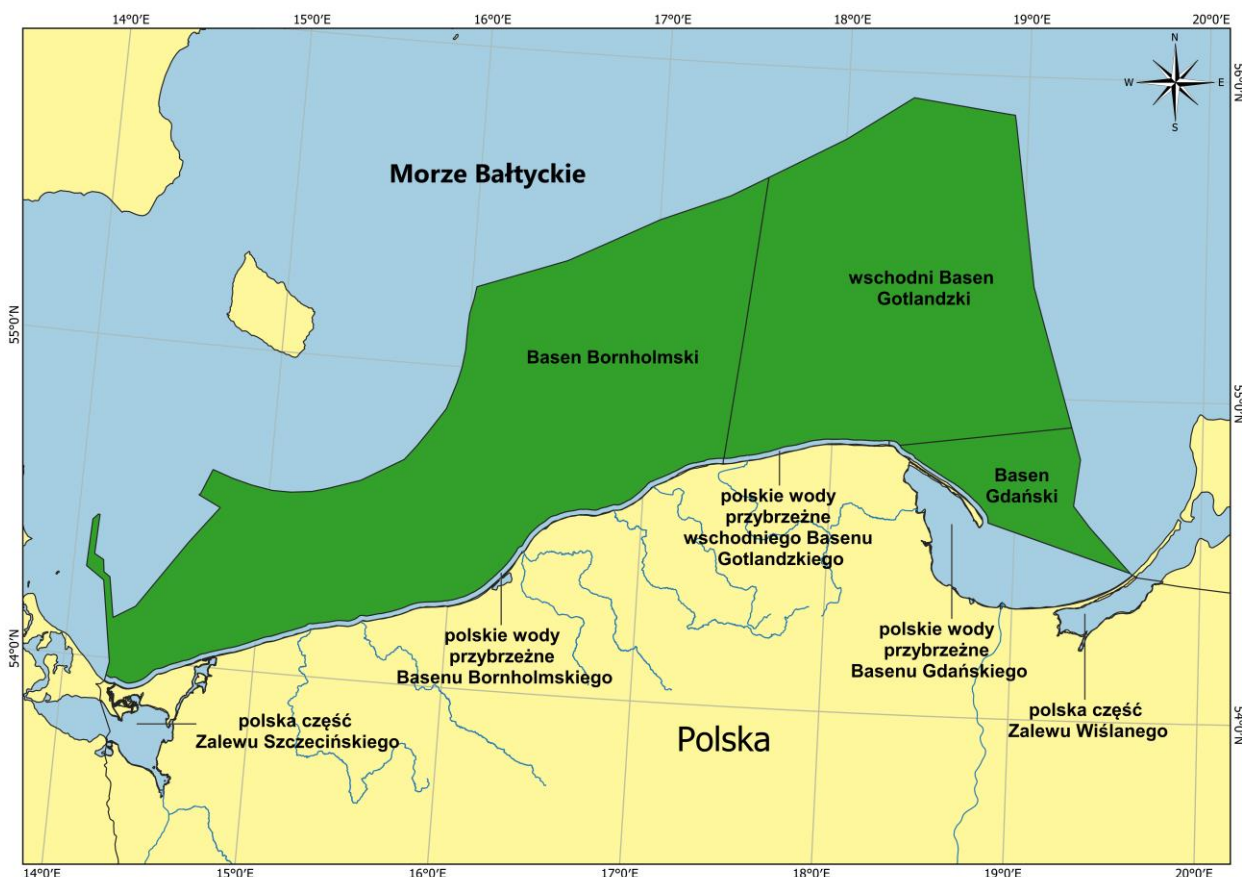
Zgodnie z oceną eutrofizacji stężenia chlorofilu *a* w 2 z 3 akwenów nie przekroczyły dopuszczalnych wartości progowych dobrego stanu środowiska osiągając tym samym stan dobry (GES). Stan dobry został osiągnięty w 2022 roku w akwenach Basen Bornholmski oraz wschodni Basen Gotlandzki.



Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie fitoplanktonu – chlorofil *a* – w 2022 r.

Zooplankton

Ocena siedlisk pelagicznych w zakresie zooplanktonu przeprowadzana jest dla 3 akwenów otwartego morza w oparciu o wyniki wskaźnika MSTS ze stacji zlokalizowanych w akwenach Basen Gdański (stacja P1), wschodni Basen Gotlandzki (stacja P140) oraz Basen Bornholmski (stacja P5C). We wszystkich ocenianych obszarach wskaźnik osiągnął wartości GES (Rys. III.6).

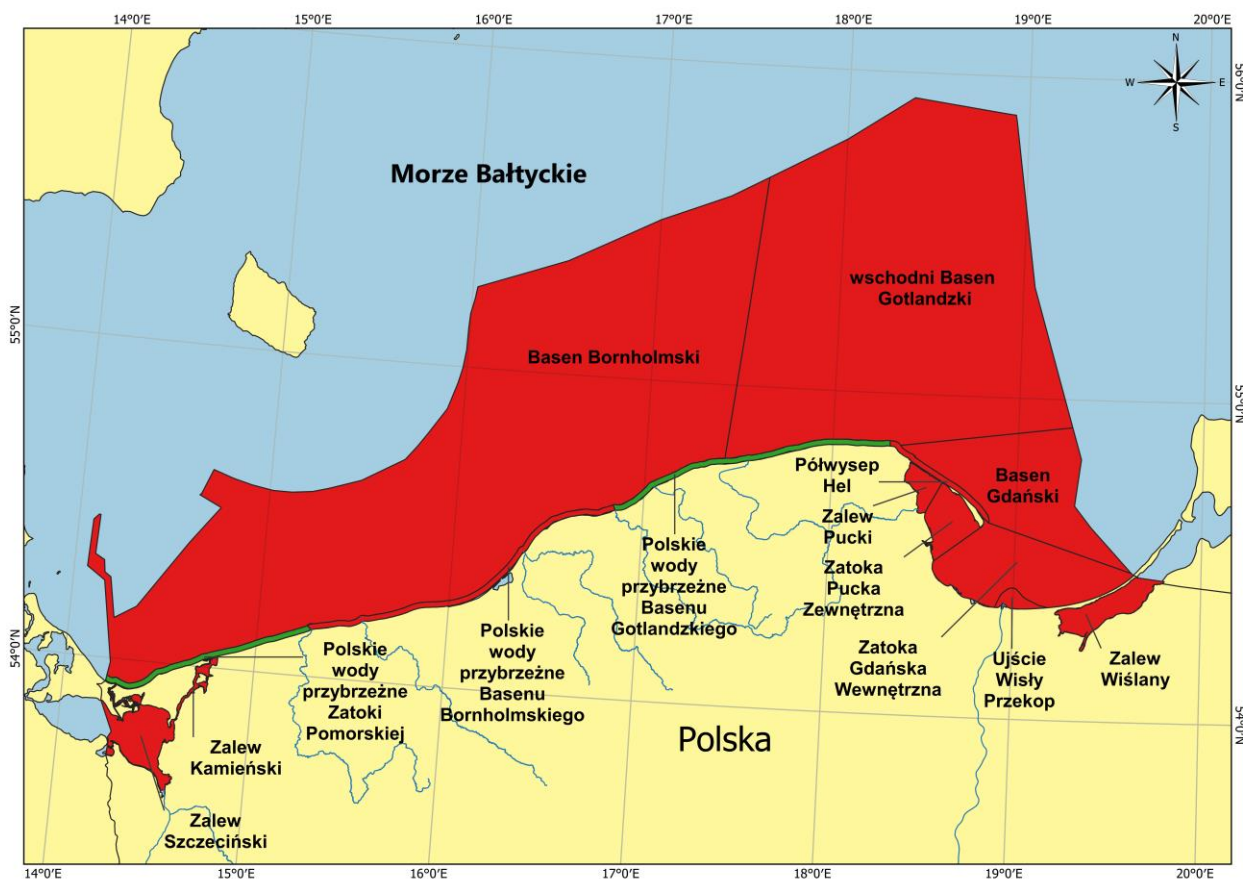


Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu – cecha D1 – w 2022 r.

Siedliska bentosowe

Makrozoobentos

Zmienność stanu makrozoobentosu w 2022 roku była zróżnicowana i uzależniona od specyfiki monitorowanych obszarów. W przypadku wód płytkowodnych notowane wartości wskaźnika B oscylują w granicach dobrego stanu środowiska, a w przypadku obszarów głębi bądź nie notuje się żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, bądź wyliczane wartości wskaźnika B są bardzo niskie ze względu na niską bioróżnorodność i występowanie wyłącznie gatunków tolerancyjnych na niekorzystne warunki tlenowe. Niekorzystnym trendem, który można zauważyć są obniżające się wartości wskaźnika B w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3) z wód Basenu Bornholmskiego oraz obniżenie średnich wartości wskaźnika B dla basenów w stosunku do 2021 roku. Pomimo tych negatywnych obserwacji, na uwagę zasługuje fakt osiągnięcia dobrego stanu makrozoobentosu w przeważającej liczbie monitorowanych stanowisk z obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego, co ostatecznie nie przełożyło się jednak na poprawę stanu w w/w akwenie. W 2022 roku w żadnym z monitorowanych obszarów stan makrozoobentosu nie osiągnął granicy GES. Najgorszy stan makrozoobentosu notowany był w rejonie wód Basenu Gdańskiego, następnie w rejonie wód Basenu Bornholmskiego, polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach miał wpływ brak makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych (poza rejonem Rynny Słupskiej), co w przypadku obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego przyczyniło się do nieosiągnięcia stanu odpowiedniego (GES) wg RDSM. (Rys. III.7). W odniesieniu do oceny JCWP jedynie w obszarach JCWP Zatoka Pomorska oraz Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego makrozoobentos osiągnął dobry stan.



Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu - w 2022 roku.

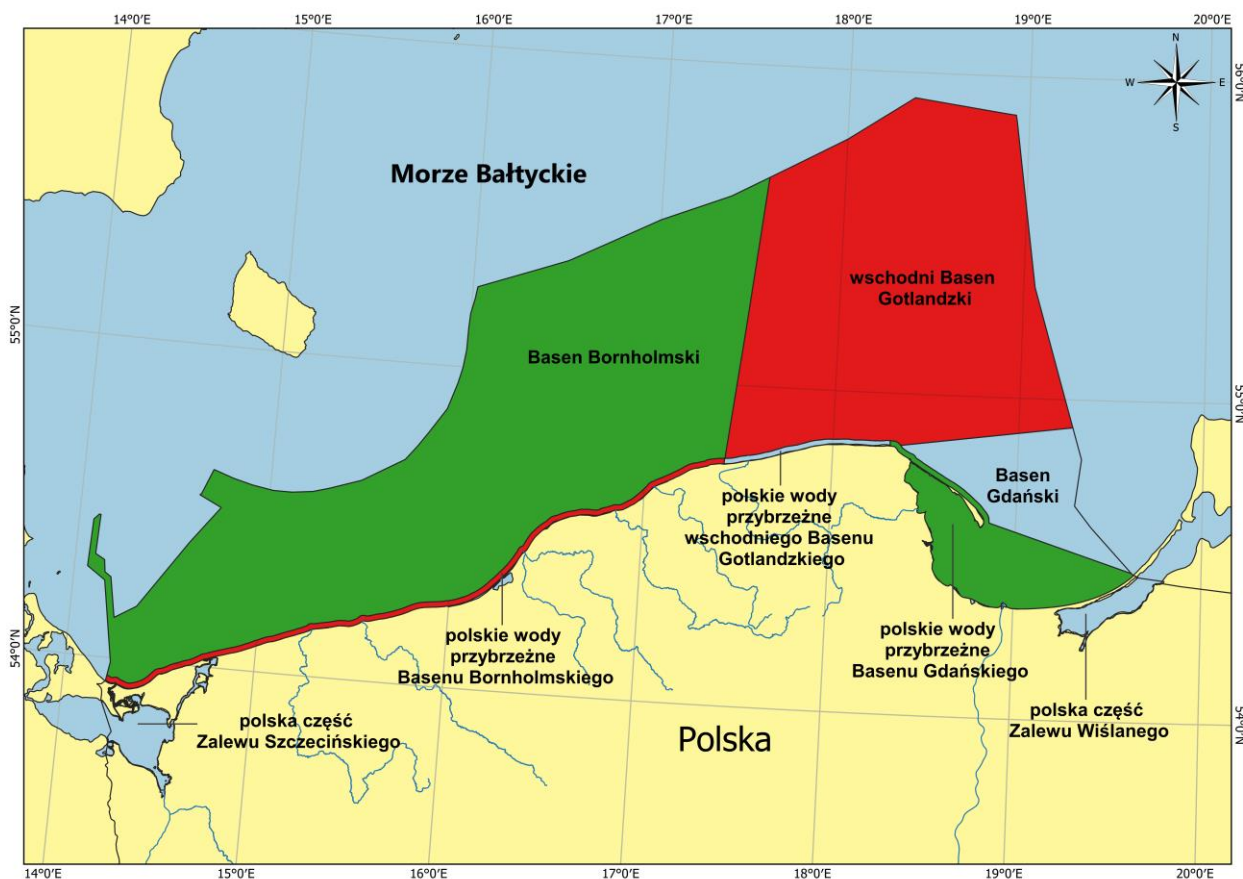
Makrofitobentos

W roku 2022 kontynuowano monitoring makrofitobentosu w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim. Wskazane stanowiska pomiarowe przynależą do obszaru oceny polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy oraz w rejonie Ławicy Słupskiej, umiejscowionych w obszarze Basenu Bornholmskiego (Rys. II.2). W roku 2022 pobrano również próbki makrofitów w obrębie JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej w rejonie wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, gdzie stan określono jako słaby (subGES). W pozostałych ocenianych obszarach stan makrofitów określony na podstawie wskaźnika SM_1 , oceniono jako odpowiedni (GES).

Ocena zintegrowana siedlisk bentosowych w ramach cechy D6

Ocena cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) we wszystkich akwenach (z wyjątkiem wód Basenu Gdańskiego oraz polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego) oraz makrofitobentosu (SM_1) w akwenach: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Basen Bornholmski oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Brak oceny Basenu Gdańskiego wynika z faktu odrzucenia z oceny integralności dna morskiego obszarów o głębokości większej niż 20 m, które nie są obszarami występowania makrofitów w rejonie POM. Na potrzeby niniejszego opracowania w celu integracji uśredniono wyniki wskaźników w ramach akwenów.

W 2022 roku w przypadku cechy D6 do głębokości 20 metrów dobry stan został osiągnięty w akwenach polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oraz Basen Bornholmski, w pozostałych obszarach przeprowadzenia oceny zintegrowanej dobry stan nie został osiągnięty (Tabela II.39, Rys. III.8).



Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych - cecha D6 - w 2022 r.

