

OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2021
NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA 2011-2020

Warszawa 2022

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



Autorzy opracowania:

Pracownicy Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego:

II.3.1.1 na podstawie raportów powstałych w ramach realizacji umowy „Monitoring ptaków morskich z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021”, nr 23/2019/F z dnia 17 lipca 2019 r. pod redakcją **Tomasza Chodkiewicza, Macieja Kozakiewicza, Włodzimierza Meissnera, Łukasza Wardeckiego** oraz 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. pod redakcją **Tomasza Chodkiewicza, Przemysława Chylareckiego, Bartosza Smyka**.

II.3.1.2, II.4.1 na podstawie opracowania w ramach realizacji umowy nr GIOŚ/139/2021/DMS/NFOŚ zawartej dnia 29.06.2021 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym autorstwa: **Marzeny Pachur** (II.3.1.2), **Leny Szymanek** (II.3.1.2) oraz umowy nr GIOŚ/122/2022/DMS/NFOŚ pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w 2021 roku” 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:
Anna Apanel (II.4.3.1, II.4.3.4), **Dawid Biernacik** (I.1), **Beata Danowska** (II.4.3.2), **Natalia Drgas** (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), **Agnieszka Wochna** (II.4.5), **Michał Saniewski** (II.3.3.1, II.4.3.1), **Patryk Sapięga** (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.4.4, III)

Pod redakcją:
Tamary Zalewskiej, Wojciecha Kraśniewskiego

Zdjęcia:
Wojciech Kraśniewski, Ewa Wiktorowicz, Tamara Zalewska



©Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2022 r.

Spis treści

WPROWADZENIE.....	4
I. OGÓLNE WARUNKI METEOROLOGICZNO - HYDROLOGICZNE W OBSZARACH MORSKICH...	5
I.1 WARUNKI WIATROWE	5
I.2 POZIOM MORZA I ZŁODZENIE	7
I.3 FALOWANIE.....	10
I.4 WYMIANA WÓD I PRĄDY MORSKIE	13
II. RAMOWA DYREKTYWA WS. STRATEGII MORSKIEJ	20
II.1. WSTĘP.....	21
II.2. OGÓLNE WARUNKI FIZYKOCHEMICZNE.....	25
II.2.1. Temperatura wody morskiej.....	25
II.2.2. Zasolenie	28
II.2.3. Odczyn wody morskiej.....	31
II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – pCO_2	36
II.3. CECHY STANU	39
II.3.1. Grupy gatunków.....	39
II.3.1.1 Ptaki	39
II.3.1.2. Ryby.....	70
II.3.2. Siedliska Pelagiczne	90
II.3.2.1. Fitoplankton	90
II.3.2.2. Zooplankton	95
II.3.3. Siedliska Bentosowe	106
II.3.3.1. Makrofity.....	106
II.3.3.2. Zoobentos	110
II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego.	119
II.4. CECHY PRESJI	121
II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców	121
Ocena stanu środowiska na podstawie stad	124
Ocena stanu środowiska (GES) na podstawie cechy D3.....	143
Ocena wiarygodności	145
II.4.2. Eutrofizacja	146
II.4.3. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji	162
II.4.3.1. Radionuklidy.....	163
II.4.3.2. Metale ciężkie	171
II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO).....	181
II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki.....	188
II.4.3.5. Test mikrojądrowy	195
II.4.4. Odpady w środowisku morskim	200
II.4.5. Podwodny hałas	212
III. PODSUMOWANIE	224
BIBLIOGRAFIA.....	245
SPIS RYSUNKÓW.....	252
SPIS TABEL	262

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. z 2021 r. poz. 2233).

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.

Prezentowane opracowanie zawiera ocenę stanu środowiska polskich obszarów morskich obejmujących obszary morza otwartego w 2021 roku w odniesieniu do poprzedzającego dziesięciolecia. Ocena została przygotowana na podstawie danych pomiarowych z lat 2010 – 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.

Zgodnie z rozporządzeniem ministra infrastruktury w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych z dnia 25 czerwca 2021 r. (Dz. U. poz. 1475), klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych oraz oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych dokonuje się nie rzadziej niż co 3 lata. W związku z powyższym nie została przeprowadzana ocena stanu lub potencjału ekologicznego oraz stanu chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych za 2021 rok. Klasyfikacje elementów i wskaźników jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2021 są opublikowane na stronach internetowych Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w postaci tabelarycznej pod adresami https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/TRANSITIONAL_WATERS/107 oraz https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/COAST_WATERS/108.

I. Ogólne warunki meteorologiczno – hydrologiczne w obszarach morskich

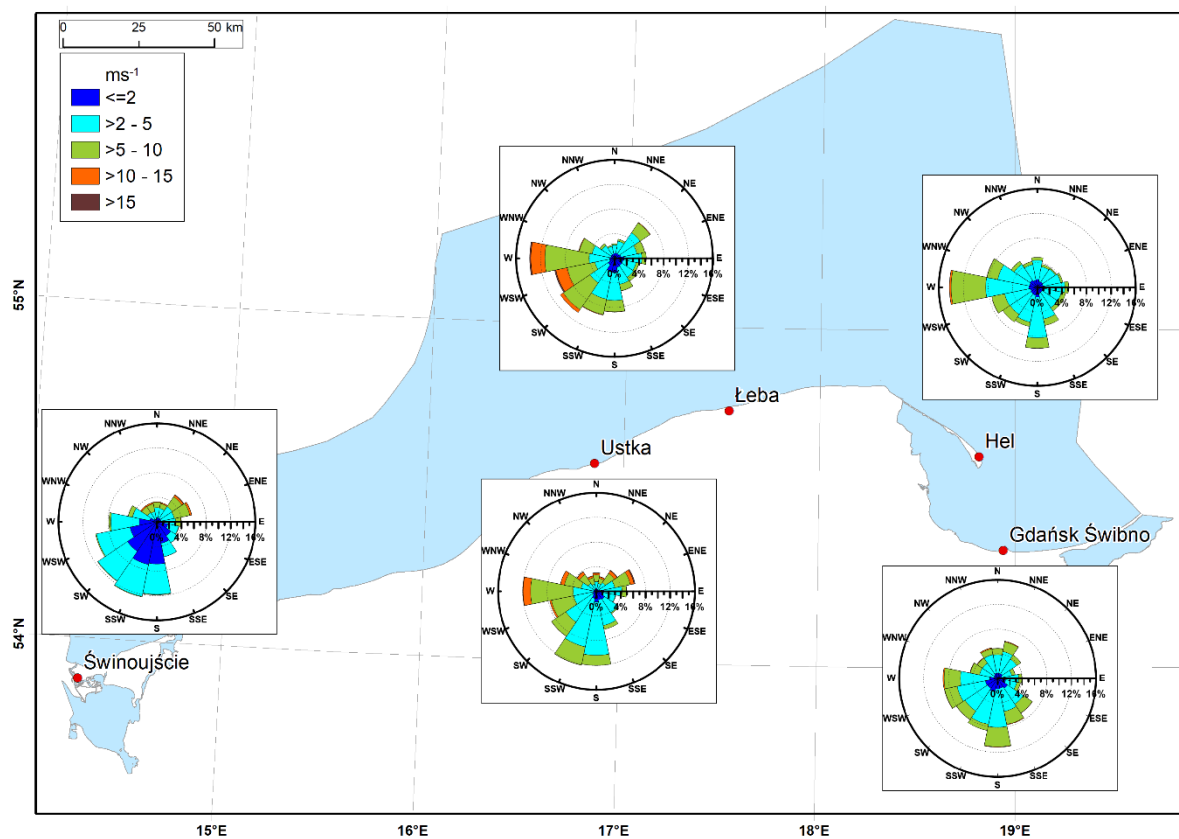


I.1 Warunki wiatrowe

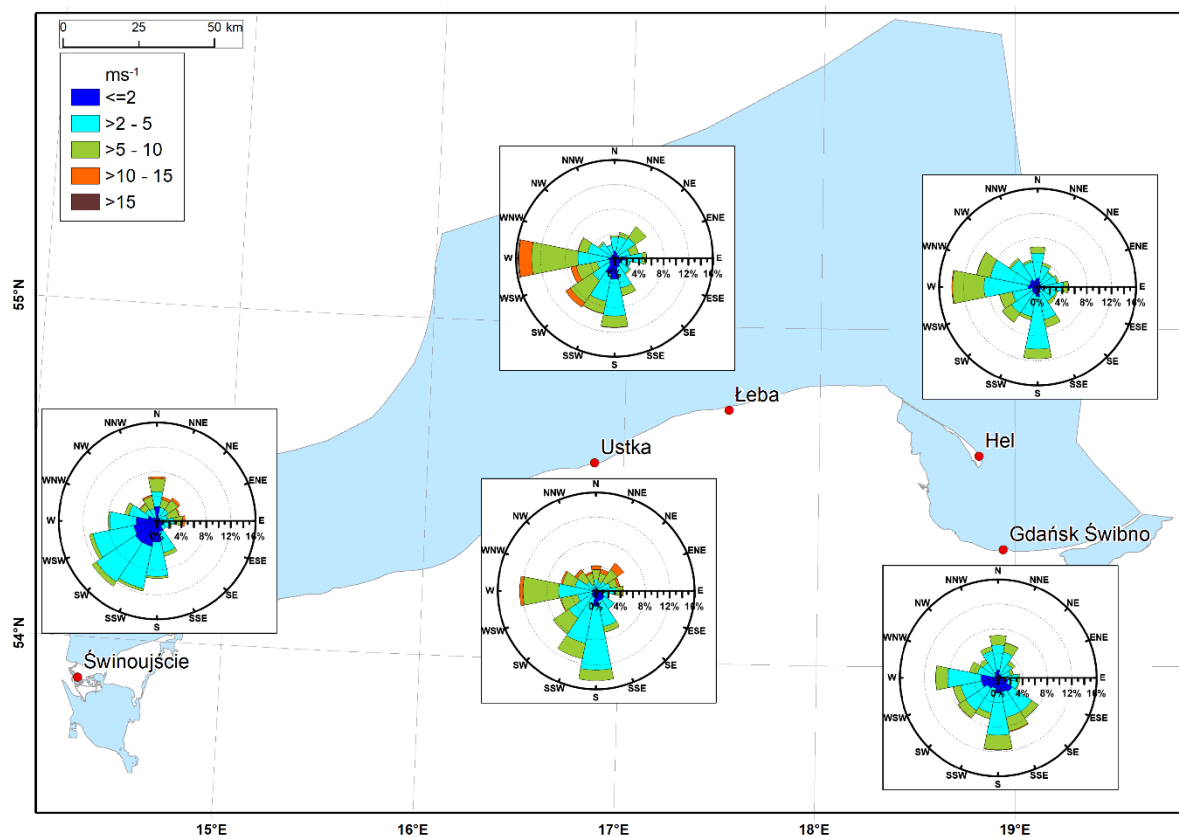
Warunki oddziaływania falowania wiatrowego na strefę brzegową w 2021 r. w stosunku do wielolecia 2011-2020 przedstawiono pośrednio, wykorzystując pomiary kierunku i prędkości wiatru na wybranych stacjach, reprezentujących poszczególne obszary wód przybrzeżnych i przejściowych. Charakterystykę wiatru opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2011-2021, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

Na stacjach polskiego wybrzeża w latach 2011-2020 zdecydowanie dominował wiatr z zachodu (Ustka, Łeba, Hel), bądź z południa (Świnoujście i Gdańsk-Świbno). Udział wiatru z pozostałych kierunków był mniejszy. Największe prędkości notuje się przeważnie na środkowym Wybrzeżu przy wietrze wiejącym z zachodu lub z sektora północnego (Rys. I.1).

Rozkład kierunków i prędkości wiatru na stacjach polskiego wybrzeża w roku 2021 był bardzo zbliżony do średniego rozkładu z wielolecia. Na stacjach w Ustce i Łebie oraz na Helu można zauważyć nieznacznie zwiększony udział wiatru z południa, a w Świnoujściu z północy (Rys. I.2).



Rys. I.1. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – wielolecie 2011-2020.



Rys. I.2. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – rok 2021.

Średnia prędkość wiatru na stacjach wybrzeża w 2021 roku nie odbiegała znacząco od średnich wartości wieloletnich – różnice bezwzględne zazwyczaj nie przekraczały $\pm 0,2 \text{ m s}^{-1}$. Jedynie na stacji w Świnoujściu prędkość wiatru była o $0,4 \text{ m s}^{-1}$ wyższa niż w wieloleciu 2011–2020, natomiast w Ustce, Łebie i w Gdańsku-Świbnie odnotowano prędkości nieznacznie niższe niż przeciętnie (Tabela I.1).

Tabela I.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2021 r. i w wieloleciu 2011–2020 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Stacja / Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk-Świbno
2021	3,8	5,1	4,8	4,1	4,0
2011–2020	3,4	5,2	5,0	4,1	4,2

W 2021 roku na stacjach Wybrzeża zarejestrowano podobną liczbę przypadków ciszy jak w wieloleciu 2011–2020 – różnice nie przekraczały $\pm 0,2\%$. Na stacji w Świnoujściu częstość występowania ciszy była nieznacznie wyższa, a w Ustce i Łebie nieznacznie niższa od wartości przeciętnej (Tabela I.2).

Tabela I.2. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2021 r. i w wieloleciu 2011–2020 (z ośmiu pomiarów na dobę).

Stacja / Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk-Świbno
2021	1,4	0,1	0,6	0,3	0,3
2011–2020	1,2	0,3	0,7	0,3	0,3

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 przesuwają się z miesięcy jesienno-zimowych na typowo zimowe.

Charakterystykę zmian poziomów morza ze szczególnym uwzględnieniem występowania niebezpiecznych wezbrań sztormowych wykonano dla roku 2021 na tle wielolecia 2011–2020. 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.3).

Tabela I.3. 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 roku 2021 na w/w stacjach zanotowano wielokrotne przekroczenia stanów ostrzegawczych oraz mniej liczne przekroczenia alarmowych (Tabela I.4), należy podkreślić, że częstość występowania stanów alarmowych na polskim

wybrzeżu była zdecydowanie niższa niż w roku poprzednim 2020. Częstość występowania stanów ostrzegawczych w roku 2021 była najwyższa nad Zatoką Gdańską, w Gdańsku, Porcie Północnym (1,08%) oraz na wybrzeżu zachodnim w Świnoujściu (0,47%). Najrzadziej stany ostrzegawcze przekraczane były w roku 2021 na wybrzeżu środkowym w Ustce (0,08%) oraz na wybrzeżu wschodnim we Władysławowie (0,07%). Podobna zależność kształtowała się w wieloleciu 2011-2020, gdzie najczęściej stany ostrzegawcze notowano w Gdańsku Porcie Północnym (2,94%) i Władysławowie (2,67%), a najrzadziej w Ustce (jedynie 0,49% stanów). W stosunku do wielolecia 2011-2020, częstość występowania stanów ostrzegawczych w roku 2021 była zdecydowanie niższa, zarówno we Władysławowie i w Zatoce Gdańskiej (Gdańsk Port Północny) jak i na wybrzeżu środkowym (Ustka) i zachodnim (Kołobrzeg) oraz w Zatoce Pomorskiej (Świnoujście). Największą różnicę zanotowano we Władysławowie, jedynie 0,07% w roku 2021 w stosunku do 2,67% w wieloleciu 2011-2020.

Tabela I.4. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2021 oraz w wieloleciu 2011-2020.

Stacja Stan	Okres	Świnoujście	Kołobrzeg	Ustka	Władysławowo	Gdańsk Port Północny
ostrzegawczy	2011-2020	0,69	0,63	0,49	2,67	2,94
	2021	0,47	0,13	0,08	0,07	1,08
alarmowy	2011-2020	0,33	0,09	0,07	0,55	0,58
	2021	0,05				

W roku 2021 przekroczenia stanów alarmowych wystąpiły niezwykle rzadko. Bardzo nieliczne przypadki przekroczenia stanów alarmowych w roku 2021 notowano jedynie na stacji w Świnoujściu (0,05%). Stanowiło to kontrast w stosunku do obserwacji z wielolecia 2011-2020, gdzie częstość występowania stanów alarmowych wahała się od 0,07% na wybrzeżu środkowym w Ustce, poprzez 0,33% na wybrzeżu zachodnim w Świnoujściu, do 0,58% na wybrzeżu wschodnim, w Gdańsku Porcie Północnym.

Tabela I.5. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2021 r. i w wieloleciu 2011-2020.

Stacja	Stan ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	560	2011-2020	2,05	0,87	0,37	0,19					0,22	1,21	1,76	1,61
		2021											2,82	2,83
Kołobrzeg	570	2011-2020	2,5	1,28	0,14	0,02					0,06	1,45	0,56	1,6
		2021										0,13	0,14	1,21
Ustka	570	2011-2020	1,91	0,93	0,09	0,01					0,01	0,99	0,5	1,37
		2021												0,94
Władysławowo	550	2011-2020	8,67	4,93	1,16	0,13			0,15	0,04	2,39	3,43	2,86	8,36
		2021										0,13		0,67
Gdańsk Port Północny	550	2011-2020	8,55	4,42	1,21	0,18		0,01	0,07	0,16	2,76	4,17	3,64	10
		2021										2,69	5,84	4,44

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 2021 zostały zaobserwowane jedynie w miesiącach od października do grudnia i to niezbyt często. Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2021 została przedstawiona w Tabeli I.5. W analizowanym okresie przekroczenia stanów ostrzegawczych najczęściej występowały w miesiącu grudniu: na wybrzeżu zachodnim odpowiednio w Świnoujściu stanowiły 2,83% pomiarów, w Kołobrzegu 1,21%, w Ustce 0,94%, natomiast na wybrzeżu wschodnim we Władysławowie 0,67%. Jedynie w Gdańsku Porcie Północnym stany ostrzegawcze najczęściej przekraczane były w miesiącu listopadzie (5,84%). Wyjątkowo we Władysławowie w roku 2021 nie zaobserwowano żadnego przekroczenia stanu ostrzegawczego w miesiącu listopadzie.

Należy podkreślić, że zanotowane w roku 2021 przekroczenia stanów ostrzegawczych wzdłuż całego, polskiego wybrzeża znacznie odbiegały od średnich wartości z wielolecia 2011–2020.

Na wybrzeżu wschodnim, w Gdańsku Porcie Północnym oraz we Władysławowie w analizowanym roku nie zanotowano przekroczeń stanów ostrzegawczych w miesiącach od stycznia do września, a częstość występowania stanów ostrzegawczych w roku 2021 w miesiącach od października do grudnia była mniejsza niż średnia z wielolecia 2011–2020, z wyjątkiem miesiąca listopada w Gdańsku, gdzie częstość występowania stanów ostrzegawczych (5,84%) była wyższa niż w rozpatrywanym wieloleciu (3,64%). Na wybrzeżu środkowym, w Ustce przekroczenia stanów ostrzegawczych zanotowano jedynie w grudniu, a ich częstość występowania była mniejsza od średniej z wielolecia 2011–2020 (0,94% w stosunku do 1,37%). Na wybrzeżu zachodnim w Świnoujściu i Kołobrzegu również nie zaobserwowano przekroczeń stanów ostrzegawczych w typowo sztormowym okresie od stycznia do marca. Natomiast zanotowane przekroczenia stanów ostrzegawczych pod koniec roku, w miesiącach od października do grudnia jedynie w Świnoujściu należały do bardziej intensywnych i ich częstość występowania przekraczała średnią z wielolecia 2011–2020, odpowiednio w listopadzie 2,82% do 1,76% oraz w grudniu 2,83% do 1,61% w rozpatrywanym wieloleciu. Podobnie jak w ubiegłych latach na całym wybrzeżu nie odnotowano przekroczeń stanów ostrzegawczych w miesiącach letnich.

Tabela I.6. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2021 r. i w wieloleciu 2011–2020.

Stacja	Stan alarmowy [cm]	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	580	2011–2020	1,72	0,37	0,05						0,01	1,1	0,29	0,44
		2021												0,54
Kołobrzeg	610	2011–2020	0,84	0,02										0,16
		2021												
Ustka	600	2011–2020	0,74									0,03		0,11
		2021												
Władysławowo	570	2011–2020	2,65	1,16	0,07						0,06	1,06	0,32	1,29
		2021												
Gdańsk Port Północny	570	2011–2020	1,72	0,37	0,05						0,01	1,1	0,29	0,44
		2021												0,54

Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2021 oraz w wieloleciu 2011–2020 została przedstawiona w Tabeli I.6.

Rok 2021 wyróżnił się na tle poprzednich ponieważ, co należy podkreślić, w roku 2021 nie zanotowano przekroczeń stanów alarmowych na żadnej stacji morskiej z wyjątkiem Świnoujścia.

Na stacji wybrzeża zachodniego w Świnoujściu stany alarmowe wystąpiły jedynie w miesiącu grudniu i stanowiły 0,54% pomiarów. W stosunku do wielolecia 2011–2020 intensywność przekroczeń stanów alarmowych w Świnoujściu w grudniu 2021 była wyższa, (0,54% w stosunku do 0,44%).

Wielolecie 2011–2020 charakteryzowało się natomiast występowaniem poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy zarówno w miesiącach styczeń–marzec jak również od września do grudnia. Największą intensywność zaobserwowano na wybrzeżu wschodnim, 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.

Podsumowując rok 2021 charakteryzował się stosunkowo małą częstością przekroczenia stanów ostrzegawczych i prawie zupełnym brakiem (oprócz Świnoujścia) przekroczeń stanów alarmowych wzdłuż polskiego wybrzeża.