Cechy presji

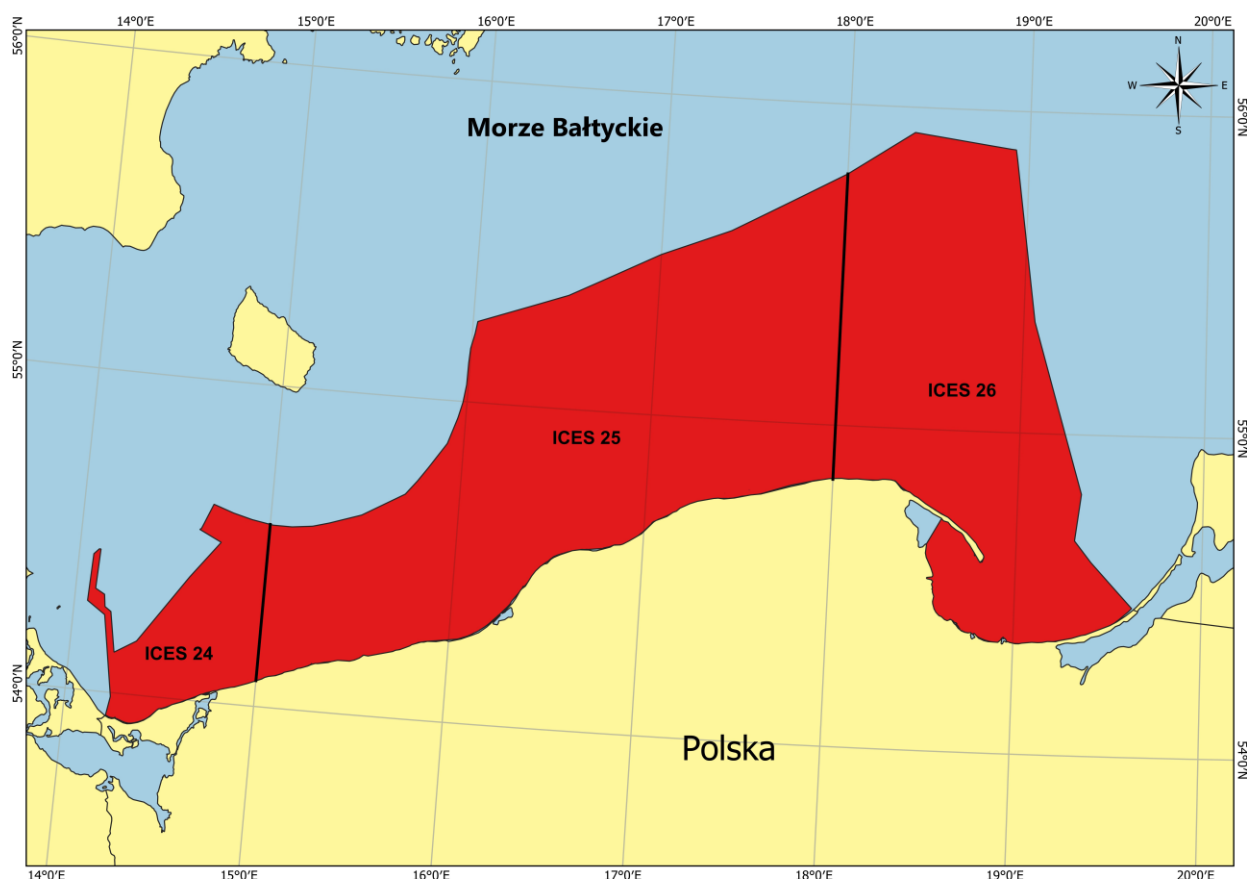
Gatunki obce

W danych monitoringowych z 2022 roku nie stwierdzono przypadków pojawienia się nowych gatunków nierodzimych. Ze względu na fakt, iż ocenę cechy D2 wykonuje się raz na sześć lat oraz powinna ona być uzupełniona o informacje pozyskane w ramach monitoringu gatunków obcych w portach, nie przeprowadzono oceny gatunków obcych w 2022 roku.

Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców

Na podstawie cechy D3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada dostarczały 90% polskich wyładunków w latach 2020-2021.

Ocenę GES za 2022 rok przedstawiono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium D3C1 i D3C2, zgodnie z rekomendacją ICES. GES wg kryterium biomasy stada tartowego został osiągnięty tylko dla szprota w podobszarach 22-32. Natomiast GES wg kryterium śmiertelności połowowej został osiągnięty przez stado śledzia w podobszarach 25-29,32. Mimo braku ocen analitycznych można na podstawie skrajnych (bardzo niskich lub wysokich) wartości wskaźników alternatywnych kryterium D3C1 i D3C2 ocenić, że stado storni w podobszarach 24-25 prawdopodobnie spełnia kryteria GES, natomiast stado storni w podobszarach 26+28 prawdopodobnie ich nie spełnia, ale nie można tego formalnie wykazać. Podsumowanie ocen dla roku 2022 przedstawiono na Rys. III.9.



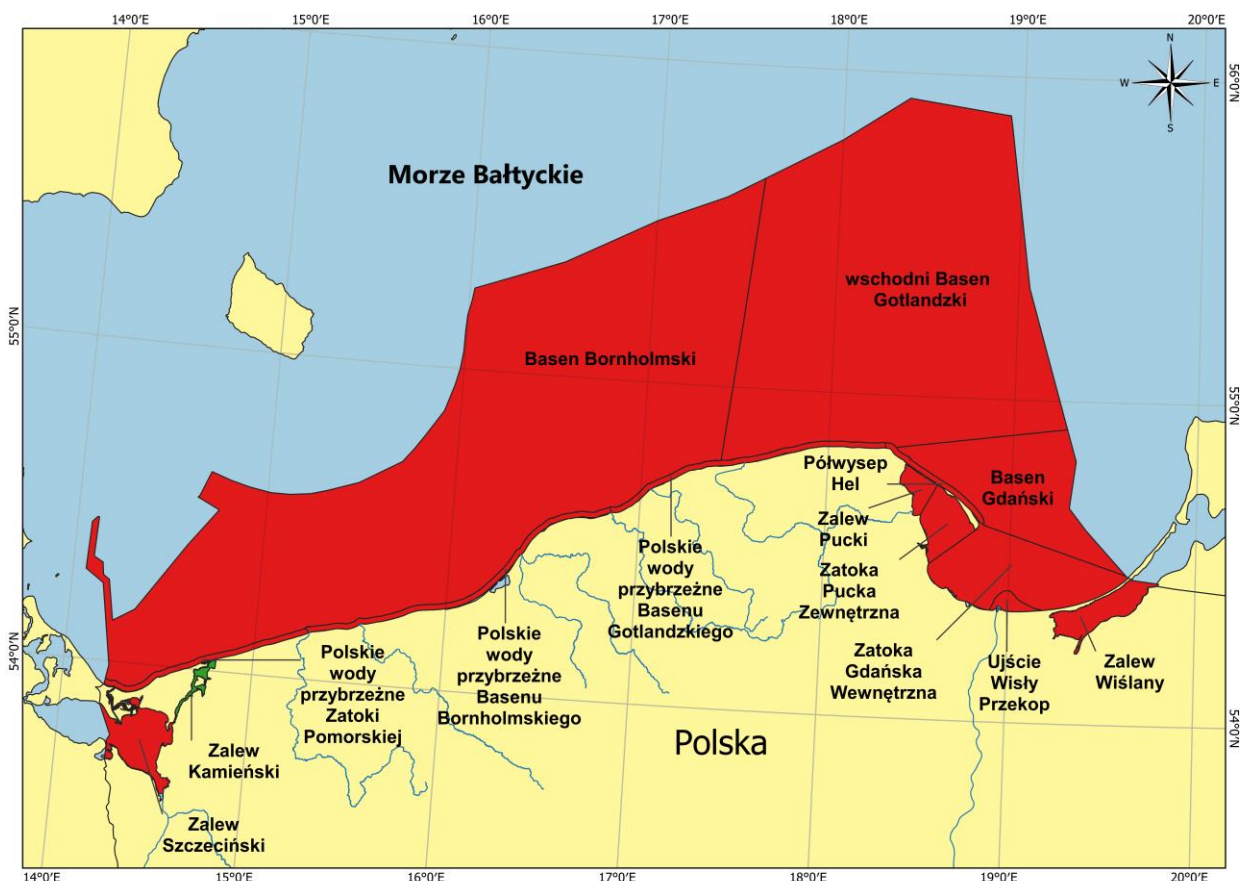
Rys. III.9. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach ICES – cecha D3 – w 2022 r.

Eutrofizacja

Do oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w zakresie eutrofizacji (D5) wykorzystano wskaźniki podstawowe zaliczane do czynników sprawczych: stężenia fosforanów, azotu nieorganicznego, fosforu i azotu całkowitego, jak również wskaźniki podstawowe zaliczane do skutków bezpośrednich: chlorofil *a* i przezroczystość wody morskiej, a także tlen rozpuszczony przy dnie oraz wyniki wskaźnika makrozoobentosu B, jako wskaźniki skutków pośrednich nadmiaru substancji biogennej.

W 2022 r. tylko jeden ze wskaźników osiągnął wartość docelową dobrego stanu: była to zawartość chlorofilu *a* w wodach dwóch akwenów: Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Niestety nie wpłynęło to na ogólną ocenę eutrofizacji w wodach polskich obszarów morskich i w konsekwencji żaden z obszarów otwartego morza objętych oceną nie osiągnął dobrego stanu (GES) (Rys. III.10). Za taki stan odpowiedzialne były przede wszystkim znacznie podwyższone stężenia zimowe soli odżywczych, a zwłaszcza fosforanów przekraczających dwukrotnie wartości graniczne. Również przekroczenia dopuszczalnych stężeń azotu całkowitego wpłynęły na taką sytuację. Także złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach przyczyniły się do uznania stanu środowiska morskiego za nieodpowiedni.

Spośród JCWP przejściowych i przybrzeżnych jedynie wody JCWP Zalew Kamieński osiągnęły dobry stan w zakresie eutrofizacji. W przypadku pozostałych JCWP dobry stan nie został osiągnięty. W przypadku JCWP Zalew Szczeciński oraz Zatoka Gdańska Wewnętrzna o złym stanie zdecydowała ocena grupy parametrów charakteryzujących skutki pośrednie eutrofizacji, czyli opisujących warunki tlenowe oraz stan makrozoobentosu, w JCWP Zalew Wiślany o ocenie decydowały stężenia chlorofilu *a* oraz przezroczystość wody w przypadku pozostałych JCWP o ostatecznej ocenie decydowały poziomy biogenów.



Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji - cecha D5 - w 2022 r.

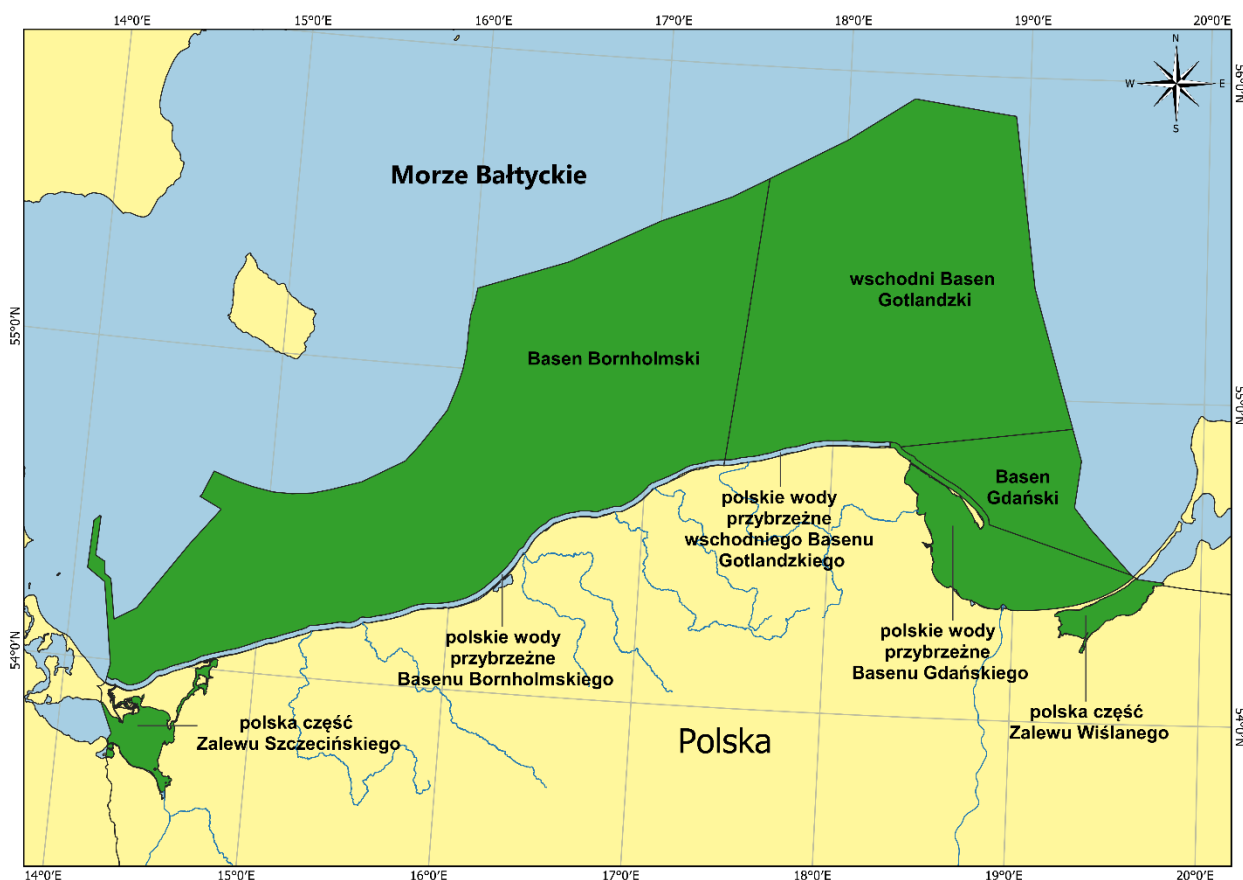
Substancje niebezpieczne

W 2022 roku stan środowiska południowego Bałtyku w zakresie cechy D8 (stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia) został oceniony na podstawie stężeń metali ciężkich: Cd, Pb, Hg w rybach, małżach i roślinach w pięciu z sześciu akwenów rekomendowanych przez Strategię Monitoringu i Oceny HELCOM: polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim oraz w obszarach Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. W organizmach ryb i małży pochodzących z tych samych lokalizacji określono stężenia trwałych związków organicznych: chloroorganicznych, bromoorganicznych, organicznych związków cyny, sulfonianu perfluorooktanowego oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Ocenę metali ciężkich i TZO uzupełniono danymi w zakresie analiz wybranych związków w wodzie morskiej, rybach i małżach pobranych w obszarach jednolitych części wód realizowanych w celu uzyskania pełnej oceny w polskich wodach przybrzeżnych wszystkich basenów. W zakresie metali uwzględniono arsen, srebro, miedź, cynk, chrom sześciowartościowy, chrom ogólny, kadm, ołów, rtęć, nikiel w wodzie morskiej i rtęć w rybach. W zakresie trwałych zanieczyszczeń uwzględniono węglowodory ropopochodne (indeks olejowy), aldehyd mrówkowy, alachlor, antracen, atrazyna, benzen, bromowane difenyletery (pbde), chloroalkany c10-13, chlorfenwinfos, chloropirifos, 1,2-dichloroetan, dichlorometan, ftalan di(2-etyloheksyl) (DEHP), diuron, endosulfan, fluoranten, heksachlorobutadien (HCBD), heksachlorocykloheksan (HCH), izoproturon, naftalen, nonylofenole (4-nonylofenol), oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol), pentachlorobenzen, pentachlorofenol (PCP), bezo(a)piren, benzo(b)fluoranten, benzo(ghi)perylene, symazyna, związki tributylocyny (kation tributylocyny), trichlorobenzeny (TCB), trichlorometan (chloroform), trifluralina, kwas perfluorooktano sulfonowy i jego pochodne (PFOS), akonifen, bifenoks, cybutryna, cypermetryna, dichlorfos, terbutryna, chinoksyfen, tetrachlorometan, DDT – izomer para-para, DDT całkowity,

Σ aldryna, dieldryna, endryna, izodryna, trichloroetylen (TRI), tetrachloroetylen (PER) w wodzie morskiej, fluoranten, benzo(a)piren w małżach oraz heksachlorobenzen (HCB), heksachlorobutadien (HCBD), dikofol, kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS), difenyletery bromowane (suma kongenerów o nr 28, 47, 99, 100, 153, 154), heksabromocyklododekan (HBCDD), heptachlor i epoksyd hepachloru, dioksyiny i związki dioksynopodobne w rybach. Do przeprowadzenia całościowej oceny stanu środowiska w zakresie substancji zanieczyszczających wykorzystano również dane dotyczące aktywności promieniotwórczej ^{137}Cs w wodzie morskiej, rybach i roślinach makrofitobentosowych oraz wyniki analiz testu mikrojądrowego mających na celu określenie wpływu substancji zanieczyszczających na organizmy ichtiofauny.

W celu przeprowadzenia zintegrowanej oceny dla poszczególnych grup substancji (metali ciężkich, TZO, radionuklidów) w wytypowanych obszarach, w pierwszym rzędzie wyznaczono współczynniki skażenia dla każdej substancji w każdej z matryc, poprzez odniesienie jej stężenia do wartości progowej. Następnym krokiem była integracja wskaźników poprzez wyznaczenie średnich współczynników skażenia ze wszystkich współczynników skażenia dla pojedynczych substancji w każdym z ocenianych obszarów i dla każdej z grup substancji. Zastosowano jednak wagi, przyjmując wagę 0,3 dla danych uzyskanych dla roślin makrofitobentosowych w końcowej ocenie, natomiast wynikom uzyskanym dla ryb w przypadku metali ciężkich oraz wody i ryb w przypadku ^{137}Cs przypisano wagę 1. W przypadku pozostałych substancji nie stosowano wag. W przypadku danych z jednolitych części wód, w pierwszym kroku wyznaczono współczynniki koncentracji dla wszystkich substancji na wszystkich punktach pomiarowych, a następnie wyliczono wartość średnią WS dla każdego z ocenianych obszarów i dopiero ta wartość zasilila ocenę opisaną powyżej.

W 2022 roku, stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu - ^{137}Cs został osiągnięty we wszystkich ocenianych obszarach: Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim na podstawie stężeń w rybach (śledź i stornia) i w wodzie morskiej, wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego na podstawie danych dla wody i roślin makrofitobentosowych, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym na podstawie poziomów ^{137}Cs w okoniu (Rys. III.11).



Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs - cecha D8 - w 2022 r.

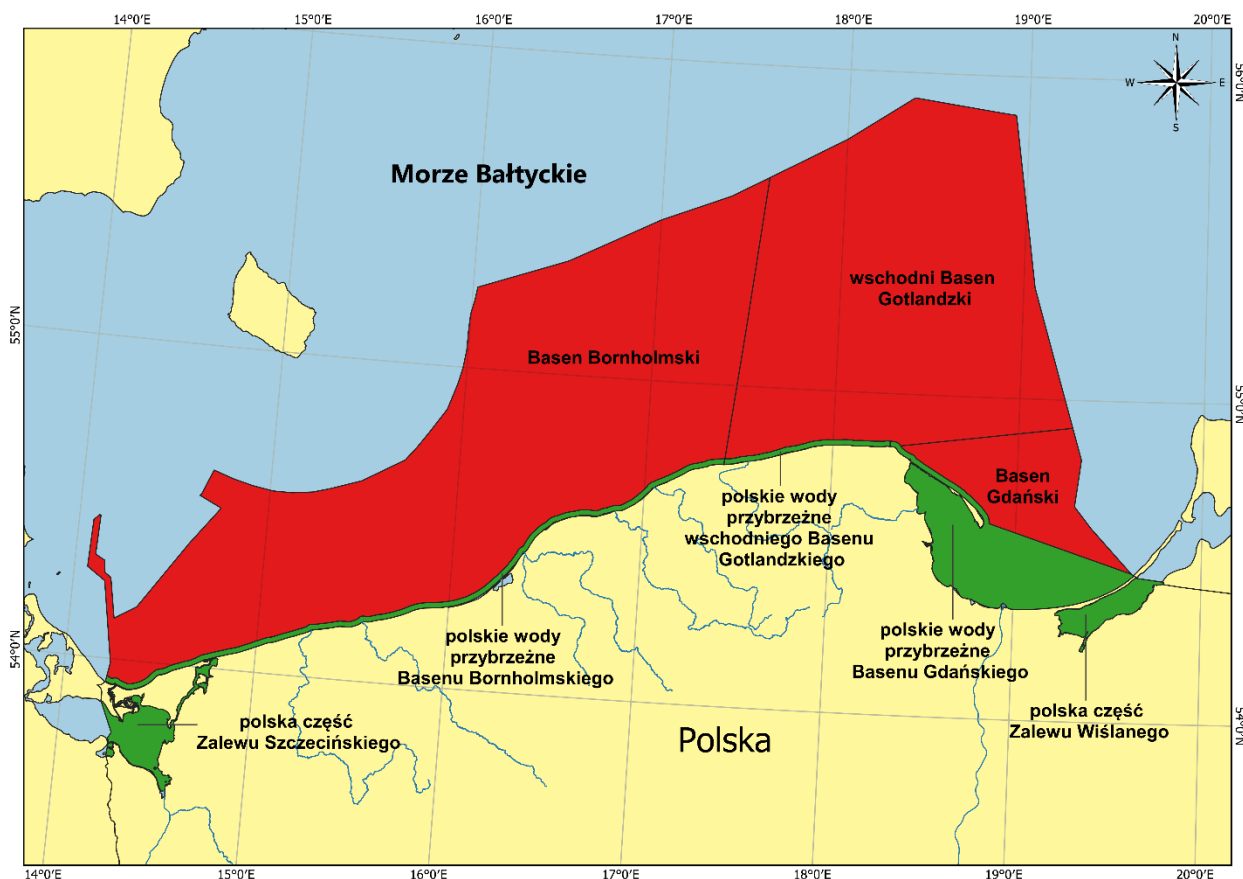
W 2022 roku stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich rtęci – Hg, ołowiu – Pb i kadmu – Cd w obszarach morza otwartego uznano za nieodpowiedni (subGES) (Rys. III.12). We wschodnim Basenie Gotlandzkim stężenia Pb i Cd w śledziu przekroczyły wartości progowe, a zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,63. Stan środowiska Basenu Bornholmskiego został określony na podstawie danych dotyczących stężeń metali w tkankach śledzia i storni oraz roślin makrofitobentosowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,31. Stężenia przekraczające wartości progowe zidentyfikowano w przypadku wszystkich metali w mięśniach storni i śledzia, natomiast zawartość wszystkich metali w roślinach pozostawała poniżej wartości progowej. W Basenie Gdańskim tylko stężenia Cd w storni pozostawały poniżej wartości progowej, a współczynnik skażenia bazujący na wszystkich danych wyniósł 1,58 ze względu na przekroczenia wartości progowych w przypadku stężeń Hg i Pb w rybach.

W przypadku obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ocena stanu środowiska bazowała na stężeniach trzech metali w organizmach omułka jadalnego i roślinach makrofitobentosowych, Hg w rybach i ośmiu metali w wodzie morskiej. Stężenia wszystkich metali zarówno w omułku, roślinach makrofitobentosowych i wodzie morskiej pozostawały poniżej wartości progowych. Stężenia Hg w rybach przekraczały wartość progową, ale zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,40 wskazując na dobry stan środowiska tego obszaru w zakresie metali ciężkich.

Ocenę stanu środowiska polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie stężeń metali ciężkich w storni, dla której żaden z trzech elementów (Pb, Cd, Hg) nie spełniał warunków dobrego stanu oraz w roślinach makrofitobentosowych, w przypadku których stężenia wszystkich metali wskazują na dobry stan środowiska. Stężenia wszystkich metali w wodzie morskiej spełniały warunek dobrego stanu środowiska. Ostatecznie zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,75 wskazując na osiągnięcie dobrego stanu.

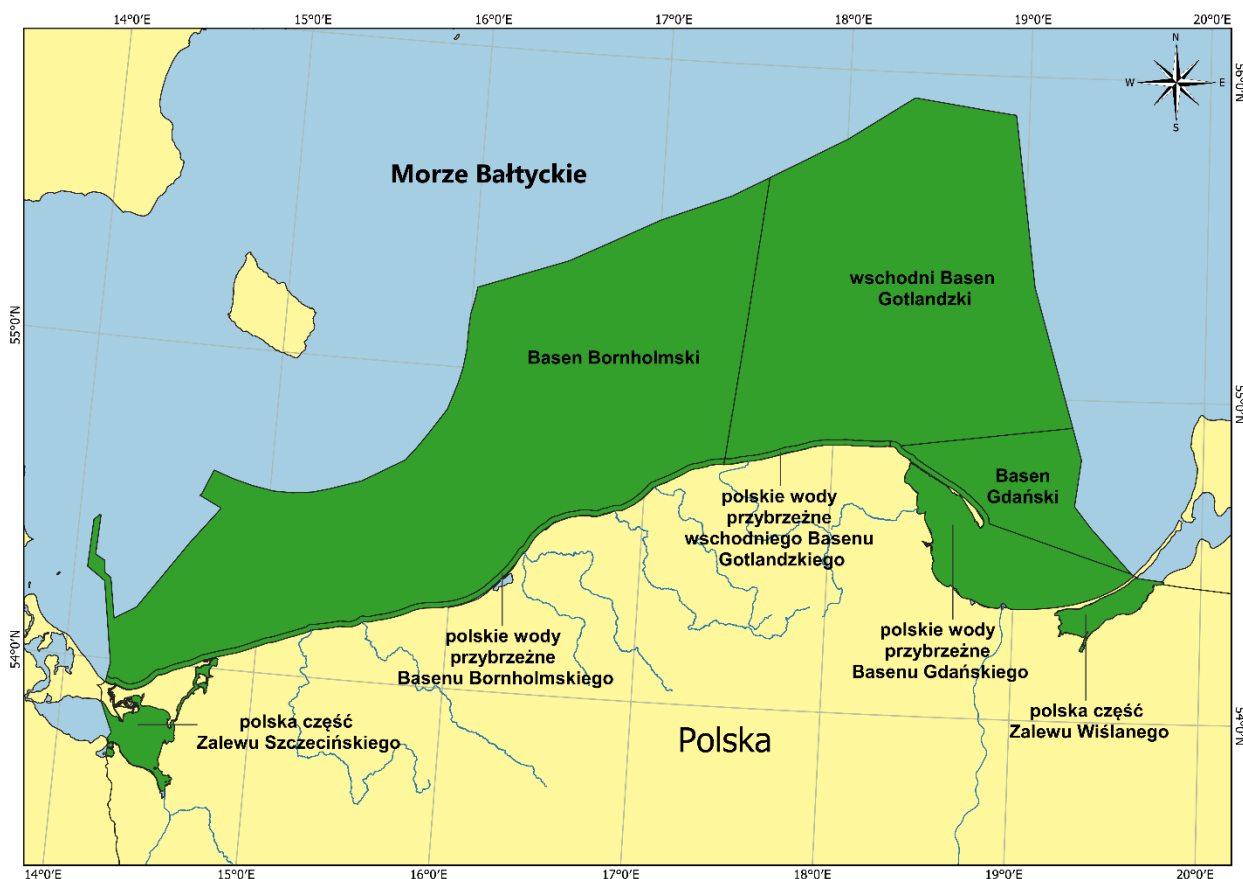
Ocenę wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego przeprowadzono na podstawie stężenia Hg w storni, które przekraczało wartość progową oraz Pb, Cd i Ni w wodzie morskiej, których stężenia były poniżej wartości progowych. Zintegrowany współczynnik skażenia wyniósł 0,52 i wskazuje na dobry stan środowiska tego obszaru.

W przypadku Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego, ocenę w 2022 roku przeprowadzono na podstawie wyników badań metali ciężkich w okoniu oraz w wodzie morskiej. Zintegrowany współczynnik skażenia w Zalewie Szczecińskim wyniósł 0,70, pomimo przekroczenia wartości granicznych w przypadku Pb i Hg w okoniu. W Zalewie Wiślanym, warunków dobrego stanu nie spełniały stężenia rtęci w rybach. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,48. Ocena stanu środowiska obu obszarów bazująca na zintegrowanych współczynnikach skażenia uwzględniających to, że wszystkie metale w wodzie morskiej pozostawały na poziomach poniżej wartości granicznej wskazuje na osiągnięcie dobrego stanu.



Rys. III.12. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2022 r.

W 2022 roku, podobnie jak w roku poprzednim, dobry stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich w rybach przeznaczonych do konsumpcji (przeprowadzony w ramach cechy D9) został osiągnięty we wszystkich obszarach oceny, tj. we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim, polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim (Rys. III.13).