Złodzenie

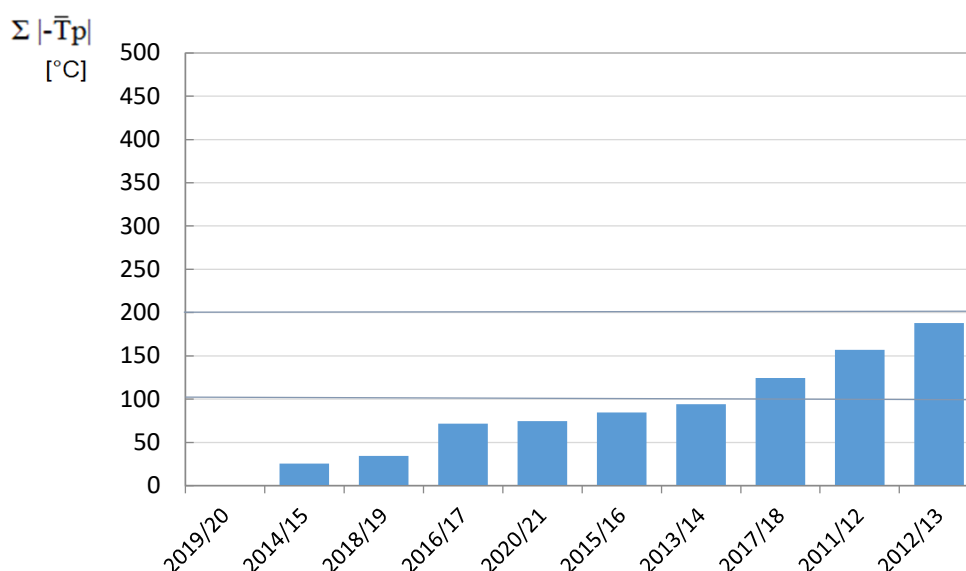
Naturalnym czynnikiem, który wpływa na rozwój procesów biologicznych oraz dystrybucję zanieczyszczeń z lądu jest występowanie pokrywy lodowej na obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych.

Sezon zimowy 2020/2021 był bardziej surowy niż poprzednie dwa sezony. Suma chłodu wskazuje, że był podobny surowością do sezonu 2016/17. Były dwa okresy większego chłodu. Krótszy w połowie stycznia oraz dłuższy na początku lutego, ale i tak przeważał wtedy lekki mróz. Średnie miesięczne temperatury powietrza były przeważnie dodatnie (oprócz miesiąca luty lokalnie na wybrzeżu wschodnim) i wyższe od wartości średnich wieloletnich z okresu 1961–1990. W lutym wartości były najbardziej zbliżone do średnich wieloletnich. W ciągu tego sezonu zimowego najniższa średnia dobowa temperatura powietrza wystąpiła w styczniu: w Gdyni wyniosła $-8,8^{\circ}\text{C}$ (17 stycznia), oraz w lutym: w Uście wyniosła $-8,5^{\circ}\text{C}$.

Niewielka liczba dni z ujemnymi temperaturami powietrza, które wystąpiły w połowie stycznia i w lutym, oraz stosunkowo wysoka temperatura wody, spowodowały, że zjawiska lodowe wystąpiły głównie na wybrzeżu zachodnim wraz z Zalewem Szczecińskim i na wodach wewnętrznych – Zalewu Wiślanego i Zatoki Puckiej. Dla południowego obszaru Morza Bałtyckiego zima 2020/21 ze względu na „sumę chłodu” (Rys. I.3) plasuje się w okolicach środka zestawienia sezonów zimowych.

Maksymalny zasięg lodu na Bałtyku wystąpił w dniu 15 lutego 2021 r. i wyniósł około 129 000 km².

W polskiej strefie brzegowej największe złodzenie zaobserwowano 12 lutego 2021 r. Maksymalny zasięg lodu w granicach Polski oszacowano na około 995 km².



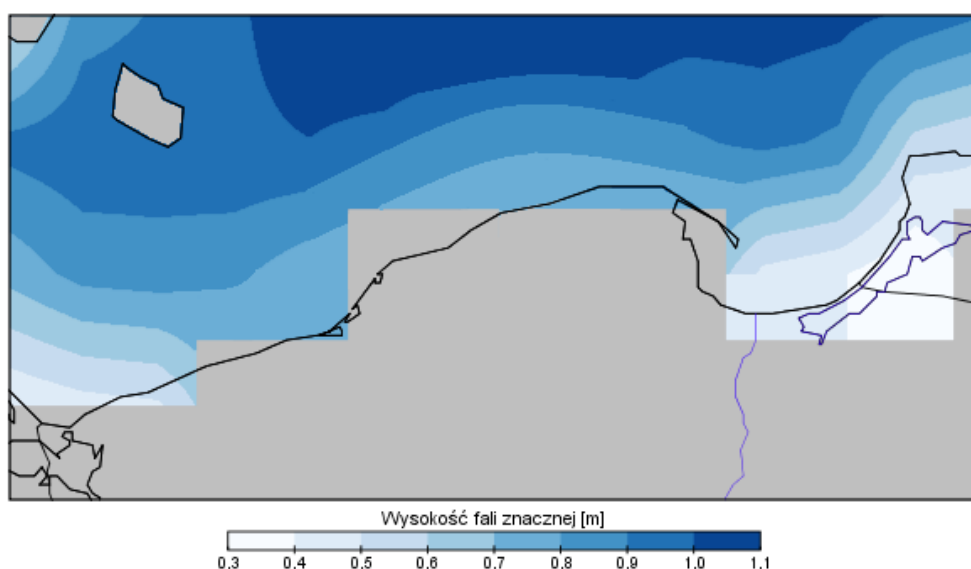
Rys. I.3. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – ‘suma zimna’ dla polskiego wybrzeża, 2011/12 – 2020/21.

I.3 Falowanie

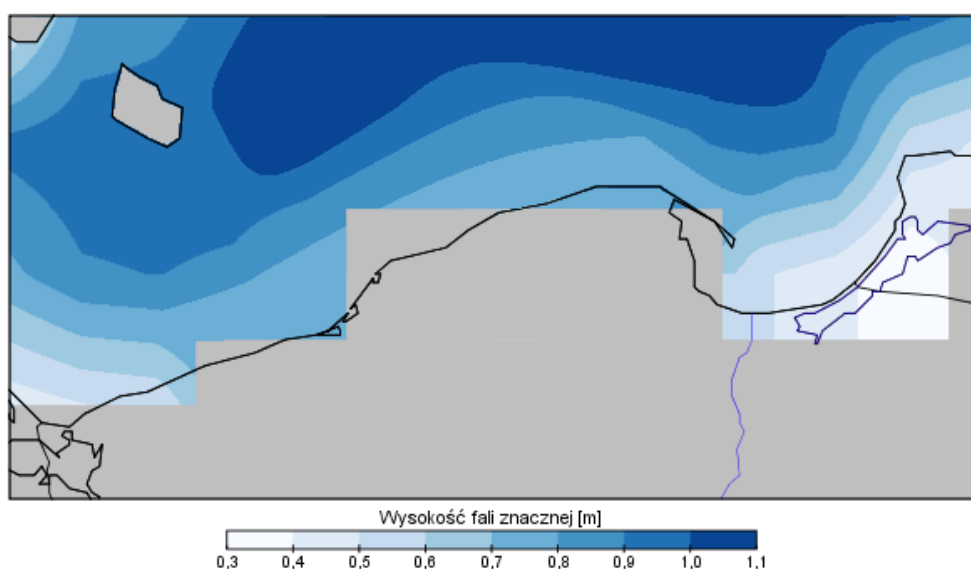
Falowanie w obszarach morskich stanowi ważny element mający wpływ na mieszanie się wód oraz morfologiczną zmienność dna morskiego i strefy brzegowej. Intensywność falowania wpływa także na dystrybucję oraz koncentrację elementów środowiska morskiego, których transport uwarunkowany jest oddziaływaniem fal morskich, np. transport fitoplanktonu czy zanieczyszczeń. Ponadto ekstremalne warunki falowania (sztormy) bezpośrednio wpływają na bezpieczeństwo jednostek pływających, infrastruktury morskiej i przybrzeżnej oraz ludności miejscowości nadmorskich. Najczęściej występującym rodzajem falowania w południowej części Morza Bałtyckiego jest falowanie wiatrowe. Siłą generującą ruch wody jest w tym przypadku tarcie na styku atmosfera – powierzchnia wody. Gdy prędkość wiatru jest znikoma mówi się o falach z rozkołysu (fale martwe). Fale te występują głównie w warunkach posztormowych, gdzie następuje gwałtowne zmniejszenie prędkości wiatru z dominującego kierunku. Wysokość

falowania uzależniona jest od prędkości wiatru i jego czasu trwania oraz od głębokości i morfologii dna morza. Czynnikiem tłumiącym fale są m.in.: ograniczony rozbieg fali, ekspozycja ląd – morze oraz dyssypacja wskutek oddziaływania pokrywy lodowej, fitobentosu dennego oraz prądów morskich.

Wykorzystane w analizie warunków falowych dane z reanalizy ERA-5 (Copernicus Climate Change Service (C3S), 2017) pochodzą ze zweryfikowanych danych modelowych, pomiarowych i satelitarnych o rozdzielczości $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ i jednogodzinnym kroku czasowym. Na podstawie ww. danych obejmujących okres 2011–2021 porównano średnie wartości wysokości fali znacznej (Rys. I.4; Rys. I.5), średnie okresu fali (Rys. I.6; Rys. I.7) oraz średni czas trwania sztormów (Rys. I.8; Rys. I.9). Szczegółowo przeanalizowano warunki falowe w 2021 roku w odniesieniu do wielolecia 2011–2020. Rozkład i wartości analizowanych parametrów falowania w 2021 są stosunkowo zbliżone do tych z okresu 2011–2020. Wartości wysokości fali znacznej, zarówno w wieloleciu jak i 2021 roku, plasowały się w przedziale 0,3 – 1,1 m. Najmniejsze wartości charakteryzowały obszar Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej (0,3 – 0,6 m). Najwyższymi wartościami średnimi, przekraczającymi 1 m charakteryzowała się południowa część Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego (Rys. I.4; Rys. I.5), w szczególności w 2021 roku, gdzie zasięg najwyższych średnich wartości wysokości fal znacznych był większy w kierunku zachodnim i południowo-wschodnim (Rys. I.5)

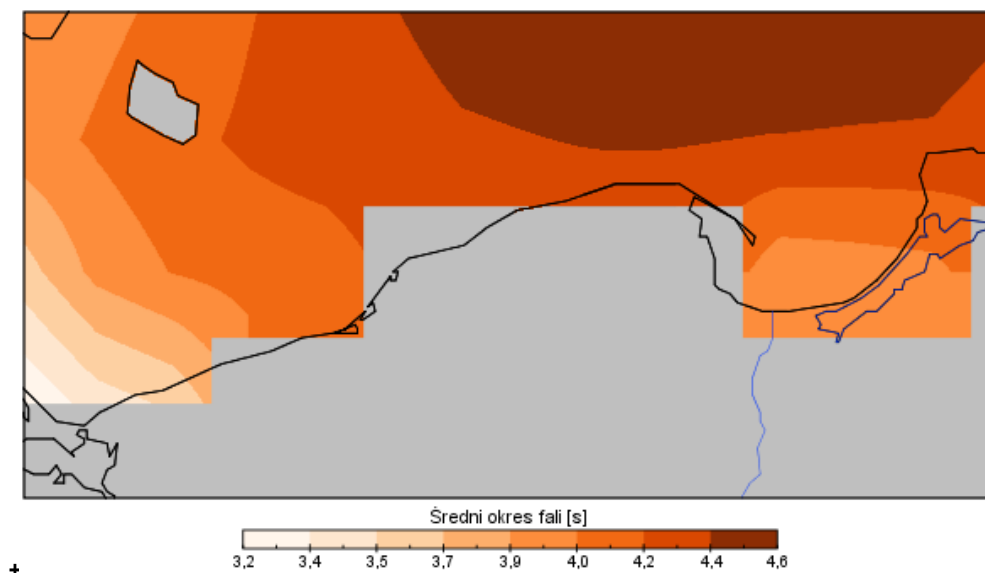


Rys. I.4. Średnia wysokość fali znacznej w okresie 2011–2020 w obszarze południowego Bałtyku, na podstawie ERA-5.

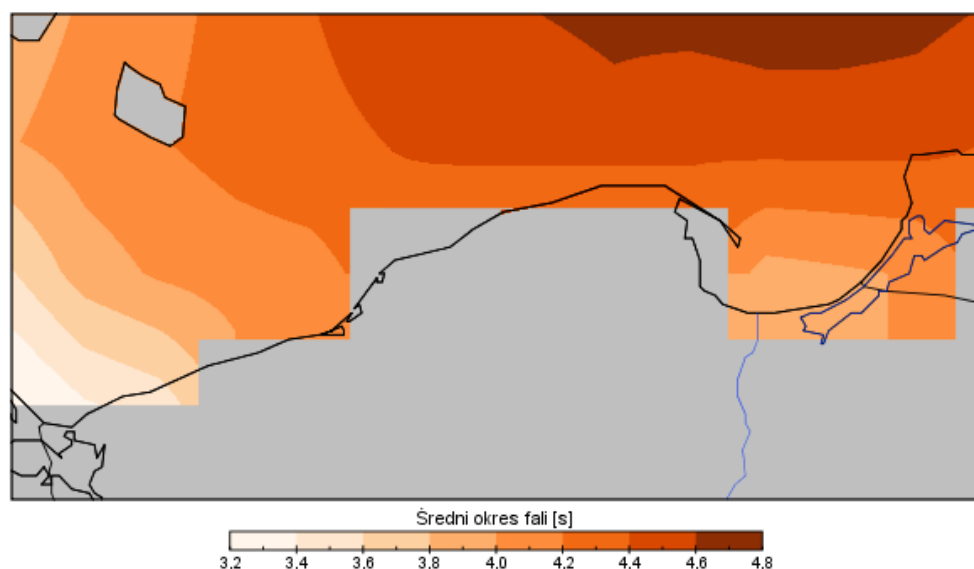


Rys. I.5. Średnia wysokość fali znacznej w 2021 roku w obszarze południowego Bałtyku, na podstawie ERA-5.

Średni okres fali jest parametrem określającym czas pomiędzy przejściami przez wybrany punkt dwóch kolejnych grzbietów lub dolin fali. W odróżnieniu do parametru wysokości fali znacznej, obszary występowania najwyższych wartości średniego okresu fali, tj. $> 4,4$ s miały większy zasięg w okresie 2011–2020 (Rys. I.6) niż 2021 roku (Rys. I.7). Najmniejszymi wartościami średniego okresu fali charakteryzowała się jedynie Zatoka Pomorska, gdzie ich wartości nie przekraczały 3,7 s.



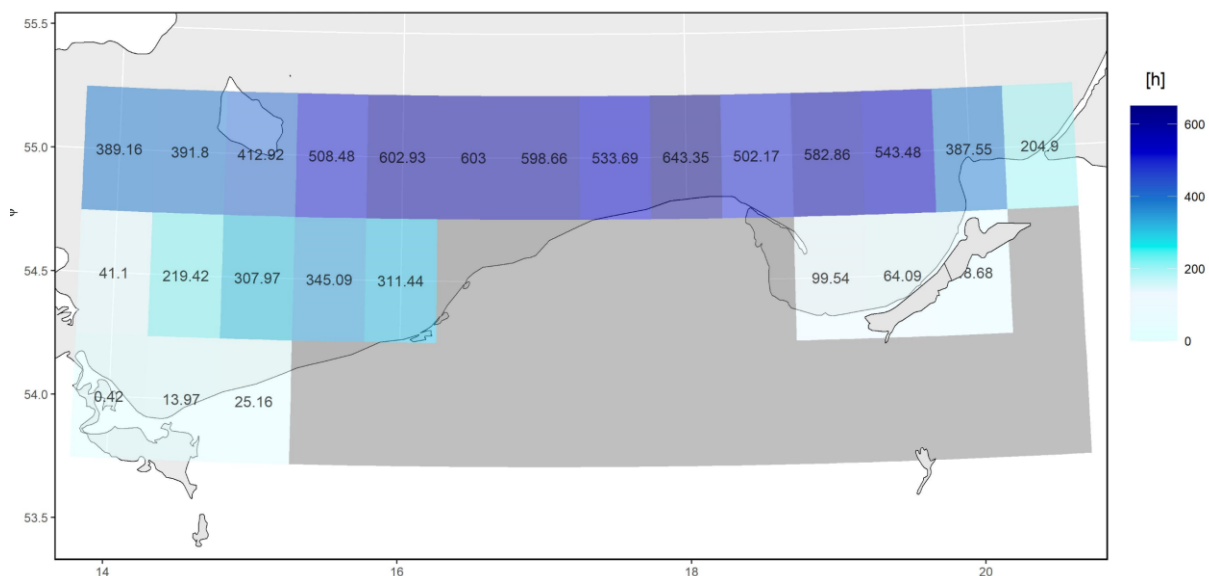
Rys. I.6. Średnia wartość średniego okresu fali w okresie 2011–2020 w obszarze południowego Bałtyku, na podstawie ERA-5.



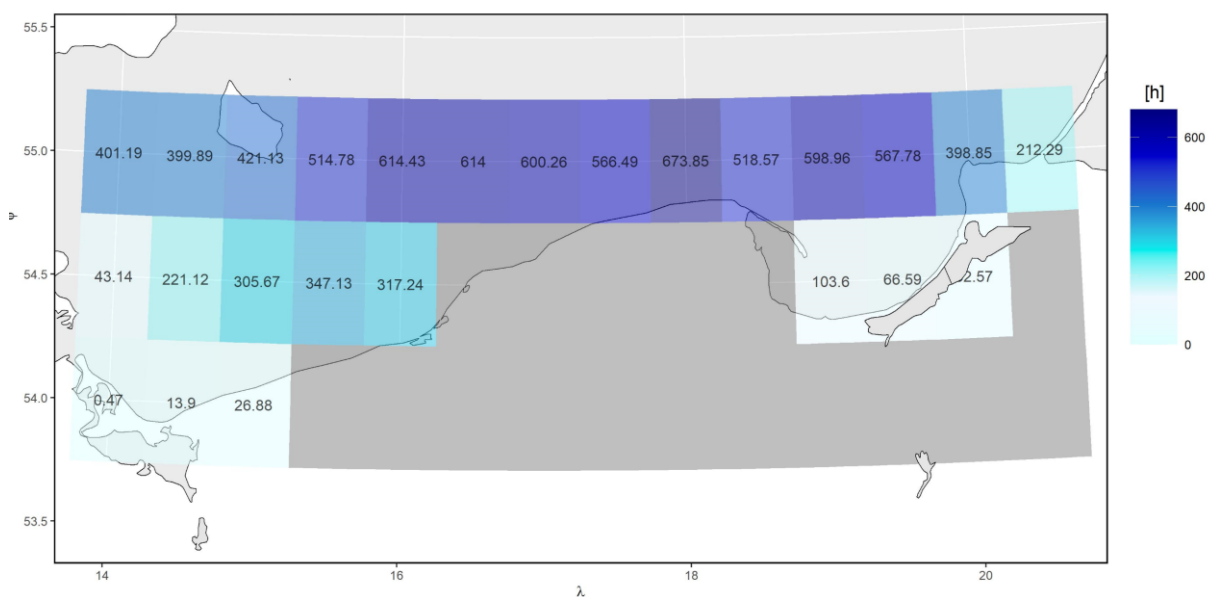
Rys. I.7. Średnia wartość średniego okresu fali w 2021 roku w obszarze południowego Bałtyku, na podstawie ERA-5.

Średni czas trwania sztormu, wyrażony w godzinach, dla warunków gdzie sztormem określamy fale o wysokości znacznej $\geq 2,5$ m (skala Douglasa; Paszkiewicz, 1989) jest wskaźnikiem umożliwiającym identyfikację akwenów najbardziej narażonych na występowanie fal sztormowych oraz ich zmienność w okresie objętym analizą. Najwyższymi wartościami średniego czasu trwania sztormu charakteryzowała się południowa część Basenu Gotlandzkiego, gdzie w wielolecie 2011–2020 (Rys. I.8) średni czas trwania sztormu plasował się w przedziale 502 – 643 godzin, zaś w 2021 (Rys. I.9) roku 519 – 674 godzin. Obszarami najmniej narażonymi na występowanie sztormów jest Zatoka Gdańska (wielolecie – 64 – 100 h; 2021 – 67 – 104 godziny), Zatoka Pomorska (wielolecie – 0,4 – 14 godzin; 2021 – 0,5 – 14 godzin h), część Niecki Arkońskiej (wielolecie – 41 godzin; 2021 – 43). Widoczny jest wzrost średniego czasu trwania sztormu,

szczególnie w akwenach otwartego morza, mniejszym wzrostem lub jego brakiem charakteryzowała się jedynie Zatoka Pomorska.



Rys. I.8. Średni czas trwania sztormu [h] w okresie 2011-2020 na podstawie ERA-5.