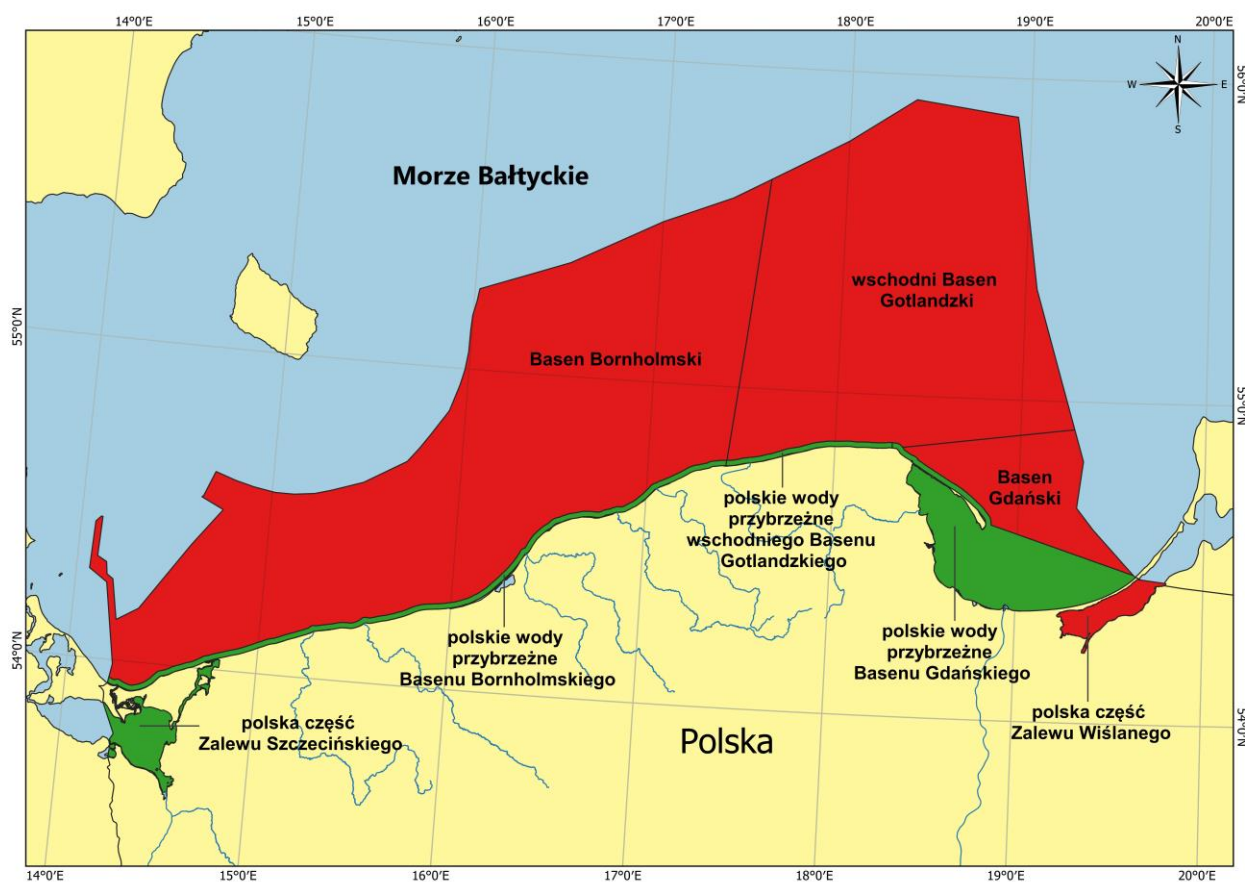
Rys. III.13. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2022 r.

Ocenę stanu poszczególnych obszarów w ramach cechy D8, w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi przeprowadzono z uwzględnieniem wybranych związków organicznych oznaczanych w rybach, małżach i wodzie morskiej. Stan środowiska basenów w obszarach wód otwartych, polskich wód przybrzeżnych oraz Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym oceniono na podstawie analiz związków: bromoorganicznych (polibromowanych defeniloeterów – suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu – HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu – HCH, heksachlorocyklobenzenu – HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenili – CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB 118, tributylocyny – TBT oznaczanych w mięśniach ryb oraz metabolitów WWA (1-hydroksypiren i 1 – hydroksyfenantren) oznaczanych w żółci ryb. Gatunkami ryb wykorzystanymi w ocenie był śledź we wschodnim Basenie Gotlandzkim, śledź i stornia w Basenie Bornholmskim, stornia w Basenie Gdańskim i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego, stornia i okoń w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz okoń w Zalewach: Szczecińskim i Wiślanym. Dodatkowo do oceny stanu wszystkich wód przybrzeżnych i zalewów wykorzystano wyniki uzyskane dla małży, w którym w miejsce analiz metabolitów WWA, przeprowadzono analizy WWA (fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(a)pirenu, benzo(ghi)peryleny, indeno(1,2,3cd)pirenu). W tych samych akwenach wykorzystano również wyniki analiz całego zestawu substancji (priorytetowych oraz syntetycznych i niesyntetycznych) w wodzie morskiej.

We wszystkich obszarach objętych oceną odnotowano znacznie podwyższone stężenia PBDE w organizmach ryb i omułku w stosunku do wartości progowej wyznaczającej granicę dobrego stanu dla sumy sześciu kongenerów PBDE, która została określona w Dyrektywie 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych. Wartość ta jest bardzo restrykcyjna i wynosi $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ m.m.}$ W przypadku pozostałych związków organicznych warunki dobrego stanu nie zostały również spełnione w przypadku kongeneru CB-118 w storni w Basenie Gdańskim, omułku w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz okoni z Zalewu Wiślanego. Również stężenia heptachloru w storniach we wszystkich obszarach

polskich wód przybrzeżnych oraz w okoniach z zalewów przekraczały wartość graniczną. Stężenia pozostałych substancji w organizmach pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu. W przypadku próbek wody morskiej warunku dobrego stanu nie spełniły stężenia cypermetryny i benzo(a)pirenu we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz benzo(a)pirenu i benzo(ghi)peryleny w Basenie Bornholmskim i Zalewie Wiślanym.

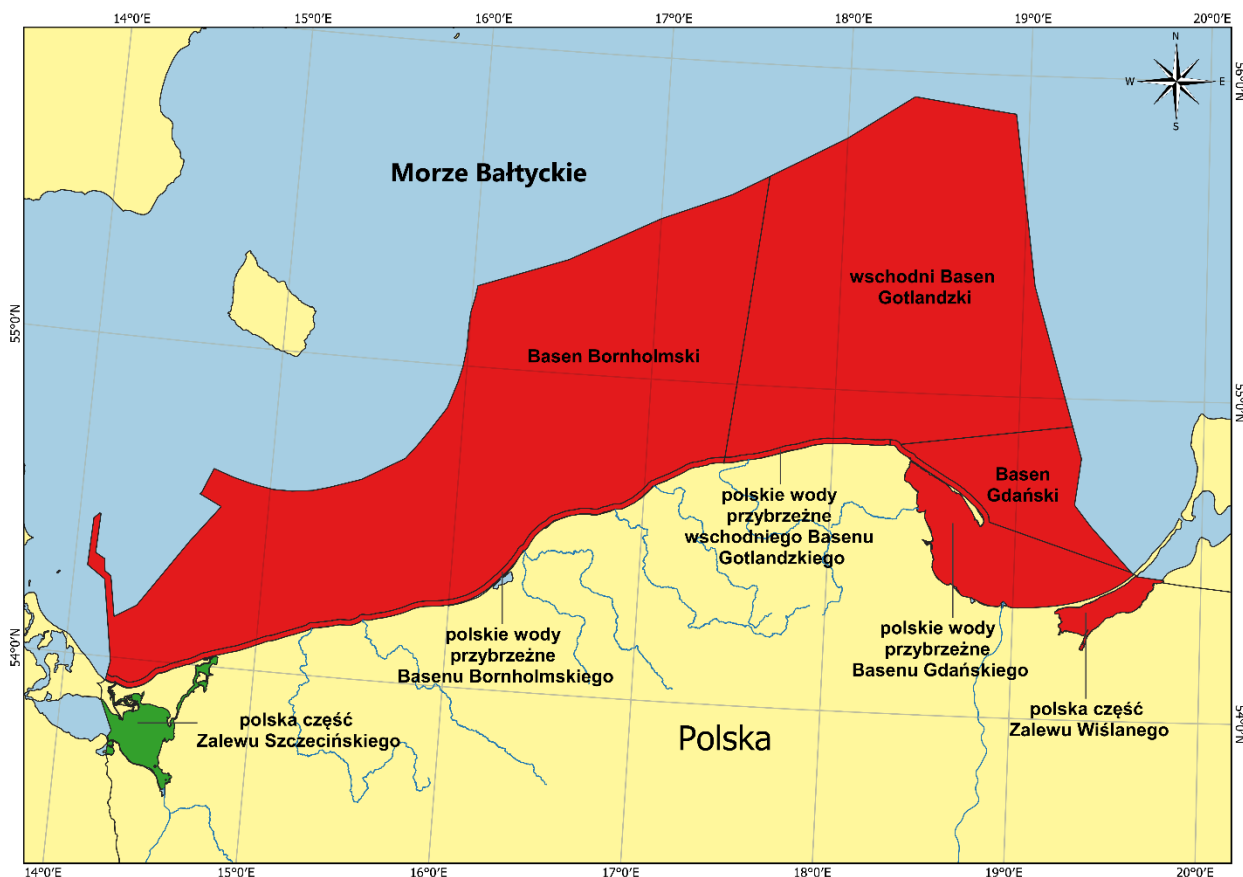
Ostatecznie zagregowane współczynniki skażenia, uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, wyniosły 3,79 we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 7,56 w Basenie Bornholmskim i 2,88 w Basenie Gdańskim wskazując na nieodpowiedni stan środowiska. Zintegrowane współczynniki skażenia w polskich wodach przybrzeżnych basenów: Bornholmskiego, wschodniego Gotlandzkiego i Gdańskiego wynosiły odpowiednio 0,59, 0,38 i 0,88, co oznacza osiągnięcie dobrego stanu. W Zalewie Wiślanym zintegrowany wskaźnik skażenia wyniósł aż 4,01 ze względu na bardzo wysokie stężenia PBDE, natomiast w Zalewie Szczecińskim, ze względu na zdecydowanie niższe sumaryczne stężenie kongenerów PBDE i stężenia pozostałych substancji pozostające zdecydowanie poniżej wartości progowej zintegrowany wskaźnik skażenia osiągnął wartość 0,33, co wskazuje na dobry stan środowiska w zakresie TZO w tym obszarze (Rys. III.14).



Rys. III.14. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2022 r.

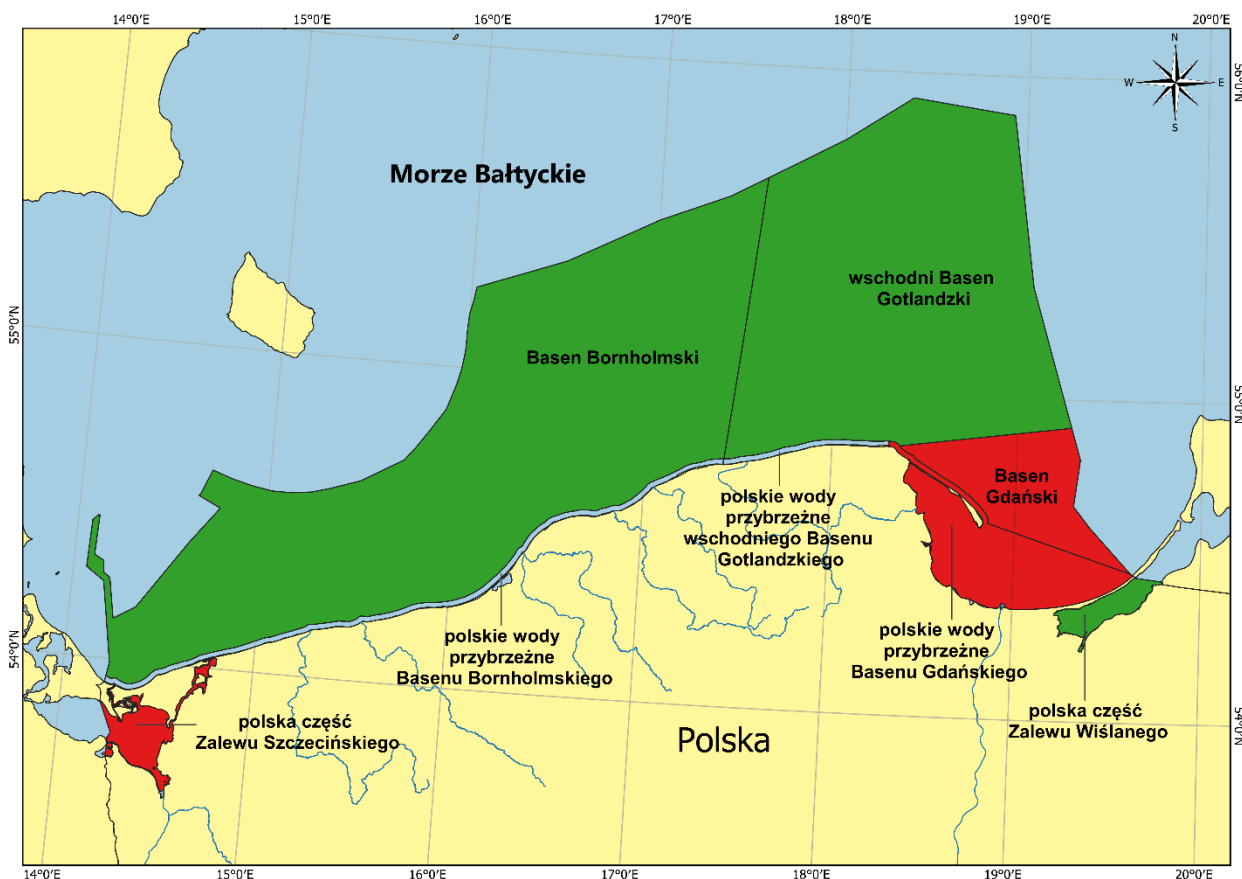
W 2022 roku, ocenę stanu środowiska dla TZO w zakresie cechy D9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie analiz związków bromoorganicznych (polibromowanych difenyleterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenili - CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180), tributyllocyny (kation TBT) oraz dioksyn i związków dioksynopodobnych w mięśniach ryb. Również i w tym przypadku, z powodu zaostrożonej granicy dobrego stanu dla sumy 6PBDE (wartość progowa dla ochrony zdrowia ludzi została przyjęta na podstawie Dyrektywy 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych i wynosi $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ m.m.}$),

nieodpowiedni stan środowiska został stwierdzony w siedmiu z ośmiu obszarach objętych tymi wskaźnikami: wschodnim Basenie Gotlandzkim (WS = 7,5), Basenie Bornholmskim (WS = 14,3), Basenie Gdańskim (WS = 5,5), polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (WS = 2,2), polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego (WS = 1,3), polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (WS = 2,1) oraz Zalewie Wiślanym (WS = 35,3) (Rys. III.15). Dobry stan środowiska w oparciu o zintegrowany współczynnik skażenia równy 0,6 został osiągnięty tylko w Zalewie Szczecińskim.



Rys. III.15. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2022 r.

W 2022 roku przeprowadzono również ocenę w zakresie efektów biologicznych wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby wykorzystując metodę testu mikrojądrowego. Na podstawie wyników badań dla śledzia z 4 lokalizacji przeprowadzono ocenę w czterech obszarach: wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. III.16). W 2022 roku dobry stan środowiska został osiągnięty we wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim. Analiza próbek krwi okonia wykazała osiągnięcie dobrego stanu w Zalewie Wiślanym i stan nieodpowiedni w Zalewie Szczecińskim (Rys. III.16). W przypadku Zalewu Szczecińskiego do oceny przyjęto średnią z lat 2014–2021.

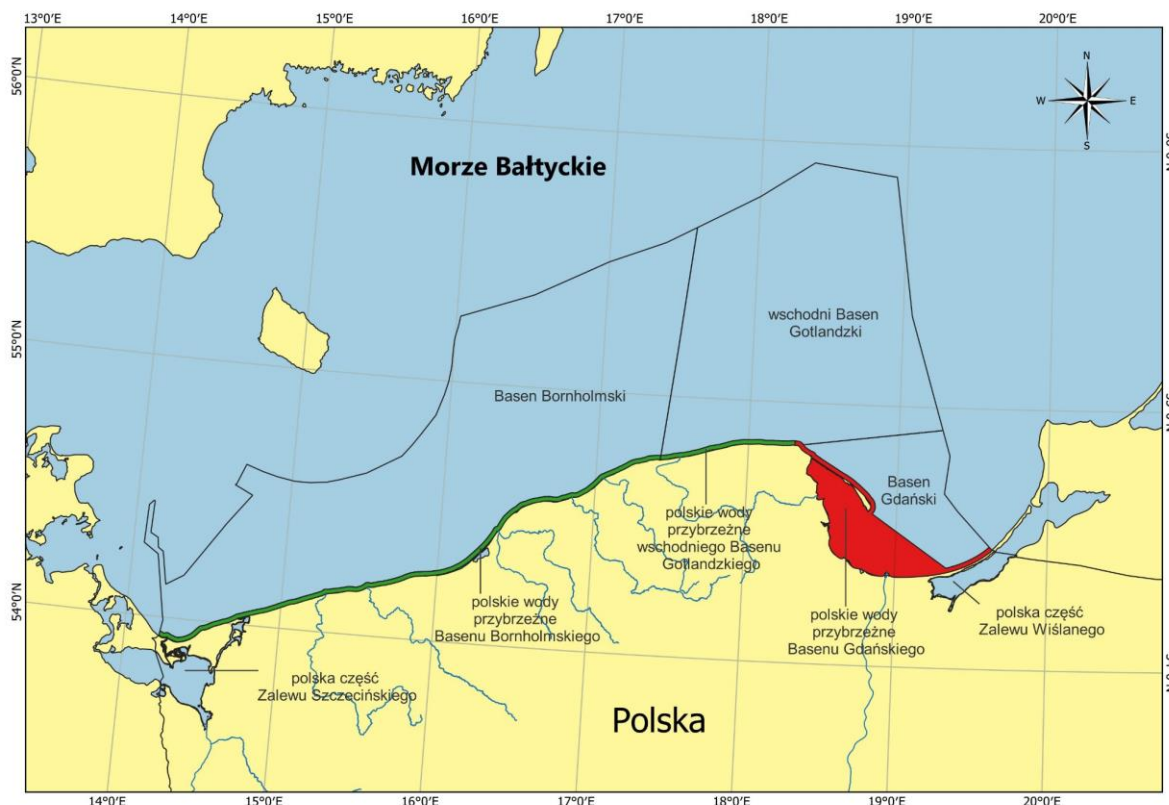


Rys. III.16. Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego – cecha D8 – w 2022 r.

Odpady w środowisku morskim

W 2022 roku przeprowadzono ocenę stanu środowiska polskich obszarów przybrzeżnych w zakresie odpadów gromadzonych na plaży. Do oceny wykorzystano wartości średniej liczebności odpadów w różnych kategoriach oraz sumy wszystkich odpadów przypadającej na 100 m długości monitorowanego odcinka plaży. Wartości te porównano z krajowymi wartościami granicznymi. Stan środowiska polskich obszarów przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (9,0 odpadów/100 m) i wschodniego Basenu Gotlandzkiego (8,2 odpadów/100 m) w oparciu o wartości krajowe uznano za dobry, natomiast obszar polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego charakteryzował się średnią liczebnością odpadów na poziomie 17,5 odpadów/100 m nie spełniając warunku dobrego stanu środowiska (9 odpadów/100 m) (Rys. III.17).

W związku z wyznaczeniem wartości progowej dla całkowitej liczby odpadów przypadającej na 100 m na poziomie Unii Europejskiej, która wynosi 20 odpadów/100 m przeprowadzono również ocenę poprzez odniesienie mediany dla całkowitej liczby odpadów przypadających na 100 m badanych odcinków do wartości progowej. Dokonanie oceny w poszczególnych basenach nie było możliwe ze względu na minimalną zalecaną liczbę przeprowadzonych badań, która wynosi 40. Liczba wszystkich badań przeprowadzonych w skali jednego roku na polskim wybrzeżu wynosiła w 2022 roku 45. Zastosowanie kryterium EU oznacza dobry stan środowiska w zakresie odpadów gromadzonych na brzegu, biorąc pod uwagę, że mediana frekwencji odpadów na polskim Wybrzeżu wyniosła w 2022 roku 9,6/100 m.



Rys. III.17. Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży - cecha D10 - w 2022 r.

Hałas podwodny

Dźwięki impulsowe

Z perspektywy wielolecia rok 2022 charakteryzował się najmniejszą liczbą dni z hałasem impulsowym, więc trend mniejszej obecności tego typu dźwięków nadal się utrzymuje. Liczba dni z hałasem impulsowym związanym z działalnością wojskową zmniejszyła się zarówno w Basenie Bornholmskim, jak i Gdańskim. W latach 2020, 2021 i 2022 wyraźnie widać zmniejszenie liczby dni z hałasem impulsowym w Basenie Bornholmskim, a w latach 2019, 2020, 2021 i 2022 w Basenie Gdańskim.

Rozpatrując udział różnych typów działalności generującej hałas impulsowy, w analizie 2022 roku, prawie 90% zarejestrowanych dni z hałasem wiąże się z działalnością wojskową, 10,5% dni wynika z badań akustycznych dna morskiego generujących hałas na bardzo niskim poziomie.

Dźwięki ciągłe

Porównanie wyników pomiarów poziomu ciśnienia akustycznego SPL na stacjach monitoringowych wskazuje na zmienność poziomu hałasu w czasie. Różnice SPL na poszczególnych stacjach i w czasie mogą wynikać zarówno z właściwości fizycznych wody, której parametry fizyczne zmieniają się w zależności od pory roku, jak również natężenia żeglugi w danym punkcie. Wielkości SPL, zarejestrowane na większości stacji (wyjątek stanowi stacja nr 6), ze względu na ich posadowienie w obszarze torów wodnych, są wynikiem hałasu generowanego wskutek żeglugi morskiej wraz z szumem naturalnym. Zaznacza się, iż w przypadku stacji nr 5 i stacji nr 6, posadowionymi stosunkowo płytko, znaczący wpływ na podwodny hałas mogą mieć również warunki meteorologiczne, z którymi związany jest wiatr, a przez to stan morza i falowanie oraz deszcz.

Podsumowanie

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2022 roku, w odniesieniu do polskich obszarów wyznaczonych akwenów HELCOM, które są oceniane zgodnie z RDSM przedstawiono w Tabeli III.1. Prezentuje ona wyniki oceny dla poszczególnych cech, przy czym w przypadku siedlisk bentosowych wyniki zaprezentowano oddzielnie dla makrozoobentosu (cecha D1) oraz cechy D6, na którą składa się ocena makrozoobentosu oraz makrofitów w obszarach do głębokości 20 metrów. W przypadku eutrofizacji ocena została uzupełniona o wyniki klasyfikacji wskaźników z wód przejściowych i przybrzeżnych przy czym, w celu zapewnienia większej czytelności wyników JCWP przybrzeżne zagregowano do poziomu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. Wyniki wybranych wskaźników RDW zostały uśrednione i ocenione zgodnie z metodyką oceny eutrofizacji RDSM. W przypadku cech D8 i D9 ocenę zaprezentowano dla grup substancji i efektów biologicznych, ponieważ nie przeprowadzono agregacji całościowej dla cech..

Tabela III.1. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2022 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES, b.d. – brak danych, n.d. – wskaźnik nie ma zastosowania).

Cecha/oceniany element bądź wskaźnik		Akwen							
		polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	wschodni Basen Gotlandzki	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Basen Gdański	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Basen Bornholmski	polska część Zalewu Wiślanego	polska część Zalewu Szczecińskiego
D1/D4	Ryby – PMFI*								
	Ryby -LFI								
	Ryby – kluczowe gatunki i grupy troficzne								
	Fitoplankton								
	Zooplankton								
	Makrozoobentos								
	Chlorofil <i>a</i>								
D6		b.d.			n.d.			b.d.	b.d.
D3									
D5									
D8	Radionuklidy	b.d.				b.d.			
	Metale ciężkie								
	TZO								
	Test mikrojądrowy	b.d.				n.d.			
D9	Metale ciężkie								
	TZO								
D10			n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.

*dotyczy bardzo płytkich obszarów wydzielonych według RDW

Bibliografia

- Aro E. 1989. A review of the fish migration patterns in the Baltic. International Council for the Exploration of the Sea Report 190: 72–96.
- Beamont, N., Aanesen, M., Austen, M., Borgen, T., Clark, J.R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P.K., Pascoe, C., Wyles, K., 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. Mar. Pollut. Bull. 142, 189–195.
- Bellebaum J., Kube J., Schultz A., Skov H., Wendeln H. 2014. Decline of Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* numbers in the Pomeranian Bay revealed by two different survey methods. Ornis Fennica 91:129–137.
- Bełdowski J., Löffler A., Schneider B., Joensuu L., 2010, Distribution and biogeochemical control of total CO₂ and total alkalinity in the Baltic Sea; Journal of Mar. Sys.
- Brzuzan P., Woźny M., Łuczyński M.K., 2007. Toksykologia Molekularna- przewodnik do ćwiczeń. UWM, Olsztyn 2007. http://biotechnology.keyland.biz/pdf/tox_mol_updated.pdf
- Budziński H., Jones I., Bellocq J., Piérard C., Garrigues P. 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. Mar. Chem. 58: 85 – 97.
- Cavaş T., Ergene-Gozukara S., 2005, Micronucleus test in fish cells: A bioassay for in situ monitoring of genotoxic pollution in the marine environment. Environmental and Molecular Mutagenesis 46, 64–70, doi: 10.1002/em.20130
- CBD, 2012. UNEP/CBD/SBSTTA/16/INF/12. Scientific synthesis on the impacts of underwater noise on marine and coastal biodiversity and habitats
- Chodkiewicz T., Meissner W., Chylarecki P., Neubauer G., Sikora A., Pietrasz K., Cenian Z., Bettleja J., Kajtoch Ł., Lenkiewicz W., Ławicki Ł., Rohde Z., Rubacha S., Smyk B., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P. 2016. Monitoring Ptaków Polski w latach 2015–2016. Biuletyn Monitoringu Przyrody 15: 1–86.
- Chodkiewicz T., Neubauer G., Sikora A., Ławicki Ł., Meissner W., Bobrek R., Cenian Z., Bzoma S., Bettleja J., Kuczyński L., Moczarska J., Rohde Z., Rubacha S., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P., Chylarecki P. 2018. Monitoring Ptaków Polski w latach 2016–2018. Biuletyn Monitoringu Przyrody 17: 1–90.
- Conley D.J., Aigars J., Kotta J., Maximov A., 2011 Hypoxia is increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea, Environmental Science & Technology
- Conley D. J., Humborg C., Rahm L., Savchuk O. P., Wulff F., 2002, Hypoxia in the Baltic Sea. Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. Environmental Science and Technology 36, 5315–5320, doi: 10.1021/es02576w
- Copernicus Marine Product, 2023: Global Ocean Physics Analysis and Forecast, <https://doi.org/10.48670/moi-00016>, dostęp: 01.04.2023
- Dekeling R.P.A., Tasker M.L., Van der Graaf A.J., Ainslie M.A., Andersson M.H., André M., Borsani J.F., Brensing K., Castellote M., Cronin D., Dalen J., Folegot T., Leaper R., Pajala J., Redman P., Robinson S.P., Sigray P., Sutton G., Thomsen F., Werner S., Wittekind D., Young J.V., 2014, Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary, JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi: 10.2788/29293
- Drgas N., 2015, Raport specjalny z rejsu – Wielki Wlew do Bałtyku, nr 1, 2015; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- Drgas N., 2016 Raport rejsowy r/v Baltica nr 3–6, 2016, IMGW-PIB; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- Drgas N., 2019 Raport rejsowy r/v Baltica nr 1–6, 2019, IMGW-PIB; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- Durinck J., Skov H., Jensen F. P., Pihl S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. Ornis Consult Report, Copenhagen

- Enger P.S., 1967, Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22, 527-538
- EU. 2016. Regulation (EU) 2016/1139 of the European Parliament and of the Council of 6 July 2016 establishing a multiannual plan for the stocks of cod, herring and sprat in the Baltic Sea and the fisheries exploiting those stocks, amending Council Regulation (EC) No. 2187/2005 and repealing Council Regulation (EC) No. 1098/2007. *Official Journal of the European Union*, L 191. 15 pp.
- European Environment Agency 2020, Indicator Assessment. Ocean acidification; CLIM 043 Published 24 Jun 2020; online: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/ocean-acidification-3/assessment>
- Falandysz, J., Wyrzykowska, B., Puzyn, T., Strandberg, L., Rappe, C., 2002, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and their congener-specific accumulation in edible fish from the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea, *Food Addit. Contam.* 19, 779-795
- Feistel S., Feistel R., Nehring D., Matthäus W., Nausch G., Naumann M.: Hypoxic and anoxic regions in the Baltic Sea, 1969-2015. *Meereswiss. Ber., Warnemünde*, 100 (2016)
- Fenech M., Chang W. P., Kirsch-Volders M., Holland N., Bonassi S., Zeiger E., 2003, HUMN project: detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures. *Mutation Research* 534, 65-75
- Furness R.W., Ensor K., Hudson A.V. 1992. The use of fishery waste by gull populations around the British Isles. *Ardea* 80: 105-113.
- Galassi S., 2007, A multispecies approach for monitoring persistent toxic substances in the Gulf of Gdańsk (Baltic Sea). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69, 39-48
- Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Berlin, pp. 29-56 https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2.
- Garthe S., Scherp B. 2003. Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 980-989.
- Garthe S., Hüppop O., 2004, Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index, *J. Appl. Ecol.* 41, 724-741
- GIOŚ, 2014 (b), Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Raport do Komisji Europejskiej; online: https://www.mos.gov.pl/g2/big/2014_04/9cbf6a1fad8785948a0931cadfdf7ce9.pdf
- GIOŚ, 2018 (b), Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.; online: <http://rdsmgios.gov.pl/index.php/pl/35-konsultacje-spoleczne-3>
- Grygiel, W., Wyszynski, M. 2003. Temporal (1980-2001) and geographic variation in the sexual maturity at age and length of herring and sprat inhabiting the southern Baltic. *Biuletyn MIR*. 159: 3-33.
- Gustavson, K., Jonsson, P., 1999, Some halogenated organic compounds in sediments and blue mussel (*Mytilus edulis*) in Nordic Seas. *Marine Pollution Bulletin* 38(8), 723-736
- Hansson M., Axe P. and Andersson L., 2009, 'Extent of anoxia and hypoxia in the Baltic Sea, 1960-2009', SMHI Report Mo 2009-214
- Heinemann D. 1981. A range finder for pelagic bird censusing. *Journal of Wildlife Management* 45: 489-493.
- HELCOM, 2003, The Baltic Marine Environment 1999-2002. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 87, 47 pp.
- HELCOM, 2009, Hazardous substances of specific concern to the Baltic Sea Final report of the HAZARDOUS project. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 119, 99 pp.
- HELCOM, 2012, Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. *Balt. Sea. Environ. Proc.* No. 129 B, 219 pp

HELCOM, 2013, HELCOM Monitoring and Assessment Strategy, online: www.helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment-strategy

HELCOM, 2015, OUTCOME OF THE 48TH MEETING OF HEADS OF DELEGATION(HELCOM HOD); online: https://portal.helcom.fi/meetings/HOD%2048-2015-189/MeetingDocuments/Outcome_HOD%2048-2015.pdf

HELCOM, 2015b, HELCOM Eutrophication assessment manual. Updated: 31.12.2015; online: <https://helcom.fi/media/publications/Eutrophication-assessment-manual.pdf>

HELCOM, 2017, Diatom/Dinoflagellate index. HELCOM pre-core indicator report. Online. 30.04.2017. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/Diatom-dinoflagellate-index>

HELCOM, 2018a. Abundance of coastal fish key species. HELCOM core indicator report. Online. 28/02/2018, <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-key-coastal-fish-species/>.