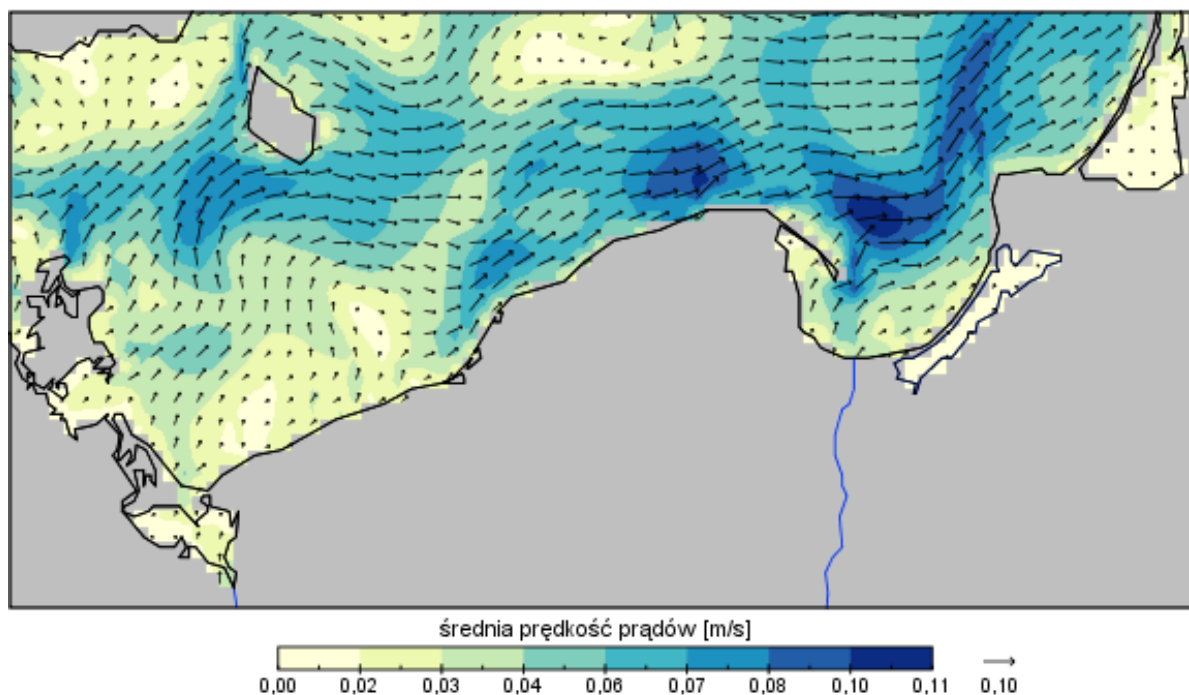


Rys. I.9. Średni czas trwania sztormu [h] w 2021 roku na podstawie ERA-5.

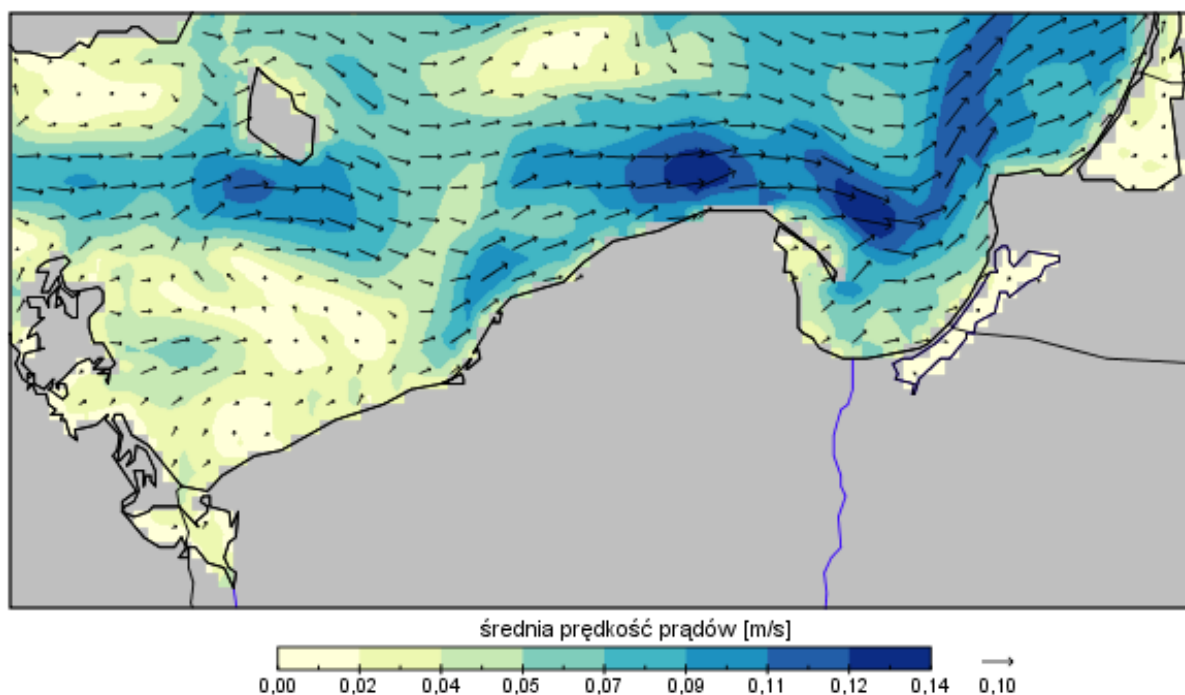
I.4 Wymiana wód i prądy morskie

Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskich obszarach morskich (POM) wykorzystano dane z reanalizy (Kowalewski, 2021), ERA-5 (Copernicus Climate Change Service (C3S), 2017) oraz pomiary przeprowadzone przy pomocy prądomierza ADCP RDI na transektach w trakcie ruchu statku. Na podstawie reanalizy POM obliczono średnią prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek, zaś na podstawie danych ERA-5 oraz założeń teorii Ekmana obliczono ww. parametry dla 2021 roku. Najwyższe średnie wartości prądów morskich ($0,11 - 0,14 \text{ m s}^{-1}$), zarówno w wieloleciu 2011-2020 (Rys. I.10) jak i 2021 (Rys. I.11), występowały w obszarze środkowego Wybrzeża i Głębi Gdańskiej. Najmniejszymi prędkościami, tj. $0 - 0,04 \text{ m s}^{-1}$ charakteryzowały się: Zatoka Pomorska, Zalew Wiśłany, Zalew Kuroński

i Zatoka Pucka. W Zatoce Gdańskiej i lokalnie w Zatoce Pomorskiej dominował kierunek prądów północno-wschodni, w pozostałej części południowego Bałtyku zachodni.



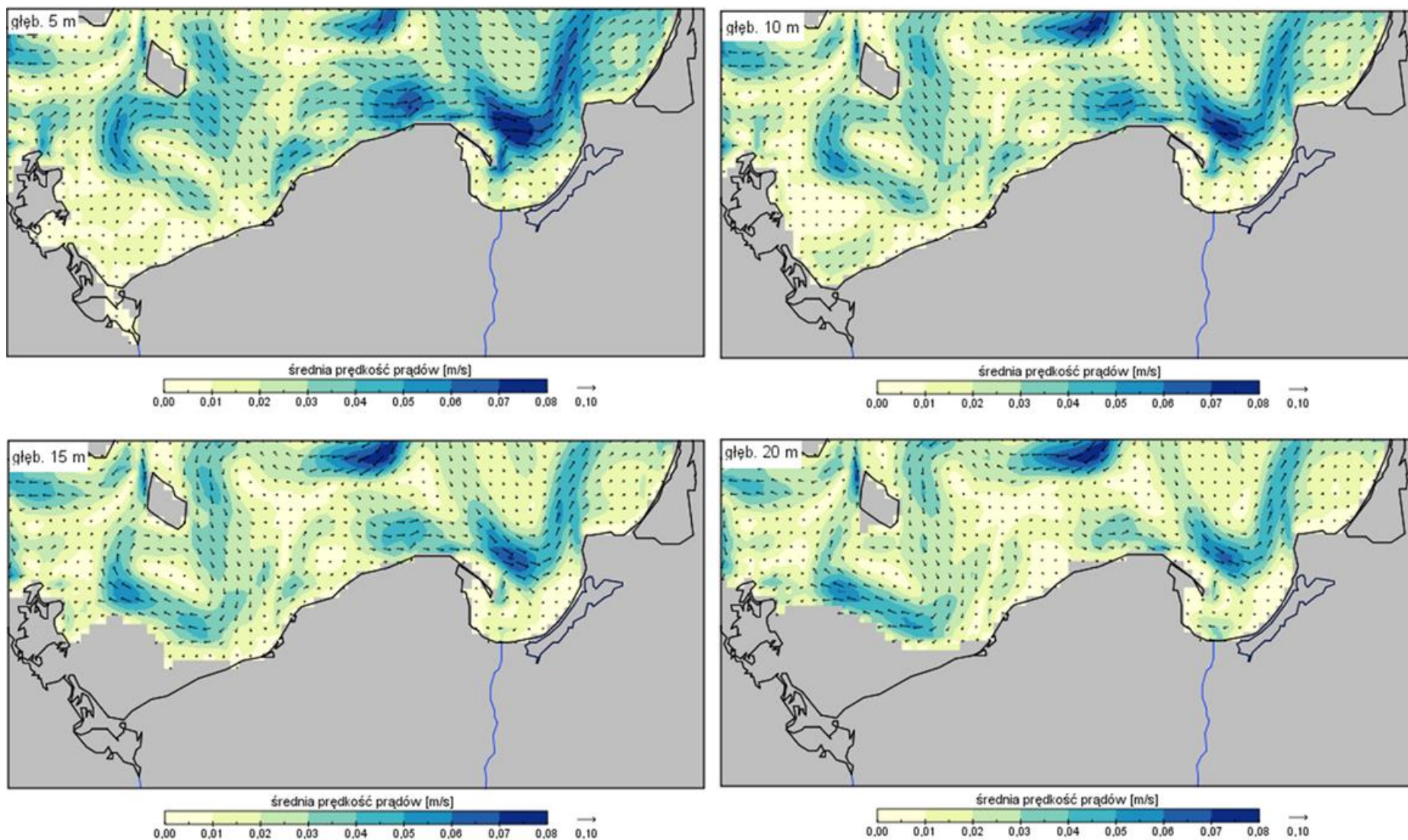
Rys. I.10. Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich powierzchniowych z okresu 2011-2020 oraz 2021 w obszarze południowego Bałtyku na podstawie reanalizy POM estymacji z wykorzystaniem reanalizy ERA-5.



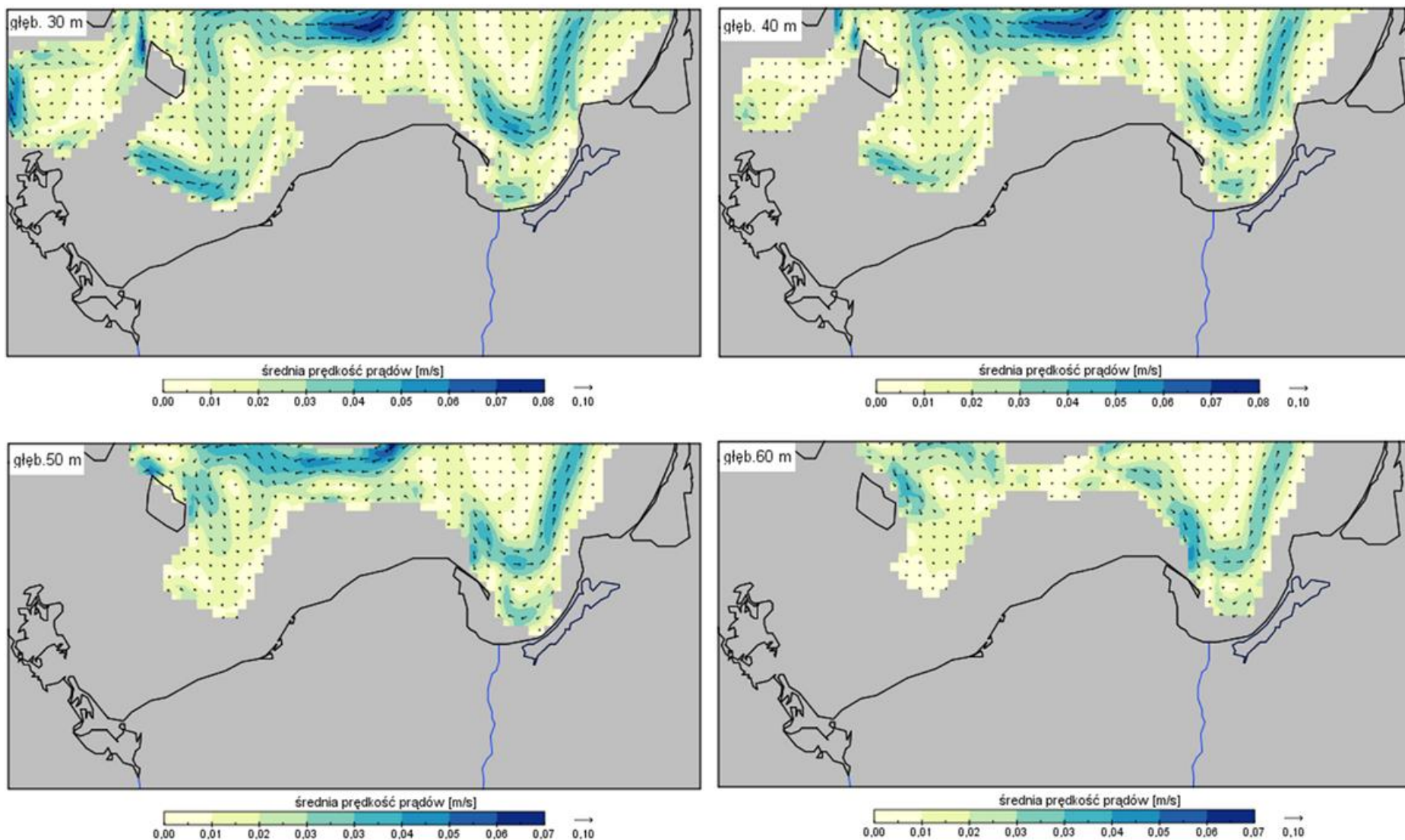
Rys. I.11. Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich powierzchniowych z 2021 w obszarze południowego Bałtyku na podstawie reanalizy POM oraz estymacji z wykorzystaniem reanalizy ERA-5.

Na podstawie reanalizy POM obliczono również średnią prędkość prądów morskich i dominujący kierunek na różnych głębokościach tj. 5–60 m (Rys. I.12; Rys. I.13). Prędkości prądów wraz z głębokością maleją, jednakże ich rozkład horyzontalny pozostaje zbliżony. Na głębokości 5 metrów występują, pod względem kierunku i prędkości, zbliżone do prądów powierzchniowych (Rys. I.12), obszar ten nie uwzględnia Zalewu Wiślanego i zachodniej części Zatoki Pomorskiej, ze względu na batymetrię dna. Na głębokościach 10–15 m najwyższe średnie wartości ($0,08 \text{ m s}^{-1}$) występowały w obszarze Głębi Gdańskiej. Na głębokościach 15–40 m w południowo-wschodniej części Basenu Bornholmskiego występują wyższe średnie wartości prądów morskich na granicy analizowanej głębokości (ok. 15 m). Na głębokościach poniżej 40 metrów średnia prędkość prądów maleje i nie przekracza $0,05 \text{ m s}^{-1}$ (Rys. I.13).

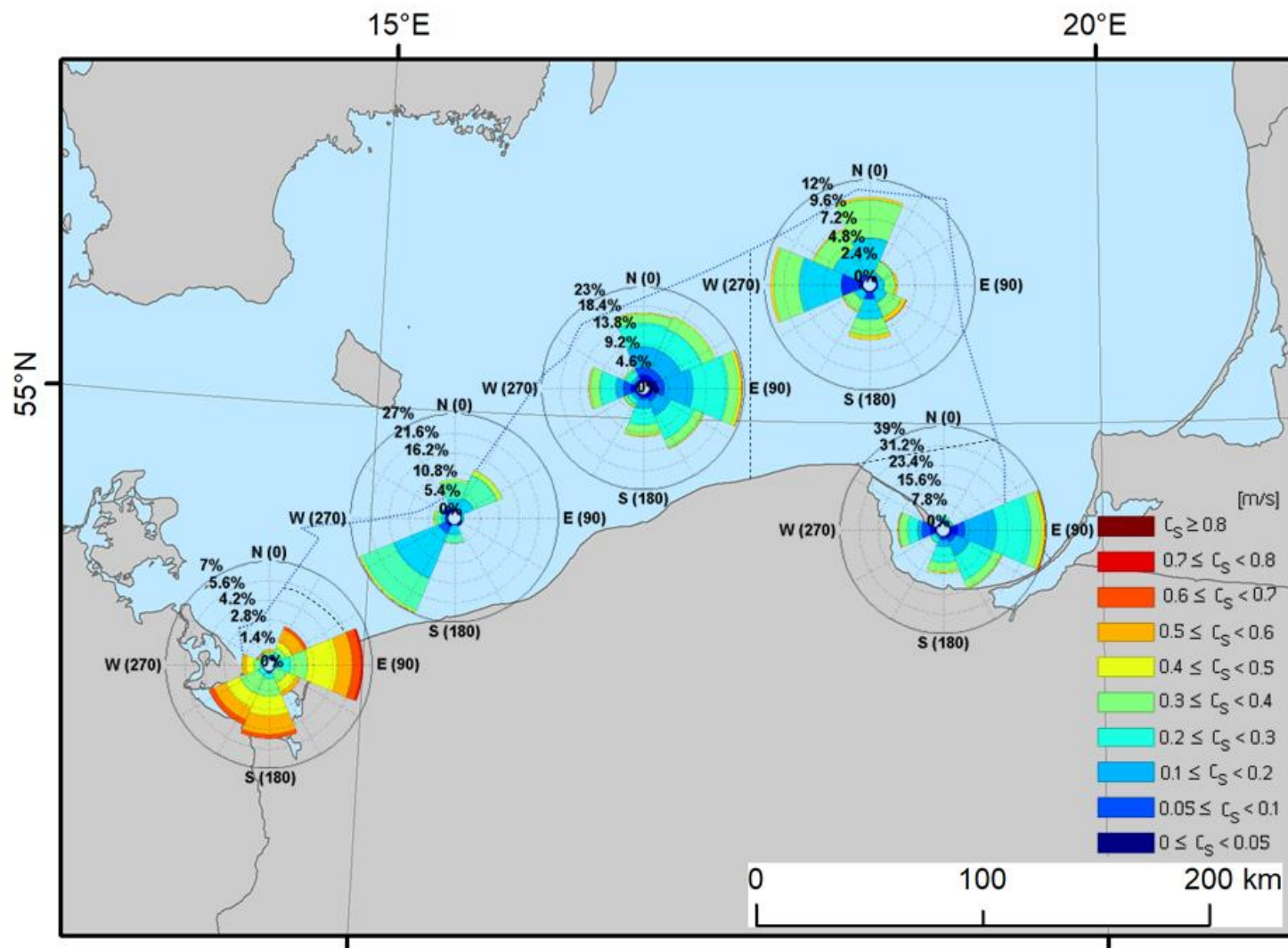
Na podstawie danych pomiarowych pozyskanych podczas rejsów monitoringowych obliczono prędkość i kierunek prądów morskich dla głównych akwenów: Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego podzielonego na część wschodnią i zachodnią, Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej. Ze względu na ukształtowanie geomorfologiczne dna wydzielono dwie strefy: 0–30 m oraz poniżej 30 m. Otrzymane wyniki są w znacznej mierze zgodne z uzyskanymi z reanalizy POM/ERA-5. Prądy morskie na głębokościach nieprzekraczających 30 m (Rys. I.14) charakteryzowały się kierunkiem wschodnim i północno-wschodnim w Zatoce Gdańskiej, Zatoce Pomorskiej oraz wschodniej części Basenu Bornholmskiego. W Basenie Gotlandzkim przeważały prądy propagujące w kierunku północnym i północno-zachodnim, zaś w zachodniej części Basenu Bornholmskiego w kierunku zachodnim. Dominującymi prędkościami prądów były wartości plasujące się w przedziale $0,3\text{--}0,6 \text{ m s}^{-1}$ w Zatoce Pomorskiej oraz $0,2\text{--}0,4 \text{ m s}^{-1}$ w pozostałych basenach. Udział większych prędkości był mniejszy, a towarzyszący im kierunek był zgodny z dominującym w danym basenie (Rys. I.14). W obszarach głębokowodnych, gdzie miąższość warstwy toni wodnej przekracza 30 m (Rys. I.15), prądy morskie charakteryzowały się złożonym kierunkiem oraz znacznie mniejszymi prędkościami ($0\text{--}0,1 \text{ m s}^{-1}$).



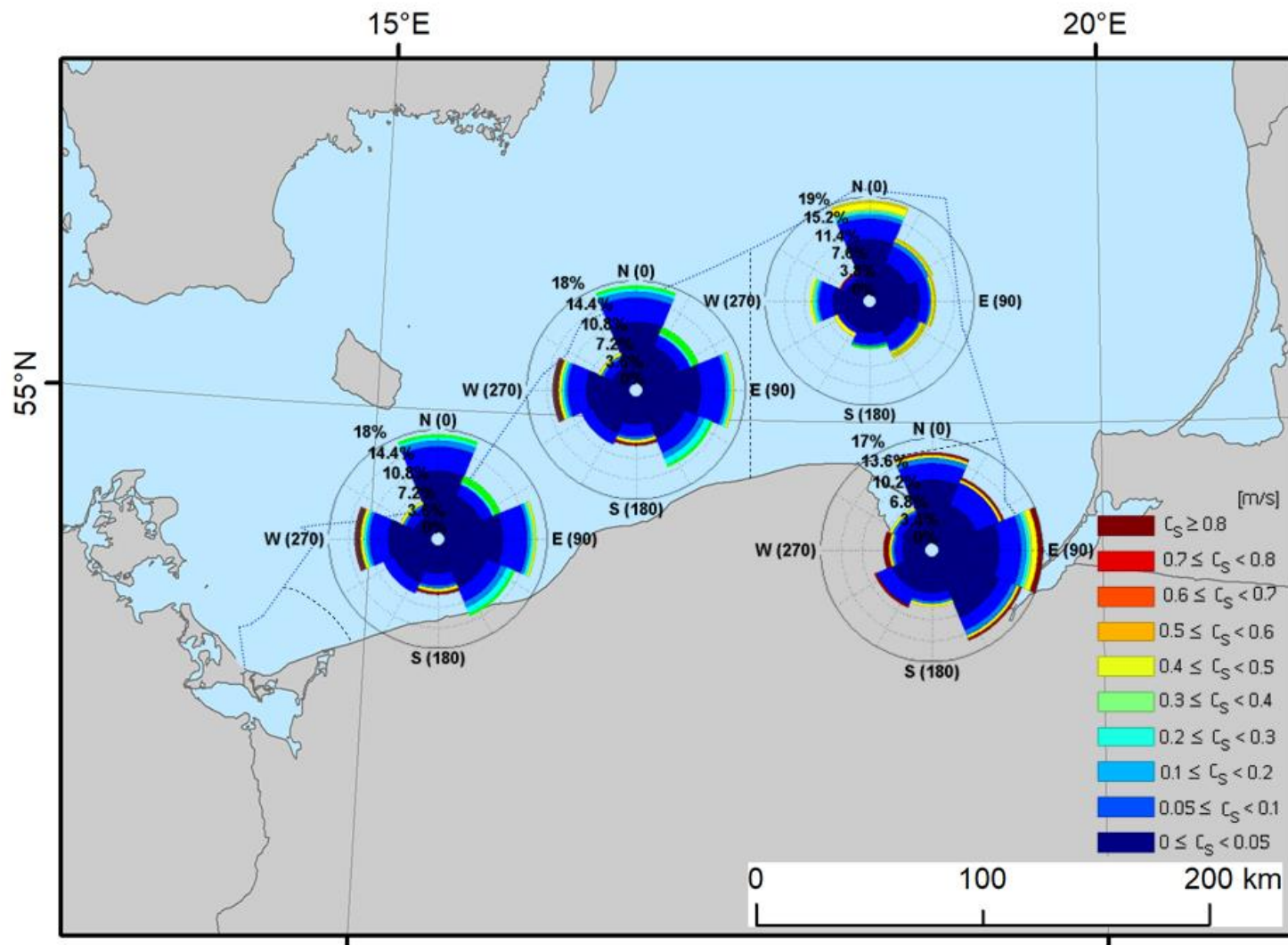
Rys. I.12. Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich na głębokościach 5–20 m, z okresu 2011–2020 w obszarze południowego Bałtyku na podstawie reanalizy POM.



Rys. I.13. Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich na głębokościach 30–60 m, z okresu 2011–2020 w obszarze południowego Bałtyku na podstawie reanalizy POM.



Rys. I.14. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2021 roku na głębokości do 30 m.



Rys. I.15. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2021 roku na głębokości poniżej 30 m.

II.

Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej



II.1. Wstęp

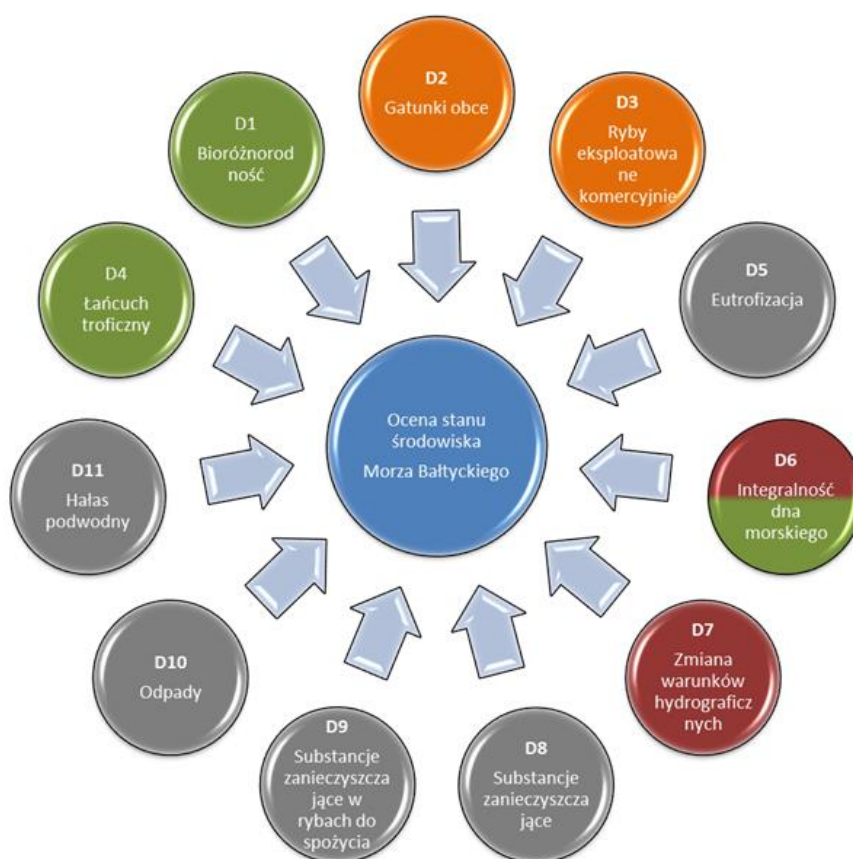


Utrzymanie lub poprawa stanu środowiska Morza Bałtyckiego w zakresie różnych elementów ekosystemu morskiego jest celem, do którego dążą wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Działania podejmowane w tym kierunku mają zarówno charakter formalny, wynikający z obowiązującego prawodawstwa krajowego 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 14 października 2021 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy – Prawo wodne (Dz. U. 2021 poz. 2233).

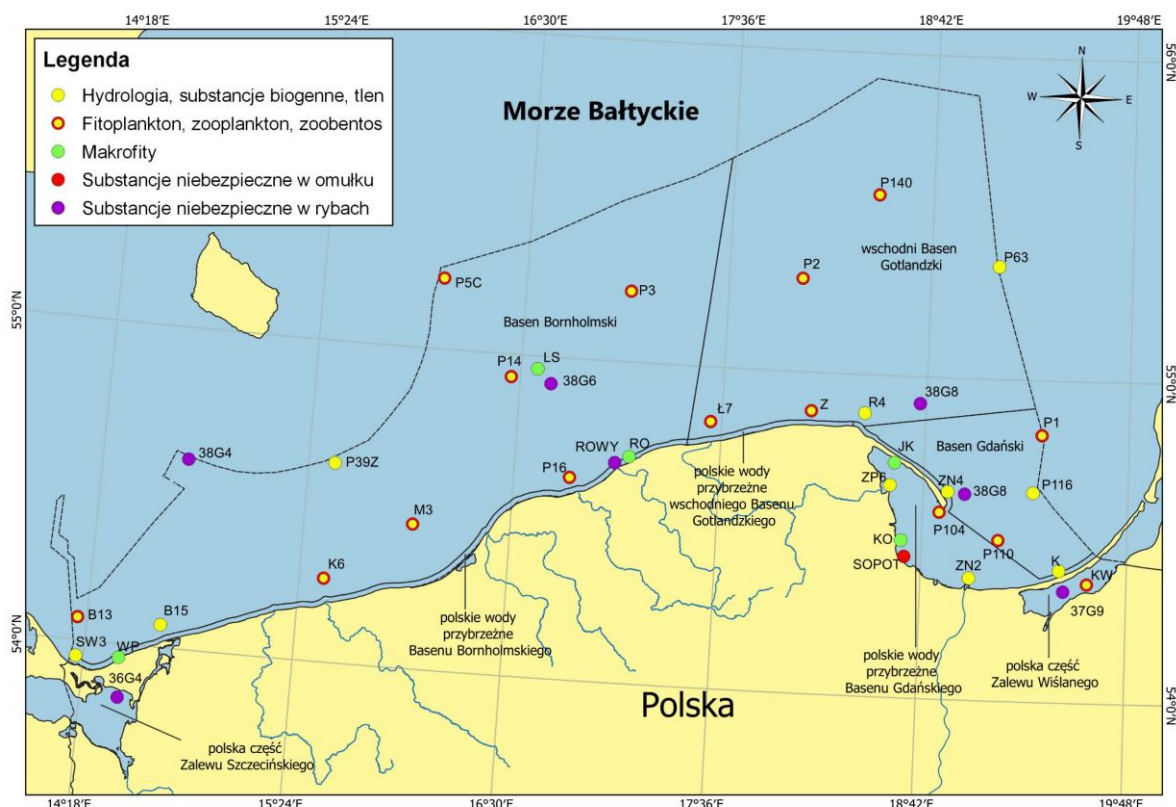
Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 RDSM wszystkie państwa Wspólnoty Europejskiej zostały zobligowane do przeprowadzenia, do 2012 roku, wstępnej oceny stanu swoich obszarów morskich pozostających 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 Komisji 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 wydzielanie tych obszarów, tak jak we wcześniejszych opracowaniach (Łysiak-Pastuszek i in. 2016; Krzywiński 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 2021 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 2021 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 aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, zgodnie z wymogami RDSM uzupełnionych 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 2021 r. w ramach realizacji programów monitoringowych 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 SI oraz indeksu wielkich ryb LFI, a także cechy D3 w wodach otwartego morza przygotowano na podstawie opracowań wykonanych w ramach realizacji umowy nr GIOŚ/139/2021/DMS/NFOŚ zawartej dnia 29.06.2021 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym w Gdyni oraz umowy nr GIOŚ/122/2022/DMS/NFOŚ.

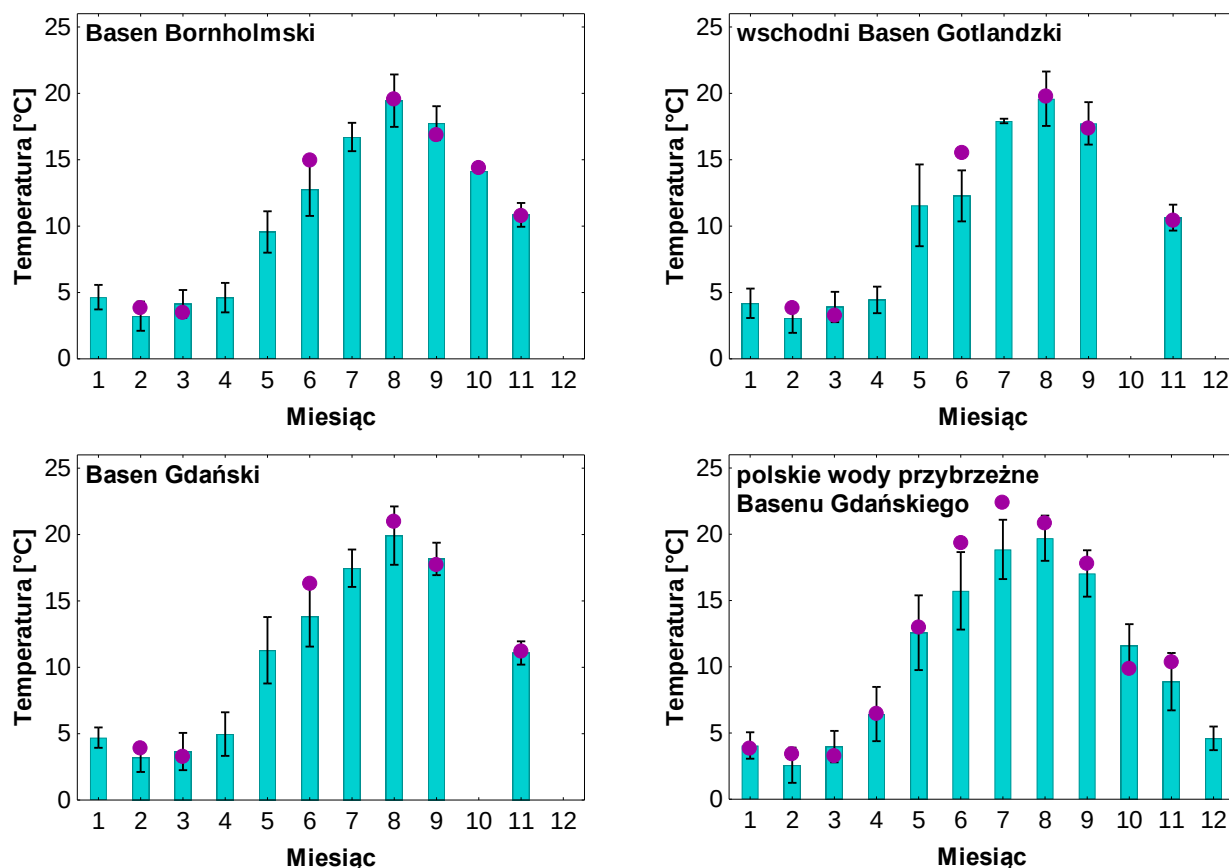
Ocenę ptaków przygotowano na podstawie sprawozdania OTOP z prac wykonanych w ramach umowy „Monitoring ptaków morskich z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018-2021”, nr 23/2019/F z dnia 17 lipca 2019 r. oraz umowy „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej 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



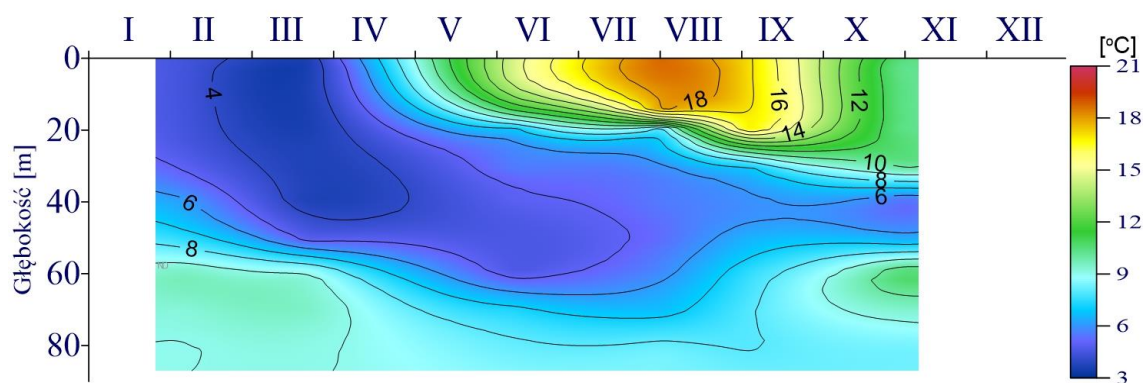
II.2.1. Temperatura wody morskiej

W 2021 roku zakresy średnich wartości temperatury wody w warstwie powierzchniowej (0–10 m) w basenach głębokowodnych pozostawały w bardzo zbliżonych zakresach: 3,5–19,6°C w Basenie Bornholmskim, 3,2–19,8°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 3,2–20,9°C w Basenie Gdańskim (Rys. II.3). Zakresy te były widocznie szersze od obserwowanych w roku 2020, w którym temperatura wód powierzchniowych pozostawała w zakresie od 5,2°C do 18,4°C i zbliżone do roku 2019 (3–20°C). Oznacza to, że w okresie zimowym warstwy powierzchniowe miały niższą temperaturę niż w roku 2020, przy jednocześnie wyższych wartościach obserwowanych latem. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego najniższa średnia temperatura była zbliżona do pozostałych obszarów i wynosiła 3,3°C, natomiast najwyższa odnotowana w lipcu wyniosła 22,4°C. W przypadku wszystkich obszarów najmniejsze wartości charakteryzowały marzec, natomiast wartości największe wystąpiły w sierpniu i wrześniu w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim, natomiast maksymalne wartości w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano w lipcu i sierpniu. Biorąc pod uwagę wartości średniej temperatury wód powierzchniowych w okresie odniesienia (2011–2020), to wartości minimalne były charakterystyczne dla lutego we wszystkich obszarach. Wartości najwyższe występowały w tych samych miesiącach, co w roku 2021. Temperatura w lutym 2021 roku, we wszystkich obszarach, była wyższa o ok. 0,7°C od średniej z wielolecia, w marcu natomiast odnotowano wartości nieznacznie niższe, średnio o 0,6°C. Największe różnice pomiędzy wartościami średnimi charakteryzującymi rok 2021 a średnimi wyznaczonymi dla okresu 2011–2020 w poszczególnych obszarach wystąpiły w czerwcu, wskazując na wyjątkowy wzrost temperatury wody powierzchniowej. W Basenie Bornholmskim temperatura w czerwcu była o 2,2°C wyższa od średniej z wielolecia, we wschodnim Basenie Gotlandzkim o 3,2°C, a w Basenie Gdańskim o 2,3°C. W sierpniu, wrześniu, październiku i listopadzie temperatura wody powierzchniowej w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim była bardzo zbliżona do średniej dla okresu 2011–2020. Podobna sytuacja miała miejsce we wrześniu i listopadzie w Basenie Gdańskim, natomiast w sierpniu temperatura w 2021 roku była o 1°C wyższa od wartości obliczonej dla dziesięciolecia. Największe różnice wystąpiły w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, które charakteryzowały się temperaturą wyższą o 3,6°C od średniej dla okresu 2011–2020 w czerwcu i lipcu i o 1,1°C i 1,4°C odpowiednio w sierpniu i listopadzie.



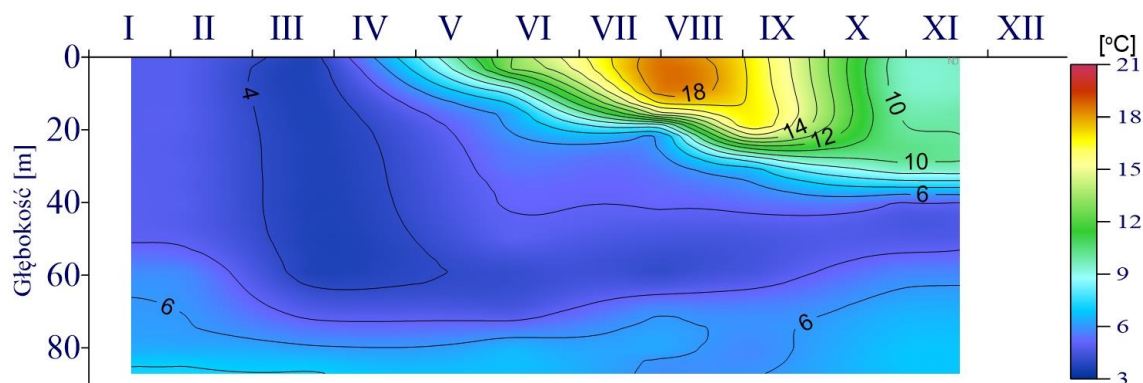
Rys. II.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2011-2020; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2011-2020; punkty – średnia 2021.

Największa sezonowa zmienność temperatury w profilu pionowym w rejonie Głębi Bornholmskiej w 2021 roku dotyczy warstw do 30–40 m głębokości (Rys. II.4). W lutym na stacji P5C temperatura wody pozostawała na zbliżonym poziomie 4,4–4,9°C do głębokości 30 m, co oznacza, że była o ok. 1°C niższa od obserwowanej w styczniu 2020 roku. W warstwach od 40 m do dna temperatura pozostawała w zakresie 6,2–9,0°C. W marcu warstwy do 40m głębokości charakteryzowały się temperaturą niższą niż w styczniu (3,6°C), następnie jej wartość wzrosła do 4,6°C na głębokości 50m, poniżej której była już na stałym poziomie ok. 9°C. W czerwcu najwyższa temperatura na poziomie 14,4°C wystąpiła w warstwach do 5 m, poniżej odnotowano systematyczny spadek do 5,6°C na głębokości 30m. Warstwy od 40 do 60m charakteryzowały się temperaturą na poziomie 4,6°C, a poniżej temperatura pozostawała w zakresie 7,2–8,3°C. Najwyższą temperaturę na poziomie 17–18°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 30–60 m utrzymywała się na poziomie 5,5°C, natomiast od 70 m pozostawała w zakresie 6,6–8,4°C. Zbliżony zakres temperatury (6,5–8,1°C) charakteryzował warstwy od 50 m do dna we wrześniu. Najbardziej wyrównana w kolumnie wody temperatura wystąpiła w listopadzie, w którym wartość 10,2°C była charakterystyczna dla warstw 0–30 m. Na poziomach 40 i 50 m temperatura wynosiła odpowiednio 5,2°C i 6,2°C, natomiast od 60 m do dna zmieniała się w zakresie od 10,8°C do 8,2°C.



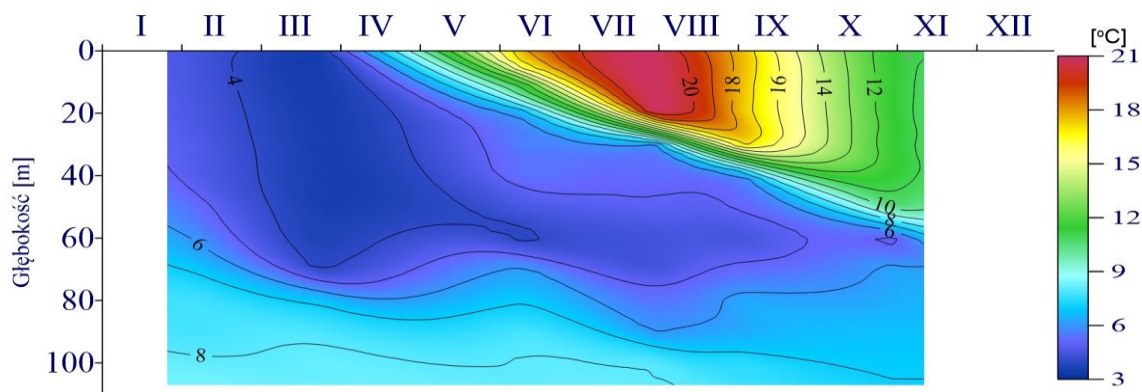
Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.

Zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.5) w lutym i marcu 2021 roku wykazują mniejszą zmienność niż w przypadku obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej. Warstwy do głębokości 50 m w lutym i 60 m w marcu charakteryzowały się temperaturą na poziomach odpowiednio 4,7°C i 3,7°C. Poniżej tych głębokości temperatura wrastała do wartości 7,0°C przy dnie. W czerwcu w warstwach do 2,5 m temperatura była na poziomie 13°C, na głębokości 5 m wynosiła 11,3°C, w zakresie głębokości od 10 do 70 m spadała od 8,0°C do 4,4, a poniżej była na stałym poziomie 6,5°C. Temperatura zbliżona do 18,5°C wystąpiła w sierpniu w warstwach do 10 m, na 15 m głębokości wynosiła 15,6°C, a od 20 m do dna pozostawała w stosunkowo wąskim zakresie od 4,0°C do 6,0°C. We wrześniu stała wartość temperatury (16,8°C) wystąpiła do 20 m, poniżej tej głębokości warunki termiczne były zbliżone do obserwowanych w sierpniu. W listopadzie stała temperatura na poziomie 9,5°C charakteryzowała warstwy do głębokości 10 m, następnie nieznacznie wzrosła do 10°C na głębokościach od 15 do 30 m. Od 40 m do dna temperatura pozostawała w zakresie 4,7–6,8°C.



Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.

W 2021 roku sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie Basenu Gdańskiego (Rys. II.6) miały podobny przebieg jak w Basenie Bornholmskim. W lutym temperatura pozostawała na zbliżonym poziomie (4,4–4,8°C) do głębokości 40 m, poniżej której następował nieznaczny wzrost od 6°C na głębokości 60 m do 8,3°C na głębokości 105 m. W marcu bardzo wyrównana temperatura na poziomie 3,5°C charakteryzowała warstwy od 0 do 70 m. Poniżej tej głębokości temperatura wzrastała od 6,8°C do 8,1°C przy dnie. W czerwcu temperatura na poziomie 17°C charakteryzowała warstwy do 5 m, na 10 m i 15 m spadała do wartości odpowiednio 11,7°C i 9°C, na głębokościach od 20 do 60 m obserwowano dalszy spadek temperatury od 6,3°C do 3,8°C, natomiast poniżej obowiązywały wartości od 6,2°C do 8,0°C. W sierpniu, do 20 m temperatura była równa 20,9°C, we wrześniu wyrównane wartości na poziomie 17,5°C występowały do 30 m, poniżej tych głębokości temperatura w obydwu miesiącach pozostawała w granicach od 4,4°C do 8,0°C. Stałą temperaturą na poziomie 11°C charakteryzowały się warstwy od 0 do 50 m w listopadzie, natomiast w warstwach od 60 do 105 m pozostawała w zakresie od 6,2°C do 7,0°C.



Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.

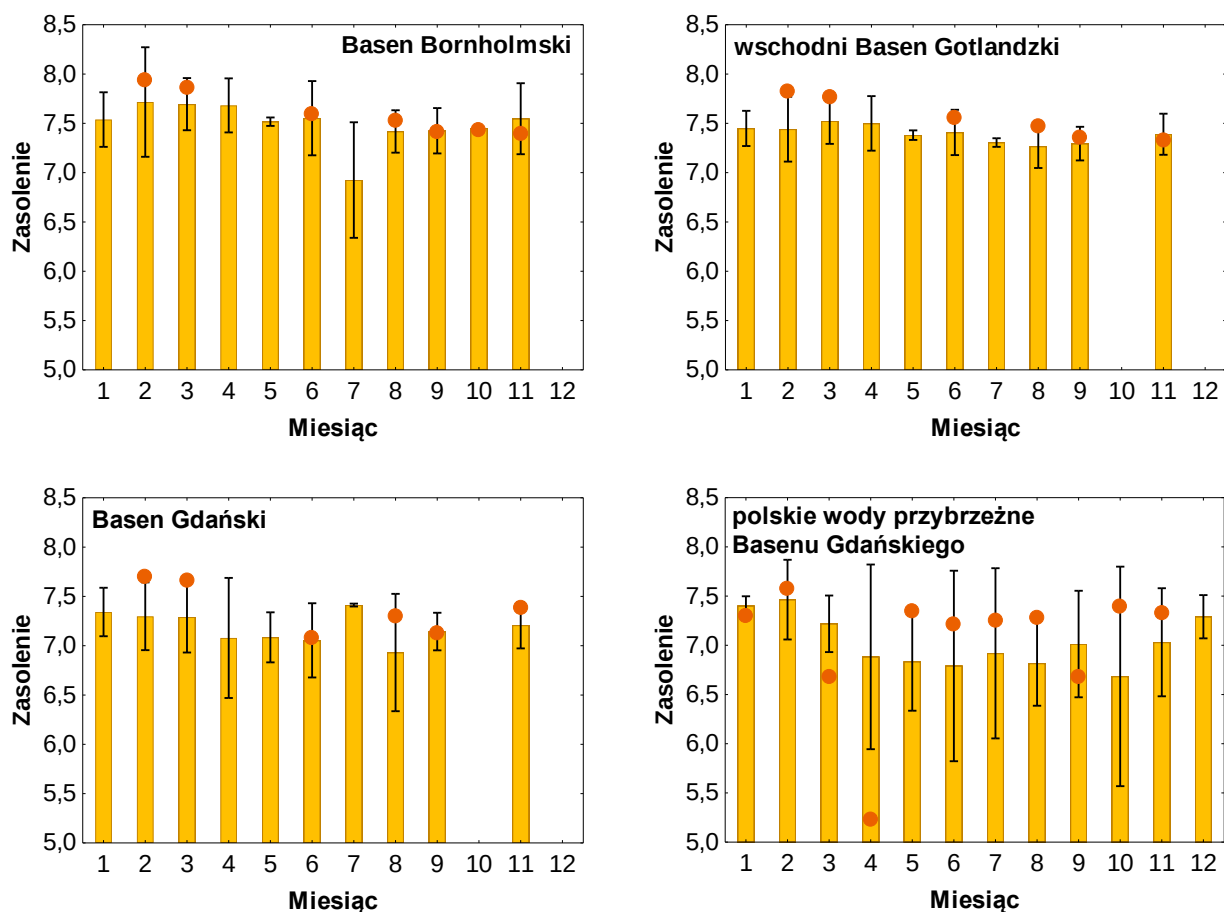
II.2.2. Zasolenie

W 2021 r. w Basenie Bornholmskim średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej (0–10 m) mieściło się w zakresie od 7,39 do 7,94, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała listopad, a największa luty (Rys. II.7). Wyższe w stosunku do dziesięciolecia 2011–2020 średnie wartości pomiarów zasolenia dla roku 2021 zmierzono w lutym, marcu, czerwcu i sierpniu. Największą różnicę (0,22) pomiędzy okresem odniesienia, a rokiem 2021 odnotowano w lutym. We wrześniu (7,41) i październiku (7,43) zasolenie pozostawało na zbliżonym poziomie w stosunku do lat ubiegłych, różnica w wartościach średnich pomiędzy dwoma okresami nie przekroczyła 0,02. Niższe o 0,16, względem średniej z lat 2011–2020, zasolenie opisano w listopadzie.

Wschodni Basen Gotlandzki (Rys. II.7) na przestrzeni roku 2021 był akwenem o najmniej zróżnicowanym zasoleniu wody powierzchniowej, mieszczącym się w zakresie od 7,33 do 7,83. Podobnie jak w Basenie Bornholmskim listopad i luty były miesiącami, w których wyliczona średnia wartość zasolenia była odpowiednio najniższa i najwyższa. Najniższa ze średnich wartości była też jedyną niższą niż wartość opisująca okres odniesienia 2011–2020. W pozostałych przypadkach wartości opisujące średnie zasolenie w 2021 roku były od 0,07 (wrzesień) do 0,39 (luty) wyższe niż średnie z wielolecia.

W wodach Basenu Gdańskiego zmierzono niższe wartości zasolenia w porównaniu z wodami dwóch wcześniej omówionych akwenów (Rys. II.7). Różnica pomiędzy maksymalną (7,70, luty), a minimalną (7,08, czerwiec) średnią wartością zasolenia w 2021 roku wyniosła 0,63. Większość wartości średnich wyznaczonych na podstawie pomiarów przeprowadzonych w 2021 roku wykazywała dodatni kierunek odchylenia względem danych z wielolecia 2011–2020. W lutym (7,70), marcu (7,66), sierpniu (7,30), oraz listopadzie (7,39), wyniki były od 0,18 do 0,41 wyższe niż we wcześniejszym okresie. Dla pozostałych miesięcy – czerwca i września (wartości odpowiednio 7,08 i 7,13) – wartości były zbliżone do wyznaczonych dla wielolecia, a różnice pomiędzy porównywanymi okresami nie przekroczyły 0,02.

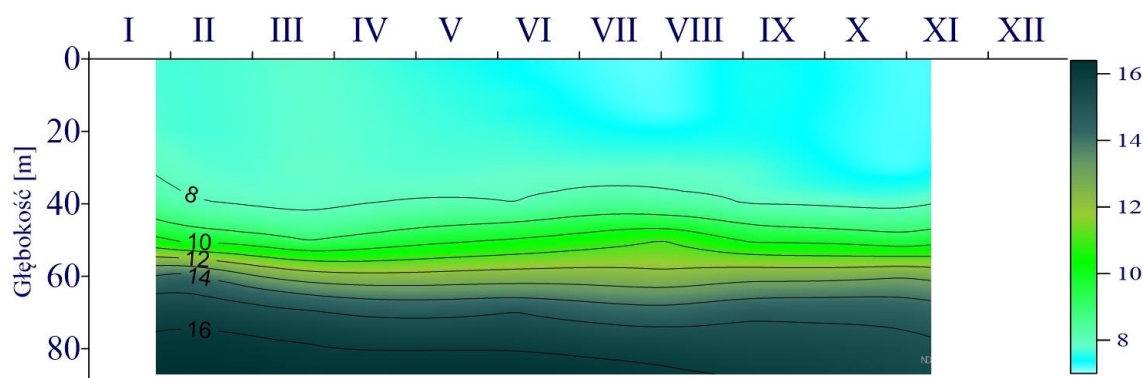
Zasolenie w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego było najniższe oraz charakteryzowało się najszerszym zakresem średnich wartości zasolenia, przyjmując wartości w przedziale od 5,23 do 7,58 (Rys. II.7). Miesiącem o najwyższym średnim zasoleniu podobnie jak w przypadku pozostałych trzech obszarów był luty. Najniższa z wartości, opisująca średnie zasolenie wody powierzchniowej w kwietniu (5,23) była o 1,66 niższa niż wartość średnia dla tego samego miesiąca w wieloleciu 2011–2020. W styczniu (7,30), marcu (6,68), oraz wrześniu (6,68) wartość średnia dla roku 2021 wykazała podobny kierunek odchylenia od średniej dla okresu 2011–2020. Wyższe zasolenie w stosunku do danych dotyczących dekady poprzedzającej rok 2021 zaobserwowano w lutym (7,58), od maja do czerwca (odpowiednio: 7,35, 7,21, 7,25, 7,28) oraz w październiku (7,39) i listopadzie (7,33). Odnotowane w tych miesiącach wartości różnic pomiędzy rokiem 2021 a okresem odniesienia mieściły się w zakresie od 0,12 do 0,71.



Rys. II.7. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2011–2020; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2011–2020; punkty – średnia 2021.

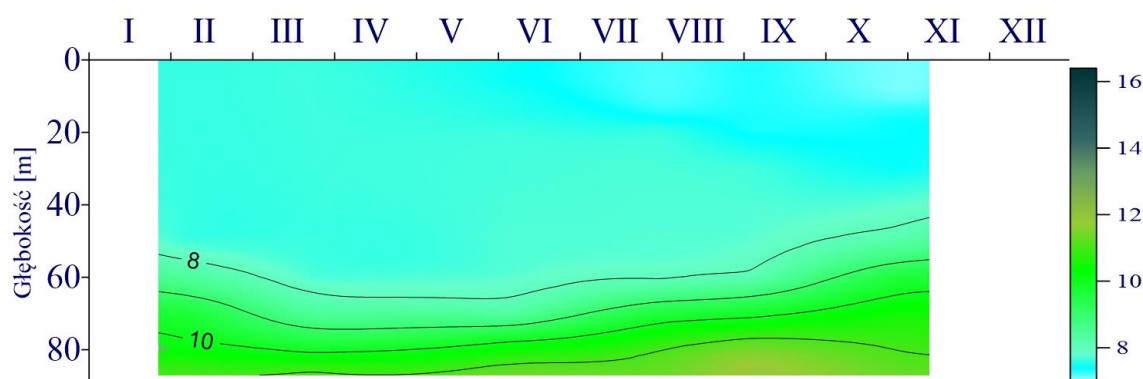
Na stacji zlokalizowanej w rejonie Głębi Bornholmskiej (P5C) (Rys. II.8) wartości zasolenia były wyższe niż w południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140) (Rys. II.9) i Głębi Gdańskiej (P1) (Rys. II.10). W 2021 roku haloklina na stacji P5C formowała się na głębokości 40 m. Woda nad halokliną charakteryzowała się zasoleniem w zakresie od 7,15 do 8,35. Wyrównane wartości zasolenia do 40 m głębokości odnotowano w marcu (7,79–7,87), w pozostałych miesiącach niewielki wzrost zasolenia w głąb kolumny wody rozpoczynał się w warstwie 15–30 m. Największy przyrost wartości zasolenia wraz z głębokością (4,64) miał miejsce w lutym w warstwie 50–60 m.

Woda o najwyższym zasoleniu zalegała w warstwie poniżej 80 m głębokości. Mierzony parametr na przestrzeni roku 2021 przyjmował wartości w przedziale od 15,44 (listopad) do 16,38 (luty). Zarejestrowane wyniki pomiarów były niższe w porównaniu do roku 2020, w którym zasolenie w tej warstwie w styczniu przekroczyło 17.



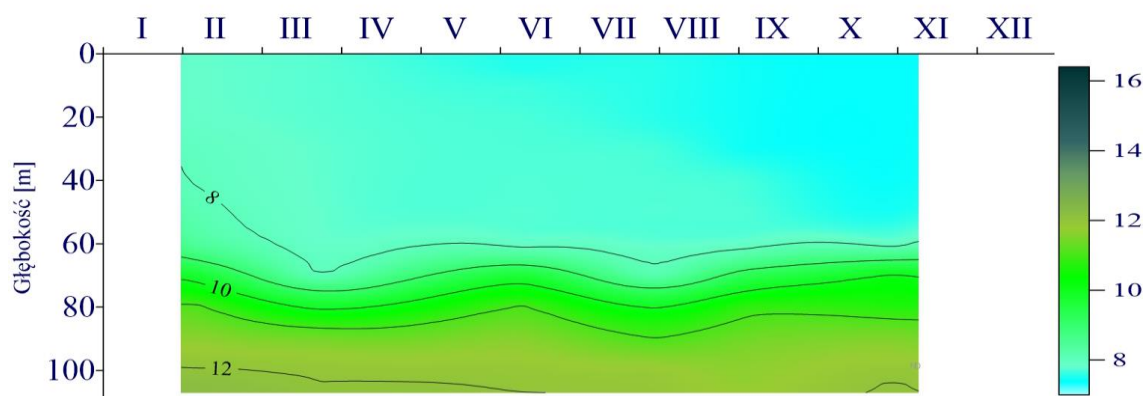
Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.

W pierwszej połowie roku, w południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140) głębokość warstwy wody dobrze wymieszanej sięgała, zależnie od miesiąca 50 (styczeń) lub 60 m (marzec, czerwiec), a opisujące ją wartości pomiarów zasolenia mieściły się w zakresie od 7,59 do 7,77 (Rys. II.9). Głębiej zasolenie wody gwałtownie rośnie, największy wzrost (o 2,21) odnotowano w czerwcu pomiędzy 70 a 80 m głębokości. Przy dnie zasolenie wody było najwyższe i utrzymywało się na poziomie 10,89–11,13. Nieco odmienny był rozkład zasolenia w kolumnie wody w drugiej połowie roku. W sierpniu i wrześniu haloklina tworzyła się na głębokości 60 m, jednak w obu przypadkach w warstwie wody nad halokliną zaobserwowano niewielki skok wartości zasolenia wynoszący 0,37 (warstwa 15–20 m sierpień) i 0,36 (warstwa 20–30 m, wrzesień) oddzielający od siebie warstwy o zasoleniu pozostającym odpowiednio w zakresie 7,18–7,27 i 7,64–7,94 oraz 7,28–7,30 i 7,66–8,08. W listopadzie zasolenie wód powierzchniowych było najniższe w skali roku. Do głębokości 10 m wynosiło 7,07, następnie w warstwie 15 – 50 m wzrastało od wartości 7,08 do 8,21. Największy wzrost zasolenia (o 1,45) zaobserwowano w warstwie 60–70 m. Poniżej tej głębokości obserwowane zmiany zachodziły mniej gwałtownie, przy dnie zasolenie osiągało najwyższą wartość (11,15).



Rys. II.9. Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.

Na Głębi Gdańskiej (Rys. II.10) głębokości, poniżej których obserwowano widoczny wzrost zasolenia wykazywały nieznaczne zróżnicowanie biorąc pod uwagę poszczególne miesiące. W lutym, czerwcu, wrześniu oraz listopadzie haloklina tworzyła się w warstwie poniżej 60 m głębokości, zaś w marcu i sierpniu nieco głębiej – poniżej 70 m. Wartości zasolenia warstwy dobrze wymieszanej mieściły się w granicach 7,38–8,38. Największą zmianą wartości zasolenia (wzrost o 2,33), charakteryzowała się warstwa wody 60–70 m w listopadzie. Woda naddenna była mniej zasolona niż w przypadku Głębi Bornholmskiej, natomiast w stosunku do wód południowo wschodniego basenu Gotlandzkiego jej zasolenie było wyższe. W całym okresie badań mieściło się w zakresie od 11,67 do 12,22, przy czym najwyższą wartość zmierzono w styczniu, a najniższą we wrześniu.



Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.

II.2.3. Odczyn wody morskiej

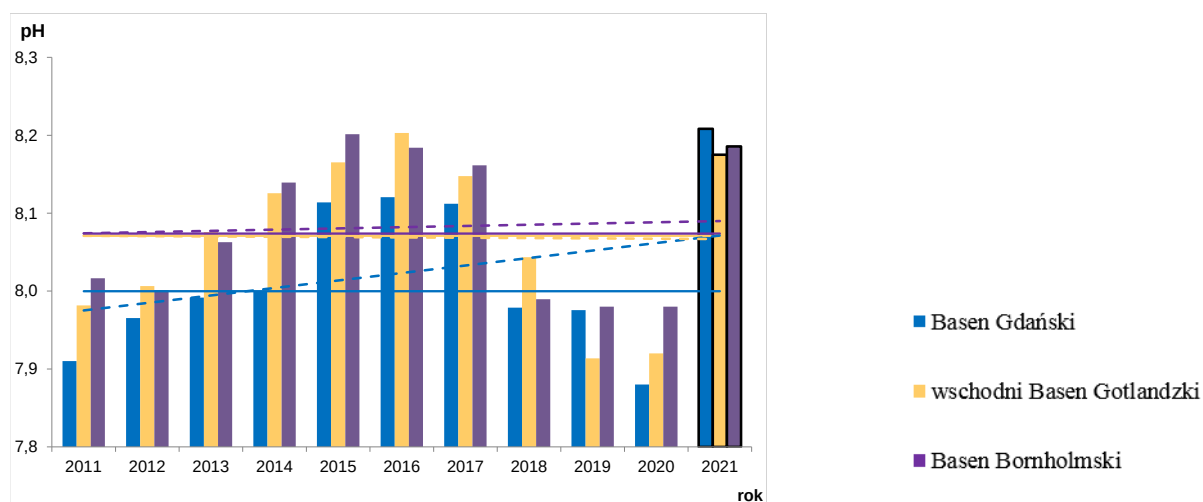
Parametrem opisującym kwasowość/zasadowość wody morskiej jest odczyn pH. Wskaźnik ten służy do oceny skali problemu potencjalnego zakwaszania wód oceanu światowego głównie na skutek zwiększonego dopływu dwutlenku węgla z atmosfery. Monitorowanie pH środowiska morskiego stanowi podstawę do wychwycenia 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.

Dane pomiarowe wykorzystane do analizy zmian pH wody morskiej zostały zebrane w latach 2011–2021 podczas rejsów badawczych przeprowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku (Rys. II.2). W 2021 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru i w całym zakresie głębokości była wyższa od średniej charakteryzującej okres 2011–2020 i wynosiła 8,19. Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2021 r. zmieniły się w granicach od 7,20 do 9,01, a zakres zmienności był mniejszy i przesunięty w stronę wyższych wartości w stosunku do poprzedniego roku (Zalewska 2020). W porównaniu do poprzedzającego dziesięciolecia zakres ten był także przesunięty w stronę zasadowości (wyższych wartości pH). Również średnie wartości pH wody morskiej w 2021 r. poszczególnych akwenów były zdecydowanie wyższe od zmierzonych w roku ubiegłym, na co wpływ miały zanotowane warunki środowiskowe zarówno hydrologiczne jak i biologiczne (p.rozdz. III.2.1, III.4.2). Wartości dla poszczególnych akwenów zestawiono poniżej (Tabela II.2).

Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2021 r w porównaniu z 2020 r. (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)

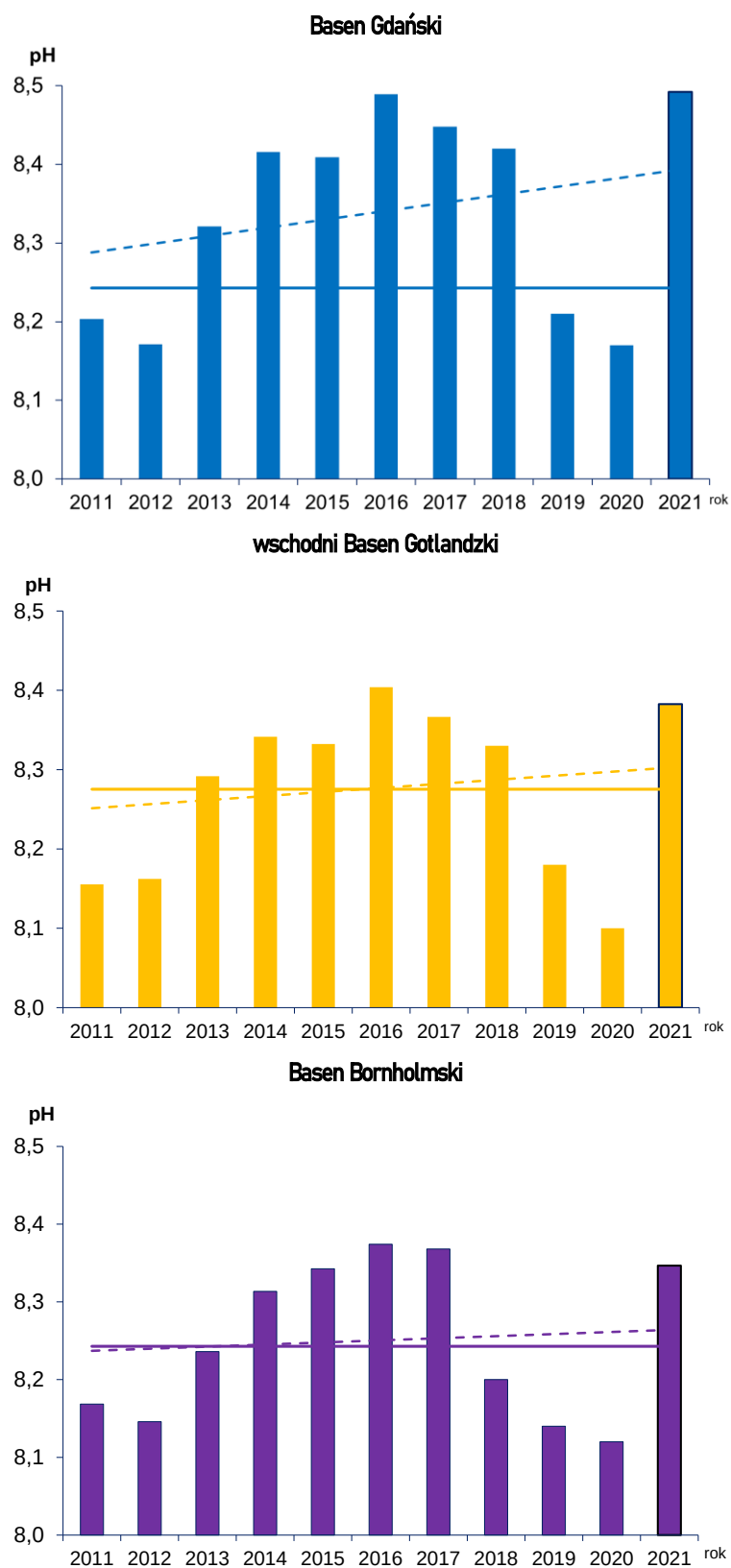
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021
Basen Gdański	6,62	7,23 ↑	8,71	9,01 ↑	7,88	8,21 ↑
wschodni	6,58	7,20 ↑	8,69	8,78 ↑	7,92	8,17 ↑
Basen Gotlandzki						
Basen Bornholmski	6,79	7,28 ↑	8,77	8,79 ↑	7,98	8,19 ↑

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 nie stwierdzono wyraźnego trendu, a w Basenie Gdańskim zarysowała się słaba tendencja wzrostowa. Średnie wartości pH w 2021 r. w poszczególnych akwenach były dużo wyższe od średniej dekadowej (Rys. II.11).



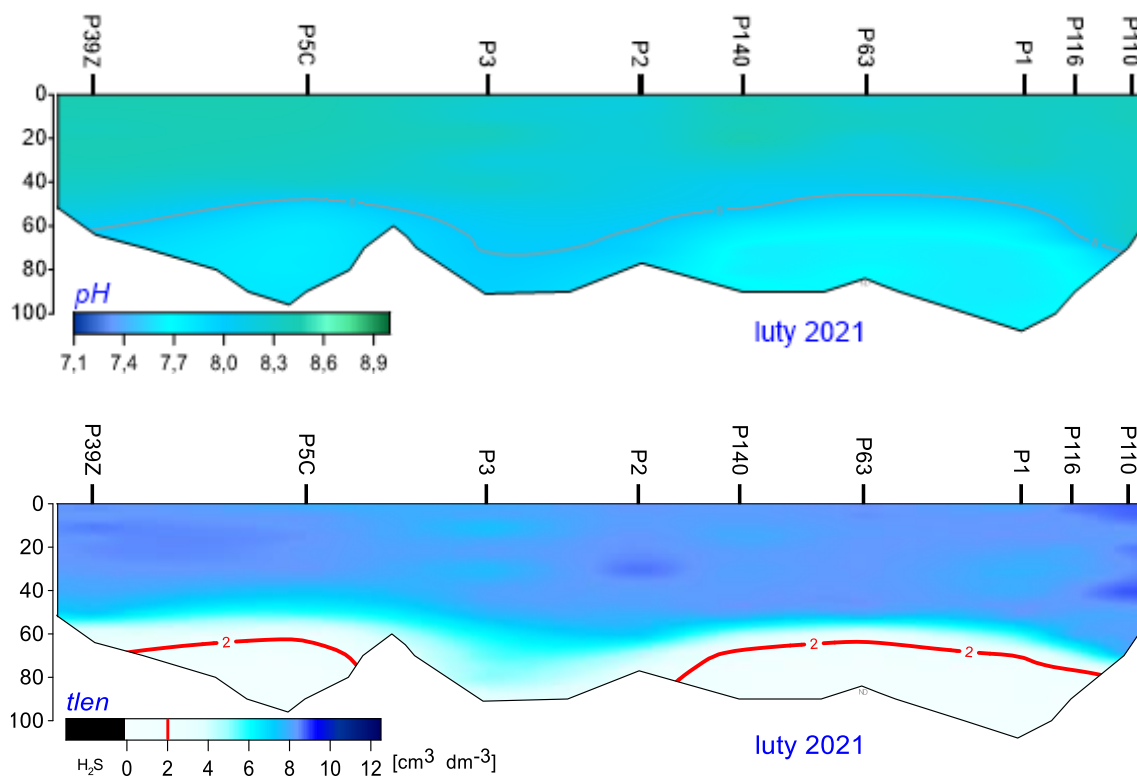
Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2011–2021 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2011–2020, linia przerywana – tendencja zmian.

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. W warstwie tej (0–10 m) nastąpił zanik malejącej tendencji odczynu wody morskiej w poszczególnych akwenach, jako bezpośrednia konsekwencja wyższej średniej wartości pH opisującej rok 2021 od średniej z ostatnich dziesięciu lat. Zarysowała się dodatnia tendencja zmian, najbardziej widoczna w Basenie Gdańskim (Rys. II.12.).



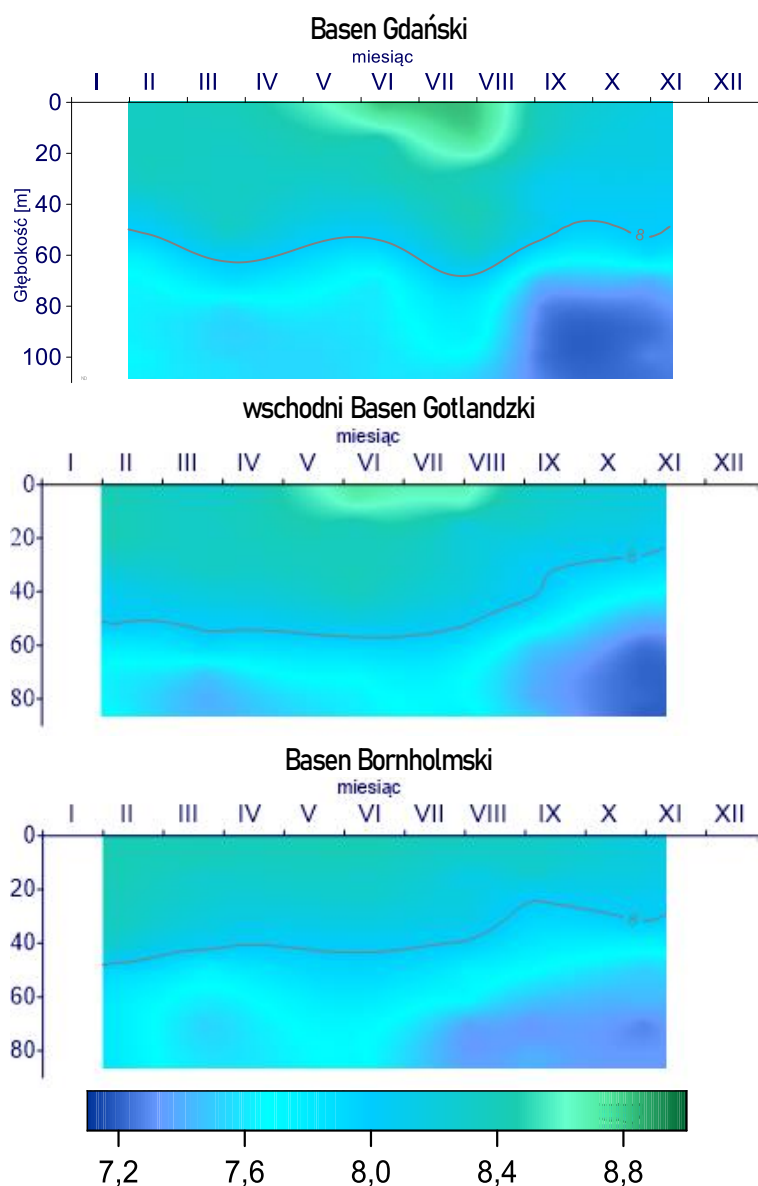
Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2011-2021 w powierzchniowej warstwie (0-10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2011-2020, linia przerywana – tendencja).

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).



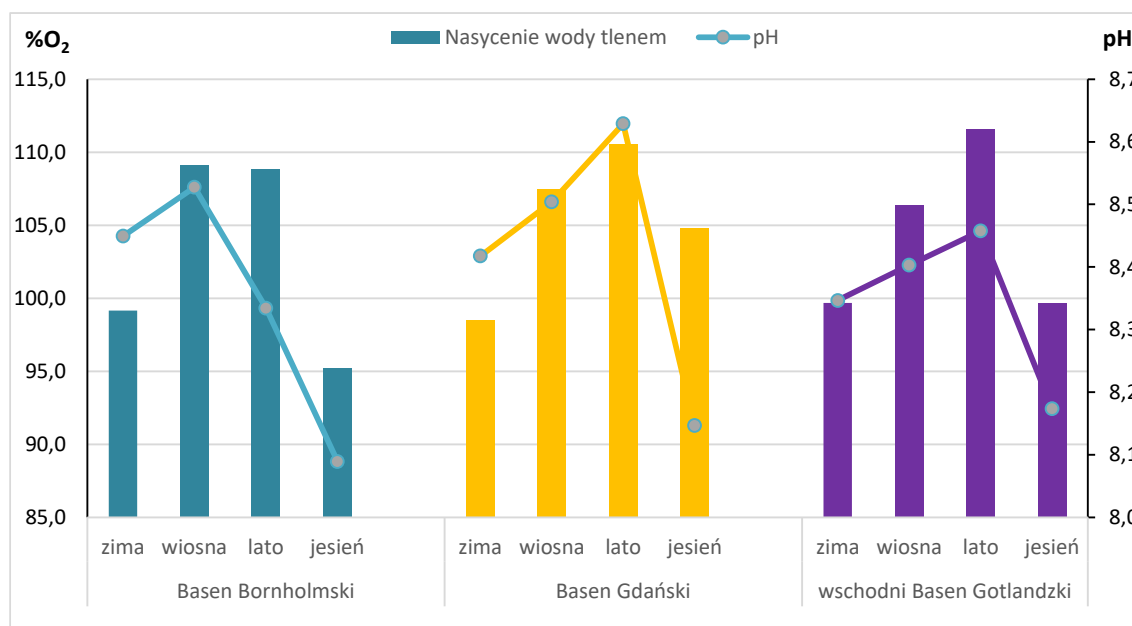
Rys. II.13. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłączonej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z lutego 2021 r.).

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 2021 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 2021 r. najwyższe wartości pH zarejestrowano w Basenie Gdańskim w sezonie letnim (Rys. II.15).



Rys. II.15. Korelacja sezonowych zmian pH i nasycenia wody tlenem w warstwie powierzchniowej wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2021 r.

II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – pCO₂

System węglanowy (ang. CO₂ system) determinuje właściwości kwasowo-zasadowe wody morskiej, tym samym jest on ważnym czynnikiem wpływającym na funkcjonowanie ekosystemów morskich. Ostatnie badania wskazują, że oceany pochłaniają ok. 23 ± 5% całkowitej antropogenicznej emisji dwutlenku węgla (CO₂). Mechanizm ten ogranicza częściowo globalne zmiany klimatyczne, ale prowadzi jednocześnie do spadku pH wody morskiej – zjawiska znanego jako zakwaszanie oceanów (ang. Ocean Acidification – OA).

Zakwaszenie oceanów i globalne ocieplenie to różne problemy, które są ze sobą ściśle powiązane, ponieważ mają tę samą podstawową przyczynę – ludzką emisję dwutlenku węgla. Stężenie dwutlenku węgla w atmosferze jest obecnie wyższe niż przez ostatnie 800 000 lat i prawdopodobnie wyższe niż kiedykolwiek w ciągu ostatnich 20 milionów lat (www.whoi.edu). W związku z intensywną działalnością człowieka wzrost CO₂ (pCO₂) w atmosferze w konsekwencji prowadzi również do wzrostu w wodzie morskiej.

Zakwaszanie oceanów jest uznane przez społeczność naukową 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 pCO₂.

Od czterech lat (sierpień 2018 rok), prowadzony jest regularny monitoring ciśnienia parcjalego dwutlenku węgla w polskich obszarach Morza Bałtyckiego. W 2021 roku próbki wody morskiej do pomiarów pCO₂ 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 2021 roku w całym rejonie badań w zakresie głębokości 0-10 m (warstwa powierzchniowa) zmieniły się w granicach od 39-1013 μatm, zakres tych wartości był węższy w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku wynoszącego od 82 do 4402 μatm. W 2021 roku średnie wartości pCO₂ wody morskiej poszczególnych akwenów były niższe od obserwowanych w roku ubiegłym (Tabela II.3).

Tabela II.3. Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 (μatm) w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2021 r. w porównaniu z 2020 r.

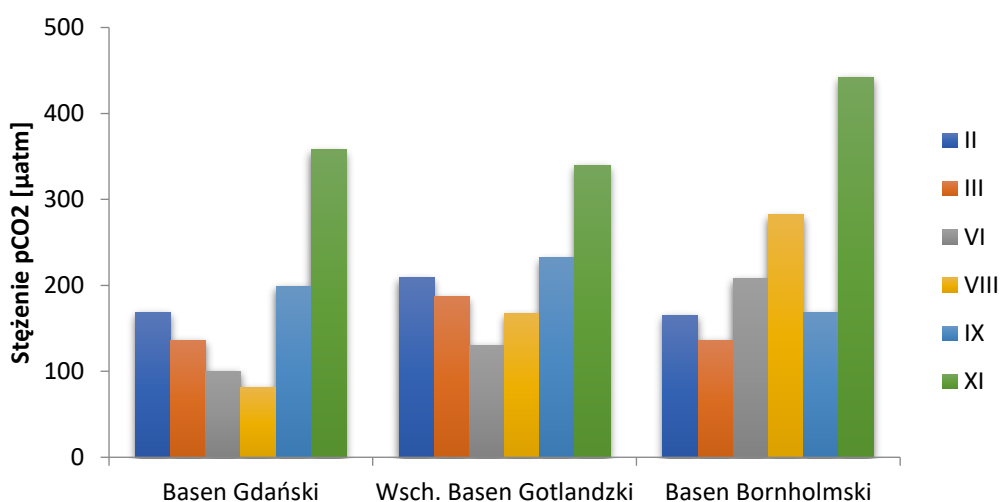
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021
Basen Gdański	82	39 ↓	2550	587 ↓	639	358 ↓
Wschodni Basen Gotlandzki	87	73 ↓	4402	453 ↓	771	340 ↓
Basen Bornholmski	78	67 ↓	3710	1013 ↓	569	442 ↓

Wartości średnie stężenia pCO_2 zmierzone w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w Basenie Bornholmskim w 2021 r., obliczone na podstawie wyników ze stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku były w zakresie od 165 do 442 μatm , przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała marzec, a największa listopad. W roku ubiegłym wartości pCO_2 mieściły się w zakresie 148 do 1538 μatm . W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego wynosiła od 130 μatm do 340 μatm . W Basenie Gdańskim średnie wartości ciśnienia parcjalnego w poszczególnych miesiącach pozostawały w zakresie od 81 μatm w listopadzie do 358 μatm w marcu (Rys. II.16.).

Najwyższą wartość maksymalną dwutlenku węgla odnotowano w listopadzie w rejonie Basenu Bornholmskiego, która wynosiła 1013 μatm , w pozostałych miesiącach prowadzenia pomiarów wartości pCO_2 były w zakresie od 134 μatm do 587 μatm . Odnotowano spadek stężenia ciśnienia parcjalnego w porównaniu do roku ubiegłego w marcu w Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim a także we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Zalewska 2020).

Jedynie w listopadzie (jesienią), oznaczono najwyższe wartości pCO_2 ze wszystkich odbytych rejsów badawczych, w lutym (zimą) wartości te były znacznie niższe od tych odnotowanych w listopadzie. Dzieje się tak gdyż w miesiącach ciepłych nadmiar CO_2 zużywany jest przez fitoplankton do procesów życiowych, wtedy też Bałtyk pochłania dwutlenek węgla

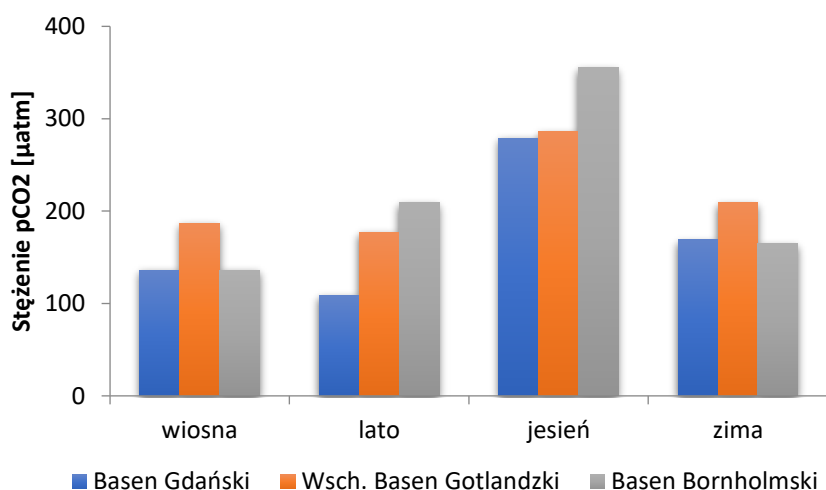
z atmosfery. Taki stan rzeczy jest w głównej mierze powodowany nasilającą się w ostatnich latach eutrofizacją (Zalewska 2019).



Rys. II.16. Wartości średnie pCO_2 (μatm) w 2021 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.

Morza i Oceany oddziałują w wymianie z atmosferą dwójako, czyli jest naprzemiennie źródłem oraz pochłaniaczem CO₂. Ma to związek z dużym dopływem związków organicznych np. z rzek, które ulegają w morzu mineralizacji, podczas której powstaje CO₂. Powstały podczas tej reakcji nadmiar CO₂, emitowany jest do atmosfery.

Według doniesień literaturowych największą zawartość CO₂ w wodach morskich obserwuje się jesienią i zimą, natomiast w okresie letnim jego ciśnienie parcjale pozostaje na niższym poziomie (Kuliński i Pempkowiak, 2011). Taka zależność została potwierdzona 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 CO₂ na skutek mineralizacji materii organicznej. Wiosną, kiedy zaczyna się kształtować stratyfikacja termalna i rozpoczyna się okres wzmożonej produkcji pierwotnej, CO₂ jest zużywane w trakcie procesu fotosyntezy. Przyczynia się to do spadku pCO₂ i wzrostu pH co zostało potwierdzone w roku 2021. W roku 2021 odnotowano sześciokrotny spadek wartości pCO₂ wiosną w stosunku do roku ubiegłego (Rys. II.17.) Wartości pCO₂ w poszczególnych akwenach wynosiły od 2385 do 1666 μ atm. Bardzo duży wzrost ciśnienia parcjale jest spowodowany tendencją spadkową wartości pH, w roku bieżącym odnotowano wzrost pH do roku ubiegłego. Wysokie wartości pCO₂ mogą być spowodowane dekompozycją materii organicznej przy ograniczonej dostępności tlenu w wodach głębinowych. Część materii organicznej wyprodukowanej w warstwie eufotycznej opada do dna, gdzie ulegając częściowej mineralizacji prowadzi do uwalniania CO₂. W niektórych głębokowodnych obszarach Bałtyku Właściwego występują dłuższe okresy stagnacji, kiedy, z powodu braku tlenu materia organiczna jest utleniana w wyniku redukcji siarczanów. (Müller i in., 2016; Kuliński i in., 2014). Najniższe wartości pCO₂ zaobserwowano latem w Basenie Gdańskim, które nie przekraczały 39 μ atm i były czterokrotnie niższe niż w roku ubiegłym (150 μ atm) 14-krotnie niższe w porównaniu do roku 2019 (573 μ atm).