HELCOM, 2018b. Abundance of coastal fish key functional groups. HELCOM core indicator report. Online. 28/02/2018, <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-coastal-fish-keyfunctional-groups/>.

HELCOM, 2018c. Status of coastal fish communities in the Baltic Sea during 2011-2016 – the third thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings N° 161

HELCOM, 2021a. Outcome of the 3rd Meeting of the continuation of the project for Baltic-wide assessment of coastal fish communities in support of an ecosystem-based management (FISH-PRO III). FISH-PRO III 3-2021, 11 pp.

HELCOM, 2023. Diatom/Dinoflagellate index. HELCOM pre-core indicator report. Online. 23.05.2023, <https://indicators.helcom.fi/indicator/diatom-dinoflagellate-index/>

HELCOM, 2023a, Distribution in time and place of loud low- and mid- frequency anthropogenic impulsive sounds, <https://indicators.helcom.fi/indicator/impulsive-noise/>

Hering, D., Feld, C.K., Moog, O., T. Ofenböck, 2006, Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. Hydrobiologia 566, 311–324 (2006). <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0087-2>

ICES. 2016. ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion. EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion. Published 13 May 2016. 4pp.

ICES. 2020. Inter-Benchmark Process on Baltic Sprat (Sprattus sprattus) and Herring (Clupea harengus) (IBPBash). ICES Scientific Reports, 2:34. 44 pp.

ICES. 2023a. Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports. 5:58. 606 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.23123768>

ICES. 2023b. Report of the ICES Advisory Committee, 2023. ICES Advice 2023.

ICES. 2023c. Benchmark Workshop on Baltic Pelagic stocks (WKBALPEL). ICES Scientific Reports. 5:47. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.23216492>

HELCOM, 2023, Distribution in time and place of loud low- and mid- frequency anthropogenic impulsive sounds, <https://indicators.helcom.fi/indicator/impulsive-noise/>

IMGW-PIB, 2015, Raport specjalny z rejsu – Wielki Wlew do Bałtyku, nr 1, 2015; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>

IOW, 2015, IOW Press Release January 7, 2015; online: www.io-warnemuende.de/environmental-monitoring.html

Jakubowska M., Jerzak M., Normant M., Burska D., Drzazgowski J. 2013. Effect of carbon dioxide-induced water acidification on the physiological processes of the Baltic isopod Saduria entomon. Journal of Shellfish Research 32(3), 825-834

JRC, 2013 Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas, JRC Scientific and Policy Reports, ISBN 978-92-79-32710-0.

- Kaiser M. J., Galanidi M., Showler D. A., Elliott A. J., Caldow W. G., Rees E. I. S., Stillman R. A., Sutherland W. J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. *Ibis* 148: 110–128.
- Karlson K., Rosenberg R., Bonsdorff E., 2002, Temporal and spatial Large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology: AN Annual Review* 40, 427–489
- Klobuèar G.I.V., Pavlica M., Erben R., Pape D., 2003, Application of the micronucleus and comet assays to mussel, *Mytilus edulis*. *Aquatic Toxicology* 64. 15–23
- Komdeur, J., J. Bertelsen & G. Cracknell, 1992. Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. International Waterfowl and Wetland Research Bureau Special Publication 19.IWRB, Slimbridge
- Kortazar L., Duval B., Linero O., Olamendia O., Angulo A., Amouroux D., De Diego A., Fernandez A., A., 2020., Accurate determination of the total alkalinity and the CO₂ system parameters in high-altitude lakes from the Western Pyrenes (France-Spain) *Microchemical Journal* 152 (2020)104345.
- Kowalewski, M. (2021). Hydrodynamic reanalysis of currents in the Baltic Sea using the PM3D model [Data set]. Gdańsk University of Technology. <https://doi.org/10.34808/1hq4-df69>
- Kownacka J. 2017. Testowanie i wyznaczenie wartości granicznej dla Basenu Gdańskiego oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich (tzw. threshold value) dla wskaźnika Diatoms/Dinoflagellates Index przyjętego przez HELCOM w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Załącznik 12, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska
- Köster, F.W., Huwer, B., Hinrichsen H-H., Neumann, V., Makarchouk, A., Eero M., von Dewitz, B., Hüsey, K., Tomkiewicz, J., Margonski, P., Temming, A., Hermann, J-P., Oesterwind, D., Dierking, J., Kotterba, P. and Plikshs, M. 2017. Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. *ICES J Mar Sci* 74: 3–19.
- Kruk-Dowgiatto L., Kramarska R., Gajewski J. (red.), 2011, Siedliska przyrodnicze polskiej strefy Bałtyku. Głazowisko Ławicy Słupskiej. Wydawcy: Instytut Morski w Gdańsku i Państwowy Instytut Geologiczny – PIB, Gdańsk – Warszawa 2011, ISBN 978-83-62438-09-9: 18–22
- Krzymiński W., (red.), 2017, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2016 na tle dziesięciolecia 2006–2015. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2017, 163 s.
- Kube J., Skov H. 1996. Habitat selection, feeding characteristics, and food consumption of long-tailed ducks, *Clangula hyemalis*, in the southern Baltic Sea. *Meereswissenschaftliche Berichte* 18: 83–100.
- Kuliński K., Pempkowiak J., 2011., The carbon budget of the Baltic Sea. *Biogeosciences* 8(11)3219–3230.
- Kuliński K., Schneider B., Hammer K., Machulik U., Schulz-Bull D., 2014, The influence of dissolved organic matter on the acid-base system of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 132, 106–115.
- Larsen E.H., Francesconi K.A., 2003 Arsenic concentrations correlate with salinity for fish taken from the North Sea and Baltic waters *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 83(02):283 – 284.
- Łysiak-Pastuszek E., Drgas N., Śliwińska A., 2011, Stan jakości wód w Zatoce Gdańskiej. [W:] M. Maciejewski, M. S. Ostojski, T. Walczykiewicz (red.) *Dorzeczcie Wisły – monografia powodzi maj czerwiec 2010*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa 2011, 204–206
- Łysiak-Pastuszek E., Zalewska E., Krzymiński W., Grochowski A., (red.), 2016, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2015 na tle dziesięciolecia 2005–2014. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2016, ISBN 978-83-61227-77-9, 163 s.
- Majewski A., Lauer Z. 1994: Atlas Morza Bałtyckiego, IMGW, Warszawa

- Meissner W. 2010. Wschodnie Wody Przygraniczne. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP, Mar-ki. pp: 535-536
- Meissner W. 2010a. Ławica Słupska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP, Marki. pp: 529-530.
- Meissner W. 2010b. Przybrzeżne Wody Bałtyku. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP, Marki. pp: 531-532.
- Meissner W. 2010c. Zatoka Pomorska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP, Marki. pp: 533-534.
- Meissner W. 2011. Ptaki morskie. W: Sikora A., Chylarecki P., Meissner W., Neubauer G. (red.). *Monitoring ptaków wodno-błotnych w okresie wędrówek. Poradnik metodyczny*. GDOŚ, Warszawa. pp: 93-102.
- Meissner W., Kośmicki A., Kaszak S., Zaniewicz G., Janczyszyn A. 2016. Liczebność ptaków wodnych na Zatoce Gdańskiej w okresie wrzesień 2015-kwiecień 2016. *Ornis Polonica* 57:228-233.
- Meissner W., Staniszevska J., Bzoma S. 2007. Liczebność oraz struktura gatunkowa i wiekowa mew Laridae w regionie Zatoki Gdańskiej w okresie pozalegowym. *Not. Orn.* 48: 67-81.
- Mostafa A.R., Wade T.L., Sweet S.T., Al-Alimi A.K.A., Barakat A.O. 2009. Distribution and characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Hadhramout coastal Gulf of Aden, Yemen. *J. Mar. Syst.* 78: 1.
- Müller J.D., Schneider B., Rehder G., 2016, Long-term alkalinity trends in the Baltic Sea and their implications for CO₂-induced acidification, *Limnology and Oceanography* 61, 1984-2002.
- Nilsson L., 2008, Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967-2006, *Ornis Svecica* 18, 135-226
- Osowiecki A., Kruk-Dowgiatto L. (red.), 2006, *Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głązowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym*. Wyd. Nauk. IM w Gdańsku, Gdańsk 2006, 127 str.
- Osowiecki A., Łysiak-Pastuszek E., Kruk-Dowgiatto L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzywiński W., 2012, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – A preliminary assessment, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41 (3), 1-10, DOI:10.2478/s13545-012-022-2
- OSPAR, 2009, Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, Monitoring and Assessment Series, OSPAR Commission. online:
http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/p00461_Background_Doc_CEMP_Assessmt_Criteria_Haz_Subs.pdf
- Pannekoek J., Van Strien A. J. 2005. TRIM 3 manual. Trends and indices for monitoring data. CBS, Statistics Netherlands, Voorburg, Netherlands.
- Pedersen M. W. and Berg C. W. 2017. A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fish*, 18: 226-243. doi:10.1111/faf.12174
- Pierdomenico, M., Casalbone, D., Latino, F., 2019. Massive benthic litter funnelled to deep sea by flash-flood generated hyperpycnal flows. *Sci. Rep.* 9, 5330.
- Pies C., Hoffmann B., Petrowsky J., Yang Y., Ternes T.A., Hofmann T. 2008. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. *Chemosphere* 72: 1594-1601.
- Polak-Juszczak L. 2009. Temporal trends in the bioaccumulation of trace metals in herring, sprat, and cod from the southern Baltic Sea in the 1994-2003 period. *Chemosphere* 76(10):1334-1339.

- Polak-Juszczak L., Szlinder-Richert J. 2021. Arsenic speciation in fish from Baltic Sea close to chemical munitions dumpsites. *Chemosphere* 284: 131326.
- Rogowska J., Wolska L., Namieśnik J. 2010. Impacts of pollution derived from ship wrecks on the marine environment on the basis of s/s "Stuttgart" (Polish coast, Europe). *Science of the Total Environment* 408 :5775–5783
- Psuty I. 2010. Natural, social, economical and political influences on fisheries: A review of the transitional area of the Polish waters of the Vistula Lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 61: 162 – 177.
- Psuty I., Wilkońska H. 2009. The stability of fish assemblages under unstable conditions: A ten-year series from the Polish part of the Vistula Lagoon. *Archives of Polish Fisheries*, 17: 65–76.
- R.P.A, Dekeling & M.L, Tasker & Van der Graaf, Sandra & Ainslie, Michael & Andersson, Mathias & André, Michel & Borsani, Junio & Brensing, Karsten & Castellote, Manuel & Cronin, Donal & Dalen, John & Folegot, Thomas & R, Leaper & Pajala, Jukka & P., Redman & Robinson, Stephen & Sigray, Peter & Sutton, Gerry & Thomsen, Frank & J.V., Young. (2014). *Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary*. 10.2788/29293.
- Ryan, P.G., 2015. A brief history of marine litter research. In: Bergmann, M., Gutow, L, Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Berlin, pp. 1–25.
- Saniewski M., Zalewska T., 2016, Atmospheric deposition and riverine load of ^{90}Sr and ^{137}Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005 – 2011, *Journal of Environmental Radioactivity* 151, 1–11
- Saniewski M., Zalewska T., 2018. Budget of ^{90}Sr in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea), *Oceanologia* 60(3), 256–263
- Sapota G., 2004, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in seawater of the Southern Baltic Sea, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 162, 153–157
- Sapota G. 2006, Decreasing trend of persistent organic pollutants (POPs) in herring from the southern Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 1,15–21
- Skov H., Heinänen S., Žydelis R., Bellebaum J., Bzoma S., Dagys M., Durinck J., Garthe S., Grishanov G., Hario M., Kieckbusch J. J., Kube J., Kuresoo A., Larsson K., Luigujoe L., Meissner W., Nehls H. W., Nilsson L., Petersen I. K., Roos M. M., Pihl S., Sonntag N., Stock A., Stipniece A. 2011. *Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea*. Nordic Council of Ministers. Copenhagen. 201 pp.
- Skóra, K. 1993. *Ichtiofauna. W: Zatoka Pucka. Praca zbiorowa*. (Red.) K. Korzeniewski, Wyd. Instytutu Oceanografii UG, Gdańsk.
- Sokołowski A., Jankowska E., Balazy P., Jędruch A. 2021. Distribution and extent of benthic habitats in Puck Bay (Gulf of Gdańsk, southern Baltic Sea). *Oceanologia* 63: 301–320.
- Sonntag N., Mendel B., Garthe S. 2006. Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostseeim Jahresverlauf. *Vogelwarte* 44: 81–112.
- Soclo H. H., Garrigues P. H., Ewald M. 1999. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Mar. Pollut. Bull.* 40: 387–396.
- Stanisławczyk I., 2020, Złodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2019/20, online: <https://baltyk.imgw.pl/index.php?page=22&subpage=90>
- UE. 2017. DECYZJA KOMISJI (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE
- Ulfso A., Hulth S., Anderson L.G., 2011, pH and biogeochemical processes in the Gotland Basin of the Baltic Sea, *Marine Chemistry* 127, 20–30.