Rys. II.17. Sezonowe zmiany średnich wartości pCO₂ (μ atm) w 2021 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.

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 produktyności 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 rozpoczynają 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:

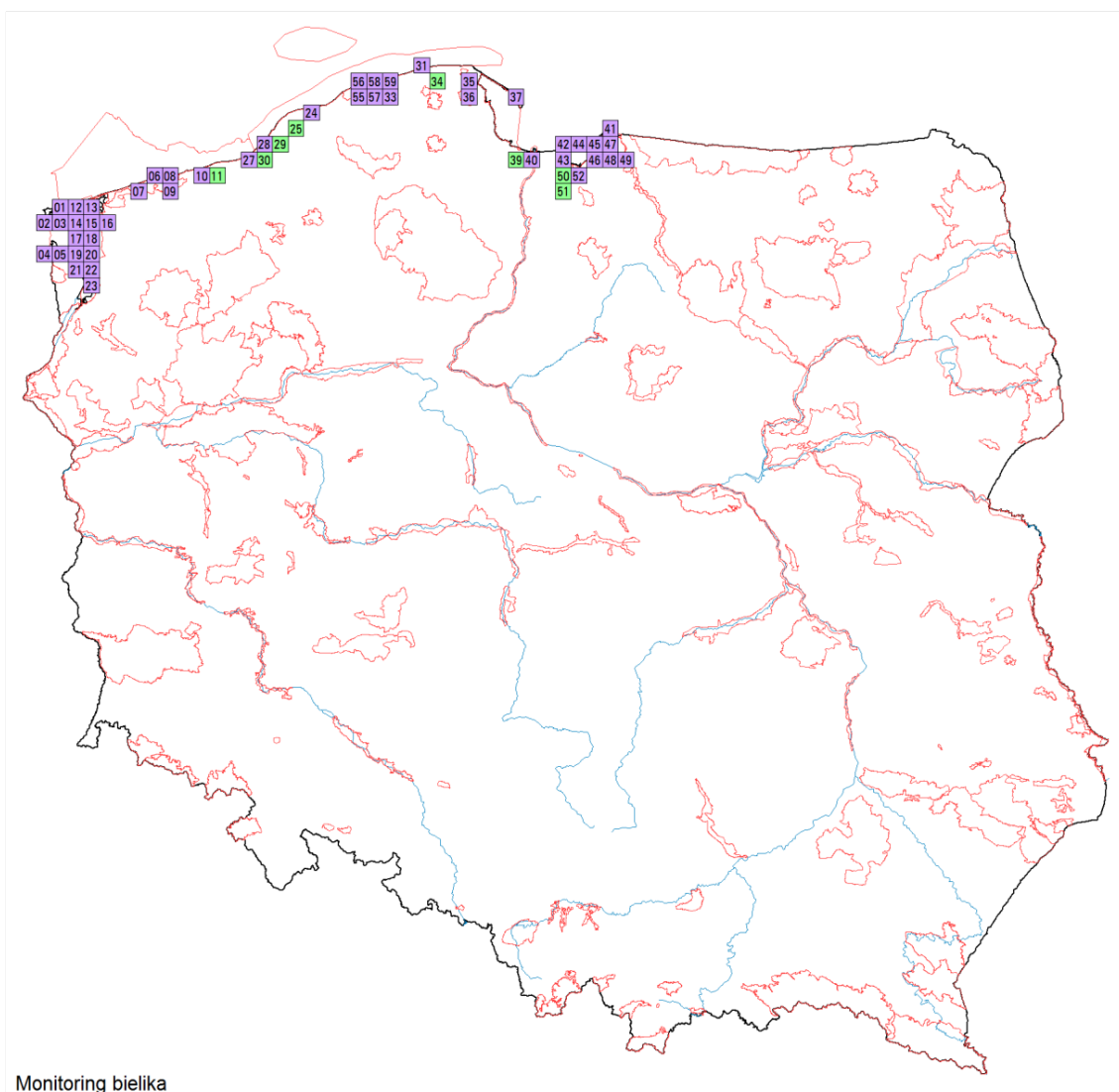
1. sukces lęgowy – wskaźnik określający procentowy udział par, które odchowwały młode w stosunku do liczby wszystkich par ze znanym końcowym efektem lęgu;
2. liczba młodych na parę z sukcesem – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę z lęgiem skutecznym;
3. liczba młodych na parę lęgową – średnia 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 2021 roku skontrolowano 120 rewirów bielika w obrębie 54 powierzchni (Rys. II.18).



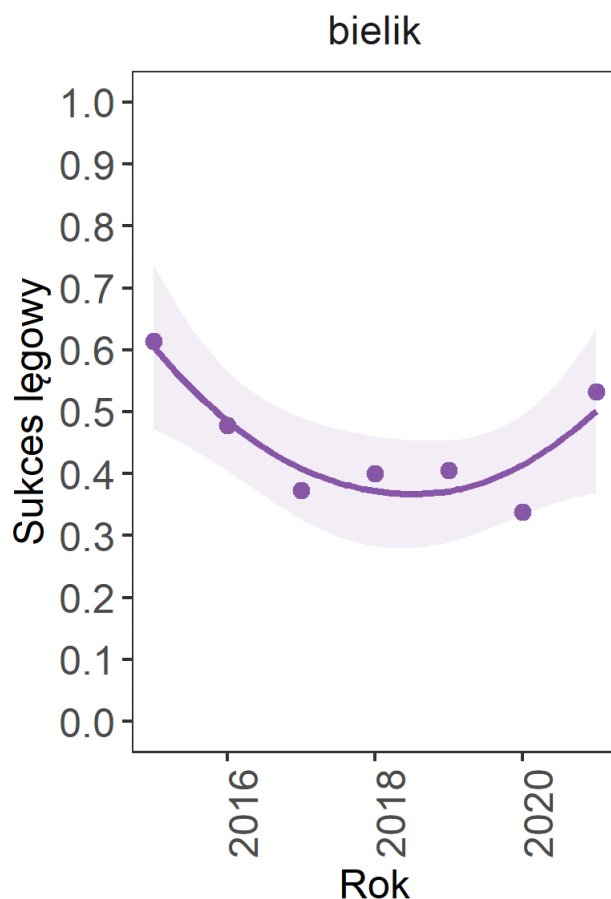
Monitoring bielika

Rys. II.18. Rozmieszczenie powierzchni skontrolowanych w ramach MPB w roku 2021. Wyróżniono powierzchnie w OSOP Natura 2000 (kolor fioletowy, n=46) oraz poza nimi (kolor zielony, n=8).

W 2021 roku skontrolowano 120 rewirów lęgowych bielika, spośród których 106 zasiedlone były przez ptaki. W 92 rewirach (87%) ustalono końcowy wynik lęgu, z czego 49 gniazd (53%) 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 49 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem, a sukces lęgowy wyniósł w 2021 roku 53,3%. 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 2021 roku odnotowano silne przestrzenne zróżnicowanie sukcesu lęgowego – bardzo wysoki poziom tego parametru stwierdzono na obrzeżach Zalewu Szczecińskiego, a skrajnie niski poziom w rejonie Zalewu Wiślanego i Mierzei Wiślanej. Spośród 43 gniazd, w których na badanym obszarze stwierdzono stratę lęgu, 14 skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewa. W 6 gniazdach stwierdzono niezależone jaja lub skorupki jaj, w 8 przypadkach gniazda były odnowione, ale nie nosiły śladów wysiadywania.



Rys. II.19. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2021. Linia zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.

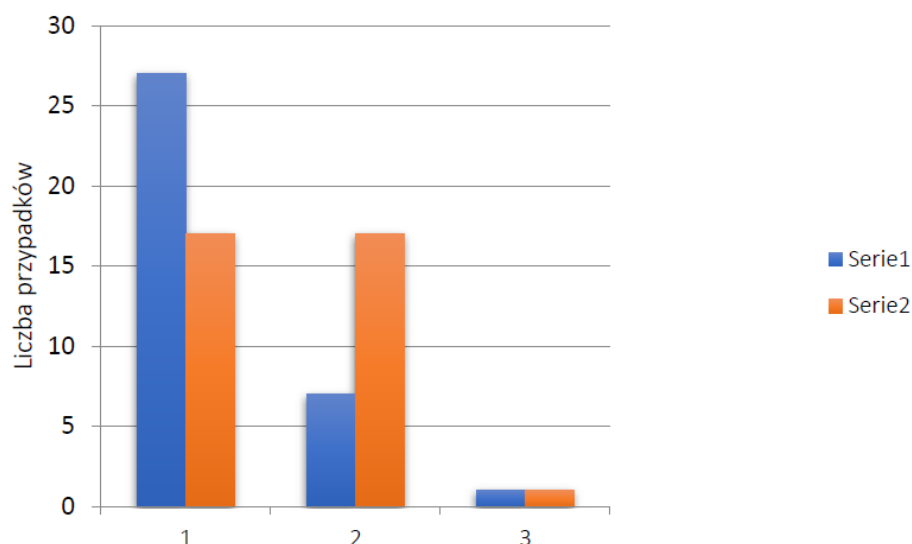
Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem lęgowym

Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM produkcję młodych przeliczono metodą z wykorzystaniem informacji wyłącznie z gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Skontrolowano w ten sposób 49 gniazd, przy czym w 35 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 dwupiskłowe zdarzały się równie często (Rys. II.20). Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywany wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wynosił około 19% (na 54 pisklęta przebywające w gniazdach, z ziemi nie wykryto 10). Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem wynosi 1,54 w przypadku kontroli wnętrza gniazda i 1,26 dla kontroli dokonanych z ziemi (Tabela II.4).

Tabela II.4. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2021 roku w 35 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.

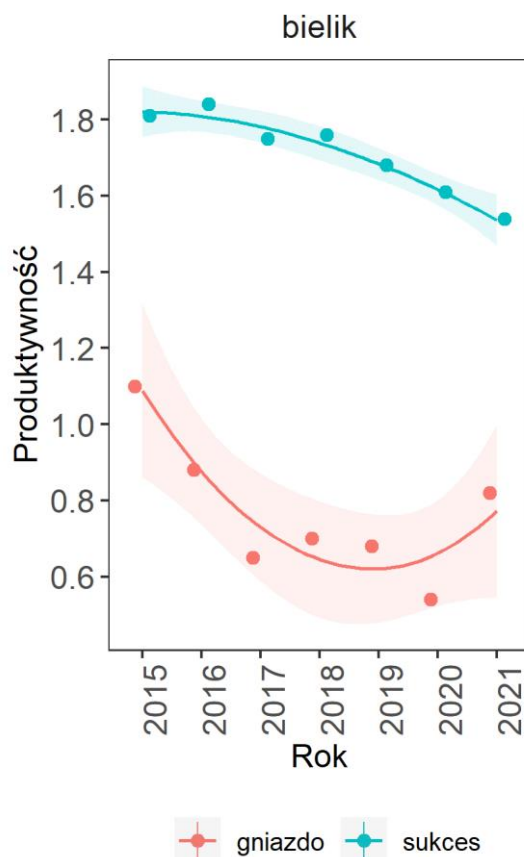
	Kontrola z ziemi	Kontrola wnętrza gniazda
Liczba kontrolowanych rewirów z sukcesem	35	35
Liczba piskląt	44	54
Liczba lęgów z 1 pis.	27	17
Liczba lęgów z 2 pis.	7	17
Liczba lęgów z 3 pis.	1	1
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem	1,26	1,54



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 ($1,54 \times 53,3\%$). Produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w 2021 roku wynosi zatem 0,82 (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 2021 („gniazdo”). Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.

Podsumowanie

1. W 2021 roku skontrolowano 120 stanowisk lęgowych bielika. W 106 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków.
2. Spośród 92 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 49 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w 2021 roku 53,3%.
3. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 35 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,54 młodego na gniazdo z sukcesem. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wyniósł około 19% (zaniżenie).
4. Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2021 roku wyniosła 0,82.

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

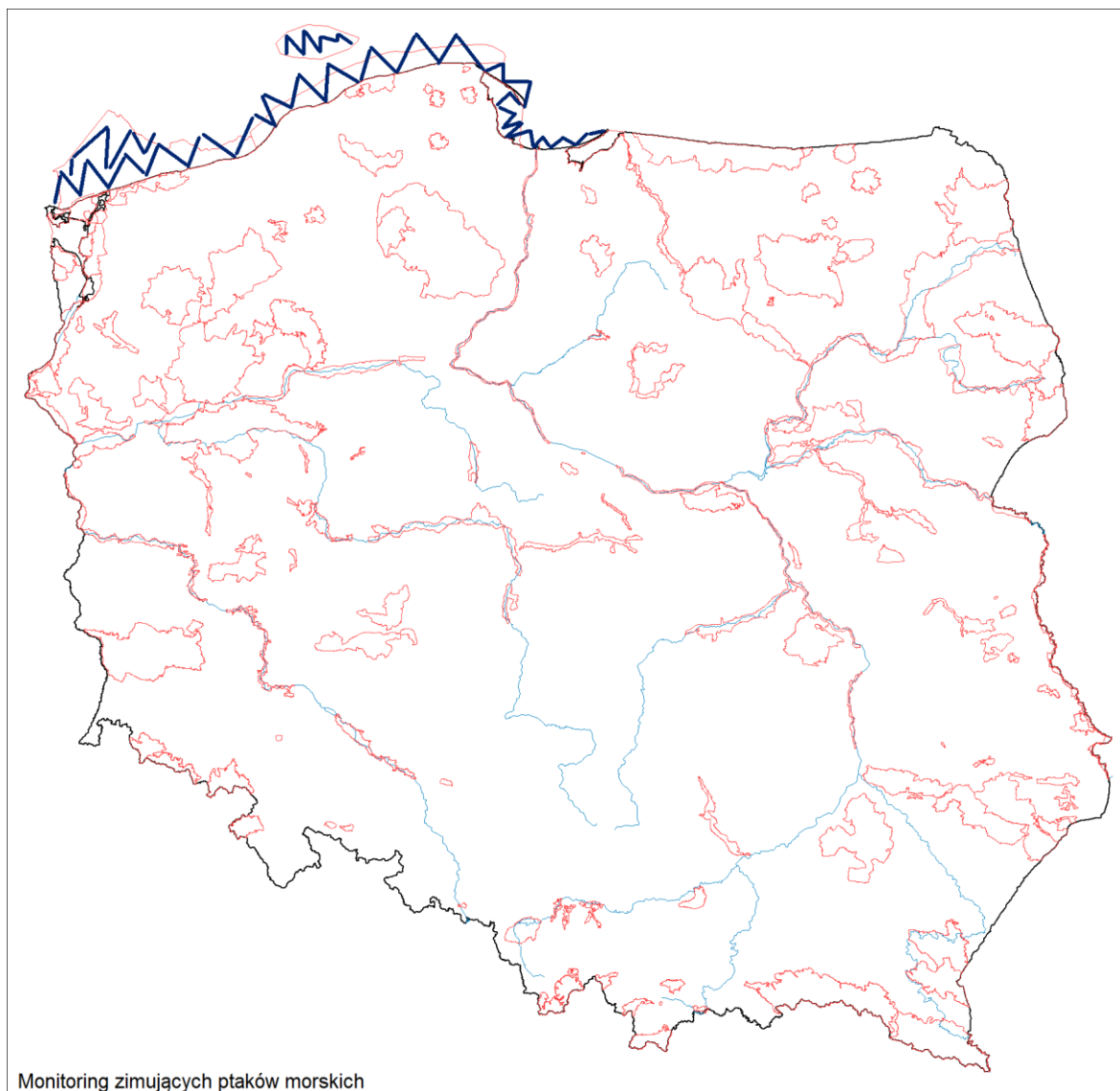
Badania nad liczebnością i rozmieszczeniem ptaków na akwenach morskich na całym świecie prowadzone są w oparciu o uznane i uzgodnione standardy (Komdeur i in. 1992), co zapewnia porównywalność uzyskiwanych wyników. Stały się one także standardem w Polsce (Meissner 2011), gdzie liczenia ptaków przeprowadza się z pokładów statków. Liczenia lotnicze są wprawdzie 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 bardzo 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 statkach 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 skierowany jest przede wszystkim na ocenę liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim (Tabela II.5). W tej grupie, nazywanej grupą gatunków podstawowych, znalazły się ptaki występujące licznie wzdłuż polskich wybrzeży (lodówka, markaczka, uhla), 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.5. 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.22).



Rys. II.22. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.

Metody analizy danych

Dla każdego gatunku przedstawiono dwa, standardowo uzyskiwane w Monitoringu Ptaków Polski, wskaźniki: rozpowszechnienia oraz liczebności. Oba wskaźniki zostały obliczone w oparciu o sumaryczną liczbę osobników danego gatunku stwierdzoną na jednym transekcie, tj. w pasie do 600 metrów od statku oraz w locie w trakcie liczeń techniką „snap-shot”. Oba parametry obliczono dla danych z wielu sezonów uzyskując roczne wartości wskaźników oraz trend obu powyższych parametrów.

Dodatkowo przedstawiono dwa dodatkowe wskaźniki charakteryzujące zgrupowanie ptaków zimujących na morzu:

- 1) wskaźnik zagęszczenia określający liczbę ptaków w przeliczeniu na 1 km². Brane pod uwagę tu były osobniki przebywające w obrębie 600 m pasa transektu i przelatujące, zarejestrowane w momencie liczenia techniką „snapshot”,
- 2) wskaźnik częstości określający całkowitą liczebność osobników danego gatunku w przeliczeniu na 1 godzinę rejsu. Przy jego obliczaniu brano pod uwagę wszystkie obserwacje, zarówno ptaki siedzące i przelatujące w obrębie transektu, jak i poza nim.

Przeprowadzono również szczegółową analizę występowania gatunków na transektach, którą ograniczono do najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych, dla których dane zebrane w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich dają wiarygodne wyniki.

Wskaźnik liczebności i rozpowszechnienia

Metodyka badań terenowych wykorzystywana w programie MZPM nie zakłada wykrywania wszystkich osobników danego gatunku na badanym obszarze – podczas kontroli wykrywana jest tylko pewna część osobników obecnych na kontrolowanej powierzchni, choć oczywiście podczas pojedynczej kontroli może się zdarzyć, że wykryte zostaną wszystkie osobniki. Wynikiem jest więc wskaźnik (indeks), mówiący o względnej liczebności populacji, skorelowanej z całkowitą liczebnością. Dzięki maksymalnej standaryzacji wszelkich możliwych warunków wykonywania liczeń (stały układ transektów, podobna prędkość przemieszczania się statku, corocznie zbliżone daty kontroli) w stosowanej tutaj metodyce sondażowej (reprezentacyjnej) przyjmowane jest założenie, że w kolejnych latach wykrywana jest podobna proporcja populacji i jeżeli liczebność danego gatunku na danej powierzchni spada, stan ten znajduje odzwierciedlenie w odpowiednio mniejszej liczbie osobników rejestrowanych w trakcie kontroli terenowych, mimo iż wciąż nie są to wszystkie obecne osobniki. W tego typu podejściu, dany wskaźnik w pierwszym roku badań definiuje się jako 1,00 (lub 100%), a wskaźniki uzyskiwane w kolejnych latach pokazują stosunek wartości wskaźnika w danym roku do wartości w roku bazowym (pierwszym roku badań). Przykładowo, wartość wskaźnika 1,30 (lub 130%) oznacza, że w danym roku wskaźnik ten było o 30% wyższy niż w roku bazowym.

Parametrem ilościowym, który charakteryzuje zajęcie określonej przestrzeni przez gatunek, jest rozpowszechnienie, czyli procentowo wyrażona częstość występowania. Śledzenie zmian rozpowszechnienia w czasie jest przydatne do rejestrowania dynamiki zmian zajmowania obszaru. Parametr ten można stosować do wskazania stopnia zasiedlenia badanego obszaru w różnej skali przestrzennej.

Wskaźnikiem rozpowszechnienia jest liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek, odniesiona do liczby wszystkich transektów wzdłuż których przeprowadzono liczenie.

Wartość wskaźnika rozpowszechnienia wyrażana jest w skali procentowej i obliczana ze wzoru:

$$R = x/N \times 100\%,$$

gdzie: x – liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek, N – liczba wszystkich skontrolowanych transektów.

Trendy zmian wskaźników

Dane, zebrane wzdłuż tych samych transektów w kolejnych latach, umożliwiają śledzenie zmian liczebności i rozpowszechnienia populacji ptaków. Stwierdzenie czy liczebność danej populacji maleje czy rośnie (lub czy zmniejsza się czy rośnie jej rozpowszechnienie) odbywa się poprzez dopasowanie danych odnoszących się do konkretnego gatunku do modelu wykładniczego i oszacowanie wartości lambda (λ) opisującej tempo zmian. Lambda określa stosunek liczebności gatunku uzyskany w roku bieżącym do liczebności w roku ubiegłym, będącej podstawowym i jedynym

parametrem tego modelu. Oszacowania trendów w omawianym przypadku to średnie roczne tempo zmian liczebności populacji (λ) w modelu wykładniczym:

$$N_t = \lambda \times N_{t-1}$$

gdzie: N_t – wartość parametru (tu: liczebności populacji) w roku t , N_{t-1} – wartość parametru w roku poprzedzającym rok t , λ – współczynnik modelu.