- Uścińowicz Sz., (red.), *Geochemia osadów powierzchniowych Morza Bałtyckiego*, Ministerstwo Środowiska, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 2011
- Warzocha J., 1994, Spatial distribution of macrofauna in the southern Baltic in 1983. *Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni*, 1 (131), 225-237
- Wesslander K., 2011, The Carbon Dioxide System in the Baltic Sea Surface Waters,
- Wirz M.V., Saldiva P.H., Freire-Maia D.V., 2005, Micronucleus test for monitoring genotoxicity of polluted river water in *Rana castesbeiana* tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 75. 1220-1227
- Wolska L., Mechlińska A., Rogowska J., Namieśnik J. 2012. Sources and Fate of PAHs and PCBs in the Marine Environment, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42(11): 1172-1189.
- Xu J., Yu, Y., Wang P., Guo W., Dai Sh., Sun H. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface sediments from Yellow River, China. *Chemosphere* 67: 1408.
- Yunker M. B., Macdonald R. W., Vingarzan R., Mitchell H., Goyette D., Sylvestre S. 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochemi.* 33: 489-515.
- Zalewska T., Lipska J., 2006, Contamination of the southern Baltic Sea with ^{137}Cs and ^{90}Sr over the period 2000-2004, *Journal of Environmental Radioactivity* 91, 1-14
- Zalewska T., Suplińska M., 2013, Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ecosystem, *Oceanologia* 55 (3), 485-517
- Zalewska T., 2015, Bioindykatory makrofytobentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB, Warszawa 2015, 244 str.
- Zalewska T., Krzymiński W., Smoliński Sz., (red.), 2015, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2014 na tle dziesięciolecia 2004-2013. *Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Warszawa 2015, ISBN 978-83-61227-53-3, 132 str.
- Zalewska T., Danowska B., 2017, Marine environment status assessment based on macrophytobenthic plants as bio-indicators of heavy metals pollution, *Marine Pollution Bulletin* 118(1), 281-288
- Zalewska T., (red.), 2019, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2018 na tle dziesięciolecia 2008-2017. *Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Warszawa 2019, 163 s.
- Zalewska T., (red.), 2020, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2019 na tle dziesięciolecia 2009-2018. *Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Warszawa 2020, 163 s
- Zalewska T., (red.), 2021, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2020 na tle dziesięciolecia 2009-2018. *Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Warszawa 2021.
- Zawadzka D., Mizera T., Cenian Z. 2009. Dynamika liczebności bielika *Haliaeetus albicilla* w Polsce. W Anderwald D. (red.). *Ochrona drapieżnych zwierząt, a rozwój cywilizacyjny społeczeństw ludzkich*. Stud. I Mat. CEPL, Rogów, 3 (22): 22-31.
- Żmudziński L., 1982, Zoobentos litoralu Bałtyku. [W:] L. Żmudziński i J. Ostrowski (red.) *Zoobentos Bałtyku lat sześćdziesiątych*. Wyd. Wyższa Szkoła Pedagogiczna w Słupsku, 82, 5-38
- Żmudziński L., 1994, Flora i fauna morska. [W:] A. Majewski i Z. Lauer (red.) *Atlas Morza Bałtyckiego*. IMGW, Gdynia 1994, 165-172

Spis rysunków

Rys. I.1.	Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w okresie 2012–2021 (obliczone na podstawie Copernicus Marine Product, 2023)	6
Rys. I.2.	Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w 2022 roku (obliczone na podstawie Copernicus Marine Product, 2023)	6
Rys. I.3.	Różnica średniej prędkości wiatru pomiędzy okresem 2012–2021 a 2022 rokiem (obliczone na podstawie Copernicus Marine Product, 2023)	7
Rys. I.4.	Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w okresie 2012–2021 ..	8
Rys. I.5.	Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w 2022 roku	9
Rys. I.6.	Maksymalny zasięg zlodzenia całego Bałtyku w zimie 2021/22	14
Rys. I.7.	Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – ‘suma chłodu’ dla polskiego wybrzeża, 2011/12 – 2021/22	15
Rys. I.8.	Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2012–2021. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023	16
Rys. I.9.	Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w 2022 roku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023	16
Rys. I.10.	Różnica średniej wysokości fali znacznej charakteryzującej wielolecie 2012–2021 oraz 2022 rok w obszarze południowego Bałtyku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023	17
Rys. I.11.	Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2012–2021. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023	18
Rys. I.12.	Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w 2022 roku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023	18
Rys. I.13.	Różnica średniego okresu fali charakteryzującego wielolecie 2012–2021 oraz 2022 rok w obszarze południowego Bałtyku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2023	19
Rys. I.14.	Najwyższa wartość wysokości fali znacznej (H_s) w okresie 2012–2021	20
Rys. I.15.	Najwyższa wartość wysokości fali znacznej (H_s) w 2022 roku	20
Rys. I.16.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w okresie 2012–2021. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023	21
Rys. I.17.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w 2022 roku. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023	22
Rys. I.18.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 15 metrów w okresie 2012–2021. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023	23
Rys. I.19.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 15 metrów w 2022 roku. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023	23
Rys. I.20.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w okresie 2012–2021. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023	24
Rys. I.21.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w 2022 roku. Na podstawie reanalizy PM3D oraz Copernicus Marine Product, 2023	24
Rys. I.22.	Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2022 roku na głębokości poniżej 30 m	26
Rys. I.23.	Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2022 roku na głębokości do 30 m	27
Rys. II.1.	Cechy – wskaźniki opisowe: stanu – kolor zielony, presji biologicznych – kolor pomarańczowy, związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii – kolor szary, presji fizycznych – kolor brązowy (źródło: aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (Uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r. – MP 2019 poz. 230)	30

Rys. II.2.	Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS z uaktualnieniami (HELCOM 2013); na mapach zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM..	31
Rys. II.3.	Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2022 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiśłany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupki – średnia 2012-2021; wąsy – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2012-2021; punkty – średnia 2022.	34
Rys. II.4.	Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.	35
Rys. II.5.	Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.	35
Rys. II.6.	Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.	36
Rys. II.7.	Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2022 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiśłany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupki – średnia 2012-2021; wąsy – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2012-2021; punkty – średnia 2022.	38
Rys. II.8.	Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.	38
Rys. II.9.	Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.	39
Rys. II.10.	Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2022 r.	39
Rys. II.11.	Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2012-2022 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2012-2021, linia przerywana – tendencja zmian.	40
Rys. II.12.	Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2012-2022 w powierzchniowej warstwie (0-10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2012-2021, linia przerywana – tendencja).	41
Rys. II.13.	Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z sierpnia 2022r).	42
Rys. II.14.	Izoplety wartości pH w 2022 w głębiach polskich obszarów morskich.	43
Rys. II.15.	Sezonowe zmiany średnich wartości pH w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2022 r.	44
Rys. II.16.	Wartości średnie pCO ₂ w 2022 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basenu Gdańskiego.	46
Rys. II.17.	Sezonowe zmiany średnich wartości pCO ₂ w 2022 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basenu Gdańskiego.	47
Rys. II.18.	Rozmieszczenie powierzchni skontrolowanych w ramach MPB w roku 2022. Wyróżniono powierzchnie w OSOP Natura 2000 (kolor fioletowy, n=44) oraz poza nimi (kolor zielony, n=6).	50
Rys. II.19.	Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2022. Linia zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.	51
Rys. II.20.	Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda.	52
Rys. II.21.	Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces”) oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w roku 2022 („gniazdo”). Linia zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.	53
Rys. II.22.	Rozmieszczenie obiektów (ciemnoniebieskie linie) kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2022 roku. Kolorem czerwonym zaznaczono granice OSOP Natura 2000.	54

Rys. II.23.	Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków (oś dolna – wynik wyrażony w %). Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 100 osobników.	57
Rys. II.24.	Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.	64
Rys. II.25.	Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2022 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.	71
Rys. II.26.	Wskaźniki zagęszczenia łodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.	72
Rys. II.27.	Wskaźniki zagęszczenia uhl w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.	73
Rys. II.28.	Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.	73
Rys. II.29.	Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.	74
Rys. II.30.	Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.	74
Rys. II.31.	Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2022 roku.	75
Rys. II.32.	Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej ($\log_{10}$).	76
Rys. II.33.	Trendy rozpowszechnienia trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	77
Rys. II.34.	Trendy rozpowszechnienia perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjowego, nura czarnoszyjowego i rdzawoszyjowego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	78
Rys. II.35.	Trendy rozpowszechnienia alki, nurnika, nurzyka i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	79
Rys. II.36.	Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	80
Rys. II.37.	Trendy liczebności nura czarnoszyjowego, alki i nurnika zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	81
Rys. II.38.	Trend liczebności mewy srebrzystej zimującej w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2022. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	81
Rys. II.39.	Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.	84
Rys. II.40.	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego – punkty monitoringowe.	87
Rys. II.41.	Polskie wody przybrzeżne Półwysep Hel – punkty monitoringowe.	87
Rys. II.42.	Zalew Wiślany – punkty monitoringowe.	88
Rys. II.43.	Zatoka Pucka Zewnętrzna – punkty monitoringowe.	88
Rys. II.44.	Zalew Pucki – punkty monitoringowe.	89
Rys. II.45.	Mapa obrazująca wyniki oceny stanu na podstawie wskaźnika PMFI w 2022 roku.	93

Rys. II.46.	Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2022 roku przez stronę polską i duńską: • stacje polskie (49); • stacje duńskie (42).....	94
Rys. II.47.	Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2022 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.....	95
Rys. II.48.	Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2022 w podobszarze ICES 25.....	96
Rys. II.49.	Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2022 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.....	97
Rys. II.50.	Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2022 w podobszarze ICES 26.....	97
Rys. II.51.	Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2022 r.	98
Rys. II.52.	Drzewo do oceny zbiorowisk ryb przybrzeżnych w oparciu o analizę trendu.....	100
Rys. II.53.	Liczebność kluczowych grup troficznych – mesopredatory – w Zalewie Puckim, w latach 2011–2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,046$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).	102
Rys. II.54.	Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zalewie Puckim, w latach 2011–2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,799$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).	103
Rys. II.55.	Liczebność gatunku kluczowego – stornia – w Zalewie Puckim, w latach 2011–2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,303$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).	104
Rys. II.56.	Liczebność kluczowych grup troficznych – mesopredatory – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011–2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,991$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).	105
Rys. II.57.	Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011–2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,524$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).	106
Rys. II.58.	Liczebność gatunku kluczowego – stornia – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011–2022 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,453$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).	107
Rys. II.59.	Liczebność kluczowych grup troficznych – ryby karpiowate – w Zalewie Wiślanym, w latach 2011–2022 (w 2012 oraz 2013 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,377$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).	108
Rys. II.60.	Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zalewie Wiślanym, w latach 2011–2022 (w 2012 oraz 2013 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa $p = 0,340$. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej ($\ln$).	109
Rys. II.61.	Graficzna ocena dla wskaźnika Liczebność kluczowych grup troficznych w 2022 roku.....	110
Rys. II.62.	Graficzna ocena dla wskaźnika Liczebność gatunków kluczowych w 2022 roku.....	111
Rys. II.63.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r.	113
Rys. II.64.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r.	114
Rys. II.65.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r.	114
Rys. II.66.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r.	115
Rys. II.67.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r.	115
Rys. II.68.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r.	115

Rys. II.69.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.....	116
Rys. II.70.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.....	116
Rys. II.71.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.....	117
Rys. II.72.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 do 2020 roku oraz P5C od 2020 roku) w latach 2012-2021 oraz w 2022 r.....	117
Rys. II.73.	Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2012-2022 r na wszystkich monitorowanych stacjach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.....	120
Rys. II.74.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	121
Rys. II.75.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	121
Rys. II.76.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	121
Rys. II.77.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	121
Rys. II.78.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	122
Rys. II.79.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	122
Rys. II.80.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	122
Rys. II.81.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	122
Rys. II.82.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	123
Rys. II.83.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2012-2022; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	123
Rys. II.84.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).....	124
Rys. II.85.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).....	125
Rys. II.86.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).....	125
Rys. II.87.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).....	125
Rys. II.88.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).....	126
Rys. II.89.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).....	126
Rys. II.90.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX).....	126
Rys. II.91.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 11,6 µg, dla biomasy – 156,3 mg m ⁻³	127

Rys. II.92. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 12,2 μg , dla biomasy – 223,0 mg m^{-3}	127
Rys. II.93. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2012-2022 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 10,2 μg , dla biomasy – 103 mg m^{-3}	127
Rys. II.94. Ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenie płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy, e) Woliński Park Narodowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_1 – Tabela II.8.	131
Rys. II.95. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	133
Rys. II.96. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	133
Rys. II.97. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	133
Rys. II.98. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	134
Rys. II.99. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	135
Rys. II.100. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	135
Rys. II.101. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	136
Rys. II.102. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2024 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	136
Rys. II.103. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2021 (słupki niebieskie) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	136
Rys. II.104. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	138
Rys. II.105. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	138
Rys. II.106. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6B); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	138

Rys. II.107.	Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012–2021 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	139
Rys. II.108.	Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014–2021 (słupki niebieskie) w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	139
Rys. II.109.	Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2022 r. na tle wielolecia 2012–2021 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5 i P5C); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW	140
Rys. II.110.	Dorsz 24–32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1966–2022 wg danych ICES (2023a,b).....	145
Rys. II.111.	Dorsz 24–32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4–6 lat) w latach 1966–2022 wg danych ICES (2023a,b).	146
Rys. II.112.	Dorsz 24–32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) w latach 1966–2022 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2023a,b).	147
Rys. II.113.	Dorsz 24–32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....	148
Rys. II.114.	Dorsz 24–32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.	148
Rys. II.115.	Dorsz 24–32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	149
Rys. II.116.	Stornia 24–25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973–2022 wg danych ICES (2023a).	150
Rys. II.117.	Stornia 24–25. Presja rybołówstwa w latach 2001–2022 jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2023a).....	151
Rys. II.118.	Stornia 24–25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 2001–2022, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2023a).	151
Rys. II.119.	Stornia 24–25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	152
Rys. II.120.	Stornia 24–25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.	152
Rys. II.121.	Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996–2022 wg danych ICES (2023a).	153
Rys. II.122.	Stornia 26 i 28. Presja rybołówstwa w latach 2001–2022 jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych storni ≥ 20 cm wg danych ICES (2023a).	154
Rys. II.123.	Stornia 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 1991–2022 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2023a).	154
Rys. II.124.	Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	155
Rys. II.125.	Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	155
Rys. II.126.	Szprot 22–32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974–2022 wg danych ICES (2023a,b).	156
Rys. II.127.	Szprot 22–32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3–5 lat) w latach 1974–2022 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2023a,b).	157
Rys. II.128.	Szprot 22–32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) w latach 1974–2022 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2023a,b).....	157
Rys. II.129.	Szprot 22–32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	158
Rys. II.130.	Szprot 22–32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	158
Rys. II.131.	Szprot 22–32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	159
Rys. II.132.	Śledź 25–29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974–2022 wg danych ICES (2023a,b).	159
Rys. II.133.	Śledź 25–29 i 32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3–6 lat) w latach 1974–2022 w stosunku do F_{MSY} wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi F_{MSY} i F_{pa} wg danych ICES (2023a,b).....	160
Rys. II.134.	Śledź 25–29 i 32. Biomasa stada tartowego (w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) w latach 1974–2022 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (też w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) wg danych ICES (2023a,b).	161
Rys. II.135.	Śledź 25–29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	162

Rys. II.136.	Śledź 25–29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	162
Rys. II.137.	Śledź 25–29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	163
Rys. II.138.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2022 roku.	164
Rys. II.139.	Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0–10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.	167
Rys. II.140.	Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0–10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.	168
Rys. II.141.	Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.	169
Rys. II.142.	Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.	170
Rys. II.143.	Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu <i>a</i> [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2022 r. (0–10 m).	171
Rys. II.144.	Zmiany zawartości chlorofilu <i>a</i> w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.	172
Rys. II.145.	Zmiany przezroczystości wody morskiej [<i>m</i>] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2012–2021 oraz w 2022 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2012–2021, linie przerywane – tendencje.	173
Rys. II.146.	Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2012–2022.	175
Rys. II.147.	Izoplety stężeń tlenu [$\text{cm}^3 \text{dm}^{-3}$] w 2022 w głębiach polskich obszarów morskich.	176
Rys. II.148.	Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10 m, w okresie zimowym w latach 2012–2022 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	179
Rys. II.149.	Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10 m w latach 2012–2022 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	180
Rys. II.150.	Zmiany koncentracji chlorofilu <i>a</i> w warstwie 0–10 m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2012–2022 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	181
Rys. II.151.	Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2012–2022. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	182
Rys. II.152.	Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2022; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).	185
Rys. II.153.	Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2012–2022, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	186
Rys. II.154.	Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2022; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).	187
Rys. II.155.	Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2012–2022, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.	189

Rys. II.156. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2012-2022; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.	191
Rys. II.157. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985-2022.	191
Rys. II.158. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (<i>Perca fluviatilis</i>) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 – 2022 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	192
Rys. II.159. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2012-2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	195
Rys. II.160. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Bornholmskiego w latach 2012-2022 (stępki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012-2022 (stępki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	196
Rys. II.161. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	197
Rys. II.162. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2020-2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	197
Rys. II.163. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2012-2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.	198
Rys. II.164. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014-2022; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	199
Rys. II.165. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2022 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	201
Rys. II.166. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2022 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	201
Rys. II.167. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2022 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	201
Rys. II.168. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Stupska w 2022 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	202
Rys. II.169. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w <i>V. fucoides</i> w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2022 (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26).	202
Rys. II.170. Średnie stężenie HCB w tkankach mięśniowych ryb w 2022 r.; BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, ZW – Zalew Wiślany, ZS – Zalew Szczeciński, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).	206
Rys. II.171. Średnie stężenia CB 118 (a) i Σ6 PCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2022 r.; BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, ZW – Zalew Wiślany, ZS – Zalew Szczeciński, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą przy Σ6 PCB).	207
Rys. II.172. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w latach 2020 – 2022; a) BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; b) ZW – Zalew	

Wiśłany, ZS - Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry -GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony, poza skalą).	208
Rys. II.173. Lokalizacja stacji pobierania próbek osadów dennych do badań arsenu, iperytu siarkowego i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i obszarów pozyskania ryb do badań arsenu (lokalizacja obszarów zatopienia broni chemicznej na podstawie projektu CHEMSEA, lokalizacja zatopienia wraków na podstawie http://divingbaltic.pl/ - t/s Franken (18° 57' 58,90", 54° 32' 18,60"), s/s Stuttgart (18° 36' "E, 54° 33' "N)).	211
Rys. II.174. Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w latach 2020-2022.	212
Rys. II.175. Stężenia arsenu w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2022 roku.	213
Rys. II.176. Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w latach 2020-2022 (W - łowisko władysławowskie, KD - łowisko kołobrzESCO-dartÓwskie, ZP - Zatoka Pomorska, ZG - Zatoka Gdańska, punkt - średnia, wąs - zakres wartości.	214
Rys. II.177. Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w latach 2020-2022 odniesione do danych literaturowych z lat 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009).	214
Rys. II.178. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (Σ WWA [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.]) w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3, ZP_3bis) oraz w Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w latach 2020-2022.	215
Rys. II.179. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (Σ WWA [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.]) w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) oraz w Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w 2022 roku.	216
Rys. II.180. Lokalizacja miejsca pobierania osobników śledzia bałtyckiego (<i>Clupea harengus</i>) i okonia (<i>Perca fluviatilis</i>) do analiz krwi z zastosowaniem testu mikrojądrowego (MN) w 2022 roku.	218
Rys. II.181. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze południowego Bałtyku w 2022 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z aberracjami - mikrojądrami (MN).	218
Rys. II.182. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2022 roku; czerwona linia - granica między stanem dobrym, a nieodpowiednim.	219
Rys. II.183. Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia i okonia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014-2022.	221
Rys. II.184. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2022; czerwona linia - granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	222
Rys. II.185. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2022 r.	224
Rys. II.186. Sumaryczna liczba odpadów (z trzech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w ośmiu głównych kategoriach w 2022 roku.	226
Rys. II.187. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2022 roku.	226
Rys. II.188. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2022. *dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień).	227
Rys. II.189. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w ośmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2022 (*dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień) UWAGA: różne skale na wykresach.	229
Rys. II.190. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2022 roku.	230
Rys. II.191. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2022 roku.	231

Rys. II.192.	Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2022 roku.	233
Rys. II.193.	Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2012–2022.	236
Rys. II.194.	Liczba dni występowania hałasu impulsowego na co najmniej niskim poziomie wywołanych przez działalność wojskową (2012 – 2022) oraz badania dna (2022) w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim.	237
Rys. II.195.	Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego zarejestrowanego na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2013 – 2022.	239
Rys. II.196.	Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego zarejestrowanego na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2013 – 2022.	240
Rys. II.197.	Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku, na których prowadzony był ciągły monitoring dźwięków podwodnych w 2022 roku.	241
Rys. II.198.	Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2022 r.	243
Rys. II.199.	Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2022 r.	243
Rys. II.200.	Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2022 r.	244
Rys. III.1.	Ocena wskaźnika PMFI w 2022 roku.	251
Rys. III.2.	Ocena wskaźnika LFI 1 w obszarach ICES w 2022 roku.	252
Rys. III.3.	Ocena wskaźników Liczebność kluczowych grup troficznych i Liczebność gatunków kluczowych w 2022 roku.	253
Rys. III.4.	Stan środowiska morskiego w zakresie fitoplanktonu - cecha D1 - w 2022 r.	254
Rys. III.5.	Stan środowiska morskiego w zakresie fitoplanktonu - chlorofil <i>a</i> - w 2022 r.	255
Rys. III.6.	Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu - cecha D1 - w 2022 r.	256
Rys. III.7.	Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu - w 2022 roku.	257
Rys. III.8.	Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych - cecha D6 - w 2022 r.	258
Rys. III.9.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach ICES - cecha D3 - w 2022 r.	259
Rys. III.10.	Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji - cecha D5 - w 2022 r.	260
Rys. III.11.	Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ¹³⁷ Cs - cecha D8 - w 2022 r.	261
Rys. III.12.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi - cecha D8 - w 2022 r.	263
Rys. III.13.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi - cecha D9 - w 2022 r.	264
Rys. III.14.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO - cecha D8 - w 2022 r.	265
Rys. III.15.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO - cecha D9 - w 2022 r.	266
Rys. III.16.	Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego - cecha D8 - w 2022 r.	267
Rys. III.17.	Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży - cecha D10 - w 2022 r.	268

Spis tabel

Tabela I.1.	Stany ostrzegawcze i alarmowe na wybranych morskich stacjach wodowskazowych.	10
Tabela I.2.	Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2022 oraz w wieloleciu 2012–2021.	10
Tabela I.3.	Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2022 r. i w wieloleciu 2012–2021.	11
Tabela I.4.	Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2022 r. i w wieloleciu 2012–2021.	11
Tabela I.5.	Warunki złodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2021/22.	13
Tabela II.1.	Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (<i>op.cit.</i>)... 31	
Tabela II.2.	Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2022 r w porównaniu z 2021 r. (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)	40
Tabela II.3.	Ekstremalne i średnie wartości pCO ₂ w warstwie powierzchniowej (0–10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2022 r. w porównaniu z 2021 r.	45
Tabela II.4.	Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2022 roku w 33 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.	51
Tabela II.5.	Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2022 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (gatunki z grupy podstawowych zaznaczono pogrubioną czcionką, „+” – udział procentowy niższy niż 0,1%). Gatunki posegregowano od najliczniejszego do najmniej licznych (dla sumy osobników siedzących i przelatujących).	55
Tabela II.6.	Lista obiektów, na których w styczniu 2022 przebywało powyżej 10 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.	58
Tabela II.7.	Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2022 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz z ich błędem standardowym (SE.λ) oraz kategorią TRIM (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑↑ – silny wzrost, ↑ – umiarkowany wzrost, ↔ – trend stabilny, ↓↓ – silny spadek.	60
Tabela II.8.	Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) otrzymane w 2022 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian wskaźnika rozpowszechnienia (Trend.λ) wraz z kategorią (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑↑ – silny wzrost, ↑ – umiarkowany wzrost, ↔ – stabilny, ↓ – umiarkowany spadek.	61
Tabela II.9.	Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.	63
Tabela II.10.	Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.	65
Tabela II.11.	Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach.	65
Tabela II.12.	Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2022 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” – wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	66
Tabela II.13.	Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2022 roku. „+” – udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	67
Tabela II.14.	Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2022 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” – wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	68
Tabela II.15.	Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w	

2022 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	69
Tabela II.16. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2022 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	70
Tabela II.17. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych.	75
Tabela II.18. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) dla gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i mewy srebrzystej w latach 2011-2022 na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian rozpowszechnienia (λ) wraz z kategorią trendu (kat. trendu). Oznaczenia trendów: $\uparrow\uparrow$ - silny wzrost, $\uparrow$ - umiarkowany wzrost, $\leftrightarrow$ - populacja stabilna, $\downarrow$ - umiarkowany spadek.	77
Tabela II.19. Wskaźniki liczebności (Wsk. licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2022 roku na podstawie wyników MZPM dla sześciu gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i mewy srebrzystej. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (λ) wraz z błędem standardowym (SE λ) oraz kategorią trendu (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: $\uparrow\uparrow$ - silny wzrost, $\leftrightarrow$ - trend stabilny, $\downarrow\downarrow$ - silny spadek, ? - trend nieokreślony.	79
Tabela II.20. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP).	82
Tabela II.21. Jednolite części wód powierzchniowych objęte monitoringiem diagnostycznym ichtiofauny w poszczególnych latach.	86
Tabela II.22. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego NS (liczba gatunków). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.	90
Tabela II.23. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego SI (Indeks Shannona). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.	90
Tabela II.24. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego NFS (liczba gatunków słodkowodnych). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.	91
Tabela II.25. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego AAS (liczebność gatunków obcych). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.	91
Tabela II.26. Wartości graniczne wskaźnika PMFI oraz Wskaźnika Jakości Ekologicznej (WJE) dla pięciu klas stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych.	91
Tabela II.27. Wartości Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb (PMFI) i klasa stanu/potencjału ekologicznego dla JCWP badanych w 2022 roku.	92
Tabela II.28. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2022.	98
Tabela II.29. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik liczebności kluczowych grup troficznych, w 2022 roku.	109
Tabela II.30. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik liczebności gatunku kluczowego, w 2022 roku.	109
Tabela II.31. Wartości progowe GES dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego (kolor zielony stan dobry osiągnięty, kolor czerwony stan dobry nieosiągnięty).	118
Tabela II.32. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2022 r.	119
Tabela II.33. Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM.	124
Tabela II.34. Wykaz taksonów pozytywnych makrofitytów uwzględnianych we wskaźniku SM ₁ . Taksony pozytywne dla SM ₁ (VI, IX).	129
Tabela II.35. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM ₁ , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).	129
Tabela II.36. Skład taksonomiczny fitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2022 r.	130
Tabela II.37. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).	132

Tabela II.38. Wyniki oceny wskaźnika B na stacjach zlokalizowanych w wodach Basenu Bornholmskiego w 2022 r....	137
Tabela II.39. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2022 r.	141
Tabela II.40. Wskaźniki cechy D3.	143
Tabela II.41. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2022 według metodologii zaproponowanej przez ICES (2016). Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, czerwony - brak dobrego stanu, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych lub nie został wyznaczony odpowiedni punkt referencyjny.....	163
Tabela II.42. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2022 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (XII–II) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2012–2021) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).....	170
Tabela II.43. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu <i>a</i> w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2022 r.; (średnie z okresu 2012–2021) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).....	171
Tabela II.44. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2022 r.; (średnie z okresu 2012–2021). (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).....	173
Tabela II.45. Minimalne stężenie tlenu [$\text{cm}^3 \text{dm}^{-3}$] przy dnie w lecie 2022 r. w polskich obszarach morskich (min. 2012–2021).	175
Tabela II.46. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2022 roku (źródło danych PMS)	178
Tabela II.47. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2022 r.; w nawiasach średnia z okresu 2012–2021.	194
Tabela II.48. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenylesterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\text{ng g}^{-1} \text{m.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony - brak w tabeli) i nieodpowiedni -subGES (kolor czerwony).	204
Tabela II.49. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{s.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni -subGES (kolor czerwony - brak w tabeli).	204
Tabela II.50. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony - brak w tabeli).....	205
Tabela II.51. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{s.m.}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (<i>Mytilus edulis</i>) z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013–2022 kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).....	208
Tabela II.52. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - (GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony - brak w tabeli).....	209
Tabela II.53. Stężenie 17 α -etynyloestradolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).....	210
Tabela II.54. Wartości średnie wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA wskazujące na petrogeniczne pochodzenie wraz z wartościami progowymi (Budziński i in. 1997; Soclo i in. 1999; Yunker i in. 2002; Xu i in. 2007; Pies i in. 2008; Mostafa i in. 2009; Wolska i in., 2012), w nawiasach podano zakres wartości wyliczonych współczynników (min-max).	216
Tabela II.55. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM: stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni -subGES (kolor czerwony).....	219
Tabela II.56. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2022.	232

Tabela II.57. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów w 2022 roku (kolor zielony - wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony - wyniki przekraczające wartości progowe.	234
Tabela II.58. Skala poziomów źródła hałasu impulsowego.....	237
Tabela II.59. Procent dni dla każdego rodzaju działalności generującej hałas impulsowy uwzględnionej w 2022 roku.	238
Tabela II.60. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego w 2022 roku.	242
Tabela II.61. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 1 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	244
Tabela II.62. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 2 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	245
Tabela II.63. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 3 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	246
Tabela II.64. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 4 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	246
Tabela II.65. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 5 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	246
Tabela II.66. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2022, stacja nr 6 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	247
Tabela III.1. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2022 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES, b.d. – brak danych, n.d. – wskaźnik nie ma zastosowania).	270