Ze wzoru wynika, że jeśli $\lambda=1,00$, to liczebność populacji w roku t nie zmienia się w stosunku do roku $t-1$ czyli populacja jest stabilna liczebnie. Analogicznie, jeśli $\lambda=1,05$, to liczebność populacji w danym roku wzrosła o 5% w stosunku do roku poprzedzającego. Dla wartości λ mniejszych od 1,00, odpowiednie wartości N_t będą maleć (populacja będzie zmniejszać liczebność lub rozpowszechnienie). Obliczenia polegające na oszacowaniu wskaźników liczebności oraz λ , wykonywane są w programie TRIM 3.54, opracowanym przez Statistics Netherlands, a ich analiza opiera się na modelach log-liniowych, szacujących efekt roku i powierzchni próbnej, które uwzględniają trwałe zróżnicowanie liczebności na różnych powierzchniach kontrolowanych w kolejnych latach (Pannekoek i van Strien 2005). Wskaźniki liczebności są estymatorami punktowymi i pokazują stosunek liczebności określonego gatunku w danym roku do liczebności, jaką osiągał w pierwszym roku prowadzenia monitoringu. Miara niepewności oszacowania wskaźnika dla każdego roku charakteryzowana jest przez błąd standardowy (przekładający się na przedziały ufności: przedział ufności $\approx 1,96 \times$ błąd standardowy) i zależy od „naturalnej” zmienności wyników oraz ilości danych. Dla słabo rozpowszechnionych lub/i mało licznych gatunków, ocena zmian liczebności obarczona będzie dużym błędem, co praktycznie uniemożliwi wykrycie (niewielkich) zmian liczebności. Ponieważ kryteria klasyfikacji trendów używane w programie TRIM (Tabela II.6) są bezpośrednio związane z szerokością przedziału ufności, im większy błąd oszacowania, tym mniejsza szansa, że trend zostanie zaklasyfikowany jako istotny, mimo że w rzeczywistości zmiany liczebności mają miejsce (kierunkowe zmiany liczebności populacji mogą pozostać niewykryte, gdy precyzja oceny jest niska).

Tabela II.6. Klasyfikacja trendów zmian liczebności.

Kategoria trendu	Opis	Symbol
silny wzrost	istotny wzrost, większy niż 5% na rok; dolna granica przedziału ufności $>1,05$	$\uparrow\uparrow$
umiarkowany wzrost	istotny wzrost, ale nie większy niż 5% na rok; dolna granica przedziału ufności między 1,00 a 1,05	$\uparrow$
stabilny	brak istotnego wzrostu czy spadku i na pewno trend jest mniejszy niż 5% na rok; dolna granica przedziału ufności $>0,95$ a górna granica przedziału ufności $<1,05$	$\leftrightarrow$
nieokreślony	brak istotnego wzrostu lub spadku, ale nie ma pewności, że trendy są mniejsze niż 5% na rok; dolna granica przedziału ufności $<0,95$ lub górna granica $>1,05$	?
umiarkowany spadek	istotny spadek, ale nie większy niż 5% na rok; górna granica przedziału ufności między 0,95 a 1,00	$\downarrow$
silny spadek	istotny spadek większy niż 5% na rok; górna granica przedziału ufności $>0,95$	$\downarrow\downarrow$

Organizacja i metodyka prac terenowych

Liczenia wykonano na wszystkich 56 transektach. Optymalnym terminem liczenia był okres od 10 do 31 stycznia. Pierwszy rejs udało się wykonać 7 stycznia. Kilukrotnie liczenia były przerywane na wiele dni z powodu niesprzyjającej pogody. Ostatni rejs wykonano 3 lutego (Tabela II.7). 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).

Tabela II.7. Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.

Akwen	Terminy rejsów
Ławica Słupska	23.01.2021
Wody terytorialne	7-10.01.2021, 24-25.01.2021 17.01.2021, 1-3.02.2021
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	1-2.02.2021

Całkowita długość transektów w roku 2021 osiągnęła 882,8 km, z czego 83,4 km przypadło na Ławicę Słupską, a 115,0 km na Zatokę Pomorską poza 12-milową strefą wód terytorialnych (Tabela II.8). Powierzchnia objęta obserwacjami w obrębie transektów wyniosła w sumie 528,9 km² (Tabela II.8), 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 2021 całkowity czas, podczas którego liczono ptaki wyniósł 56 godzin i 28 minut, z czego na Ławicę Słupską przypadło 5 godzin i 17 minut, na Zatokę Pomorską poza pasem wód terytorialnych 7 godzin i 42 minuty, a na pas wód terytorialnych 43 godziny i 29 minut.

Tabela II.8. 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 2021 roku ogółem stwierdzono 51 392 osobniki ptaków wodnych z 28 gatunków oraz 181 osobników, których przynależność gatunkowa nie została określona. Daje to w sumie 51 573 ptaki wodne policzone podczas 56 godzin i 28 minut rejsów, z czego 28 279 osobników przebywało w pasie transektu (Tabela II.9). Ptaki nieoznaczone co do gatunku stanowiły zaledwie 0,4% 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: łodówki i uhli (Tabela II.9). Z pozostałych gatunków jedynie liczebność markaczki i mewy srebrzystej przekroczyła 1000 osobników wśród wszystkich odnotowanych podczas liczeń (w przypadku markaczki również w pasie transektu).

Tabela II.9. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2021 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	14116	26,7	21566	381,9
uhła	10900	20,6	22695	401,9
markaczka	2207	4,2	3494	61,9
mewa srebrzysta	557	1,1	2366	41,9
alka	90	0,2	198	3,5
kormoran	89	0,2	267	4,7
perkoz dwuczuby	76	0,1	105	1,9
nurzyk	74	0,1	124	2,2
mewa siwata	32	+	53	0,9
nur rdzawoszyi	27	+	88	1,6
edredon	19	+	164	2,9
perkoz rogaty	18	+	21	0,4
nur czarnoszyi	15	+	50	0,9
perkoz rdzawoszyi	11	+	12	0,2
mewa siwa	11	+	60	1,1
nurnik	5	+	7	0,1
ogorzałka	3	+	27	0,5
łabędź niemy	2	+	11	0,2
wydrzyk wielki	1	+	2	+
głuptak	1	+	6	0,1
szlachar	1	+	23	0,4
nurogęs			16	0,3
krzyżówka			12	0,2
czernica			11	0,2
gągoł			10	0,2
śmieszka			2	+
mewa mała			1	+
gęgawa			1	+
Osobniki nieznaczone co do gatunku				
alka nieznaczone	13	+	36	0,6
nur nieznaczone	11	+	145	2,6
RAZEM	28279	53,4	51573	913,3

Trzy najliczniejsze gatunki ptaków morskich: lodówka, uhła i markaczka, stanowiły w sumie aż 96,4% ptaków stwierdzonych w pasie transektów oraz 93% spośród wszystkich zaobserwowanych ptaków (Tabela II.10). Poziom 1% udziału w ugrupowaniu ptaków zarejestrowanych podczas liczenia przekroczyła jeszcze mewa srebrzysta, co jest zbliżone z wynikami z poprzednich sezonów (Chodkiewicz i in. 2016, 2018). Pozostałe gatunki były znacznie mniej liczne. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich z dominacją trzech gatunków kaczek morskich jest typowa dla większości akwenów Bałtyku położonych z w strefie głębokości od kilku do 39 m (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011).

Tabela II.10. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2021 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
łodówka	14116	50,00%	21566	42,00%
uhła	10900	38,60%	22695	44,20%
markaczka	2207	7,80%	3494	6,80%
mewa srebrzysta	557	2,00%	2366	4,60%
alka	90	0,30%	198	0,40%
kormoran	89	0,30%	267	0,50%
perkoz dwuczuby	76	0,30%	105	0,20%
nurzyk	74	0,30%	124	0,20%
mewa siwata	32	0,10%	53	0,10%
nur rdzawoszyi	27	+	88	0,20%
edredon	19	+	164	0,30%
perkoz rogaty	18	+	21	+
nur czarnoszyi	15	+	50	0,10%
perkoz rdzawoszyi	11	+	12	+
mewa siwa	11	+	60	+
numnik	5	+	7	+
ogorzałka	3	+	27	+
łabędź niemy	2	+	11	+
wydrzyk wielki	1	+	2	+
głuptak	1	+	6	+
szlachar	1	+	23	+
nurogęs		+	16	+
krzyżówka		+	12	+
czernica		+	11	+
gągoł		+	10	+
śmieszka		+	2	+
mewa mała		+	1	+
gęgawa		+	1	+
RAZEM	28255	100%	51392	100%

W pasie wód terytorialnych zanotowano 10 gatunków z grupy podstawowych dla monitoringu oraz 18 innych gatunków ptaków wodnych. Najliczniejszymi gatunkami były uhła i łodówka. Markaczka oraz mewa srebrzysta były kolejnymi gatunkami, dla których wskaźniki zagęszczenia przekroczyły 1 os./km², a wskaźniki częstości przekroczyły 20 os./godz. rejsu (Tabela II.11). Inne gatunki były znacznie mniej liczne.

Tabela II.11. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2021 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./h rejsu]
lodówka	8095	19,7	18258	419,9
uhla	7568	18,4	11353	261,1
markaczka	611	1,5	1215	27,9
mewa srebrzysta	528	1,3	2283	52,5
alka	85	0,2	192	4,4
kormoran	82	0,2	256	5,9
perkoz dwuczuby	74	0,2	103	2,4
nurzyk	69	0,2	101	2,3
mewa siwata	30	+	50	1,1
nur rdzawoszyi	27	+	87	2
edredon	19	+	164	3,8
perkoz rogaty	14	+	17	0,4
nur czarnoszyi	11	+	59	1,4
perkoz rdzawoszyi	9	+	10	0,2
mewa siwa	9	+	43	1
nurnik	3	+	4	+
ogorzałka	3	+	27	0,6
łabędź niemy	2	+	11	0,3
wydrzyk wielki	1	+	1	+
głuptak	1	+	2	+
szlachar	1	+	23	0,5
nurogęs			16	0,4
krzyżówka			12	0,3
czernica			11	0,3
gągoł			10	0,2
śmieszka	1	+	2	+
gęgawa	1	+	1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	11	+	139	3,2
alka nieoznaczona	10	+	32	0,7
RAZEM	17263	42	34481	793

W Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych stwierdzono 9 gatunków z grupy gatunków podstawowych. Liczebnie dominowały tu lodówka i uhla, osiągając najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia i częstości spośród trzech akwenów wyróżnionych w Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich (Tabela II.12). Na Zatoce Pomorskiej odnotowano też najwyższe wartości wskaźników zagęszczenia i częstości dla markaczki. Obszar ten 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).

Tabela II.12. 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 2021 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./h rejsu]
lodówka	4976	72,1	7773	1009,5
uhla	2261	32,8	3550	461
markaczka	1596	23,1	2279	296
mewa srebrzysta	11	0,2	36	4,7
kormoran	7	0,1	11	1,4
perkoz rogaty	4	+	4	0,5
nurzyk	3	+	21	2,7
nur czarnoszyi	3	+	4	0,5
nurnik	2	+	2	0,3
mewa siodłata	2	+	3	0,4
perkoz rdzawoszyi	2	+	2	0,3
perkoz dwuczuby	1	+	1	0,1
głuptak			4	0,5
śmieszka			1	0,1
wydrzyk wielki			1	0,1
nur rdzawoszyi			1	0,1
mewa siwa			1	0,1
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	5	+		
RAZEM	8873	128,6	13694	1778,4

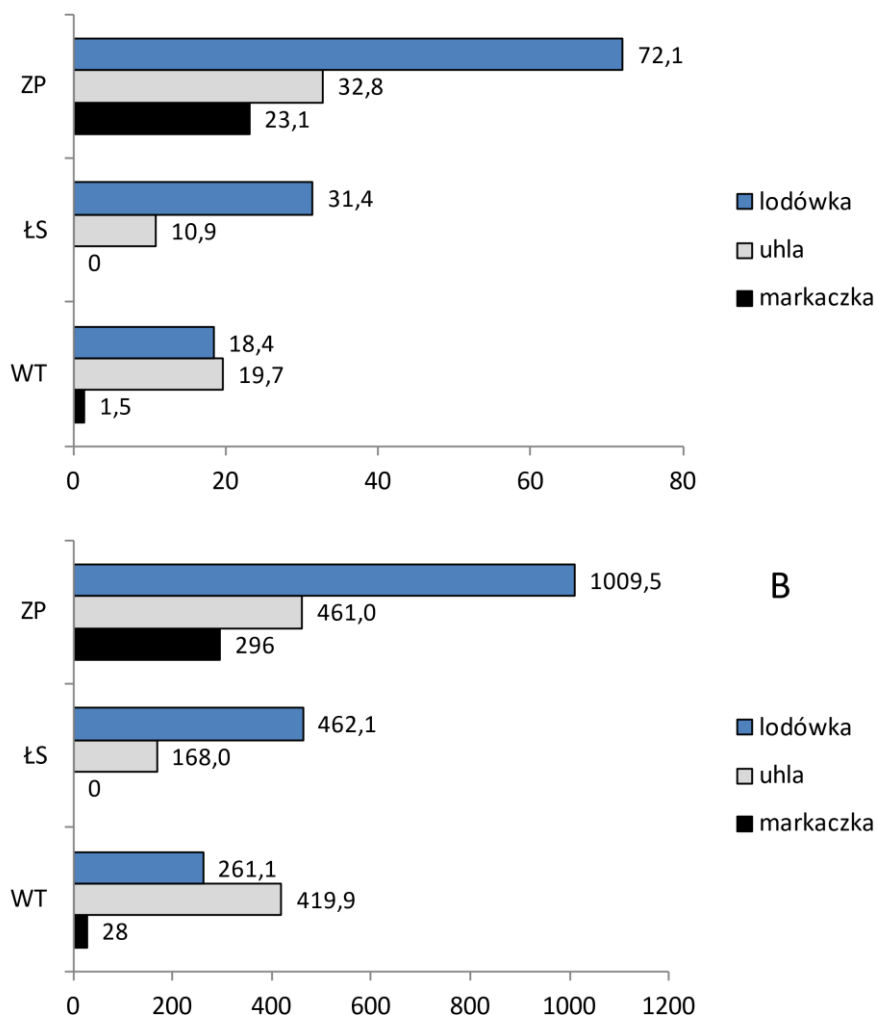
Na Ławicy Słupskiej odnotowano obecność 6 gatunków ptaków morskich z grupy gatunków podstawowych. Lodówka była tutaj najliczniejszym gatunkiem, wyraźnie liczniejszym od uhla (Tabela II.13). Ławica Słupska była (Durinck i in. 1994) i nadal jest jednym z ważniejszych zimowisk lodówek na Bałtyku (Skov i in. 2011). Liczebność uhla w ostatnich latach stopniowo się tutaj zwiększa (Chodkiewicz i in. 2018). Podczas liczenia wykonywanego w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w latach 2011 i 2012 w pasie transektów zaobserwowano tam zaledwie 72 i 31 osobników tego gatunku, a w ostatnich czterech latach (2018–2021) było to już odpowiednio 1317, 167, 271 i 554 osobników.

Tabela II.13. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2021 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./h rejsu]
lodówka	1572	31,4	2440	462,1
uhla	544	10,9	887	168
mewa srebrzysta	18	0,4	47	8,9
alka	5	0,1	6	1,1
nur czarnoszyi	3	+	3	0,6
nurzyk	2	+	2	0,4
mewa mała			1	0,2

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
perkoz dwuczuby	1	+	1	0,2
numik			1	0,2
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona	3	+	4	0,8
nur nieoznaczony			1	0,2
RAZEM	2148	43,0	3393	642,6

Podobnie jak w poprzednich sezonach najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych były kaczki morskie: lodówka, uhla i markaczka (Tabela II.9). Lodówka była gatunkiem o najwyższym zagęszczeniu i wskaźniku częstości występowania na Ławicy Słupskiej, na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych. Natomiast w pasie wód terytorialnych najwyższą wartość obu wskaźników osiągnęła uhla (Rys. II.23). Najwięcej markaczek spotkano na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych, natomiast na Ławicy Słupskiej nie zaobserwowano ani jednego osobnika tego gatunku (Rys. II.23).



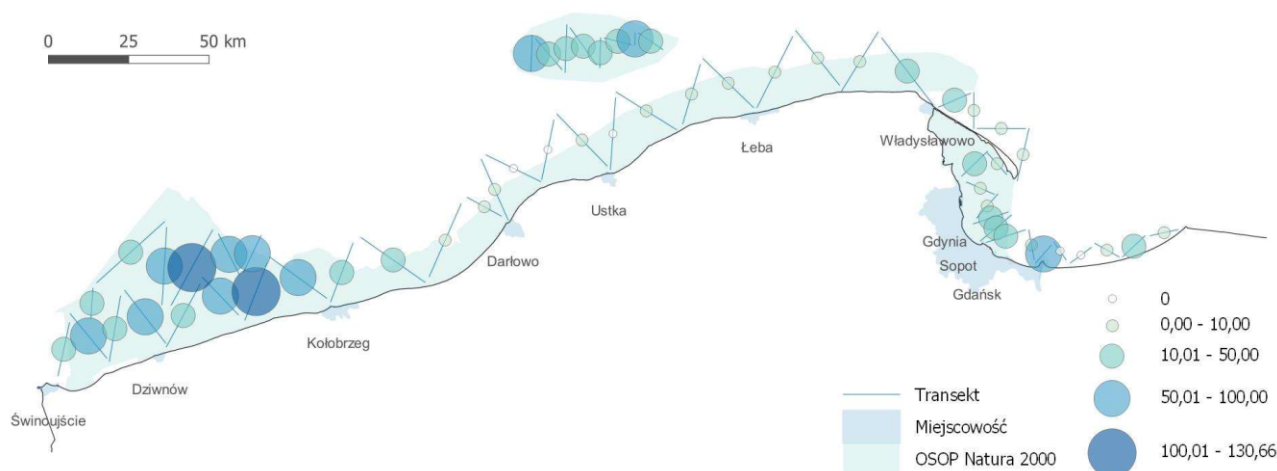
Rys. II.23. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2021 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.

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

Najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia lodówki (Rys. II.24) zaobserwowano na Zatoce Pomorskiej w strefie otwartego morza. Maksymalnie stwierdzono tam 131 os./km², a na wszystkich transektach wskaźnik przekraczał wartość 50 os./km². Warto zauważyć, że w poprzednich czterech sezonach bardzo duża koncentracja tego gatunku również przebywała w tym samym rejonie. Na Ławicy Słupskiej zanotowano także wysokie zagęszczenia tego gatunku, przekraczające 50 os./km², ale tylko na dwóch transektach położonych we wschodniej i zachodniej części tego akwenu. 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 ujścia Wisły, przekroczył on wartość 50 os./km² (Rys. II.24). Rozmieszczenie największych koncentracji lodówek w latach 2011–2021 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.

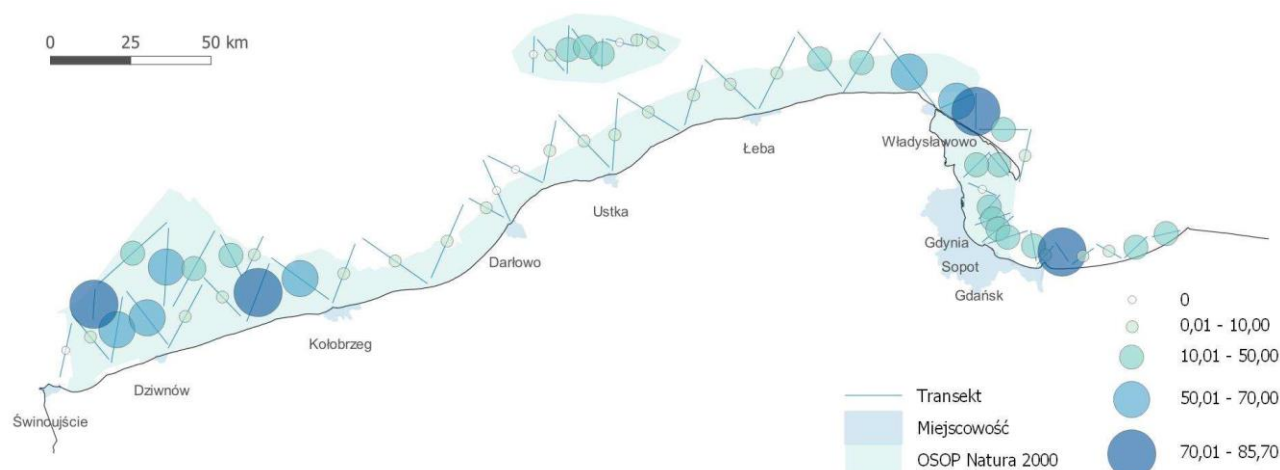


Rys. II.24. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.

Uhla

Gatunek ten najliczniej zimował na Zatoce Gdańskiej i na Zatoce Pomorskiej. Na tych akwenach odnotowano najwyższe wskaźniki zagęszczenia w granicach 70–86 os./km² (Rys. II.25). W środkowej części polskiej strefy Bałtyku uhle przebywały bardzo nieznacznie, co jest zbieżne z wynikami uzyskanymi w latach poprzednich. Ich nieco większe koncentracje stwierdzono między Łebą i Władysławowem. Na Ławicy Słupskiej maksymalne zagęszczenie przekroczyło 10 os./km². W stosunku do lat 2011–2014, gdy uhle na Ławicy Słupskiej spotykano nieznacznie, obserwuje się wzrost liczby ptaków tego gatunku na tym akwenie. W roku 2021 nie zaobserwowano dużych koncentracji uhli przy wybrzeżu Mierzei Wiślanej, gdzie dość często w poprzednich latach ptaki te gromadziły się w dużej liczbie.

Obraz rozmieszczenia uhli w latach 2011–2021 był podobny. Jedyne różnice to brak w latach 2013, 2015 i 2020 dużych stad tego gatunku w południowej części Zatoki Gdańskiej oraz spore wahania liczebności tego gatunku na Ławicy Słupskiej.

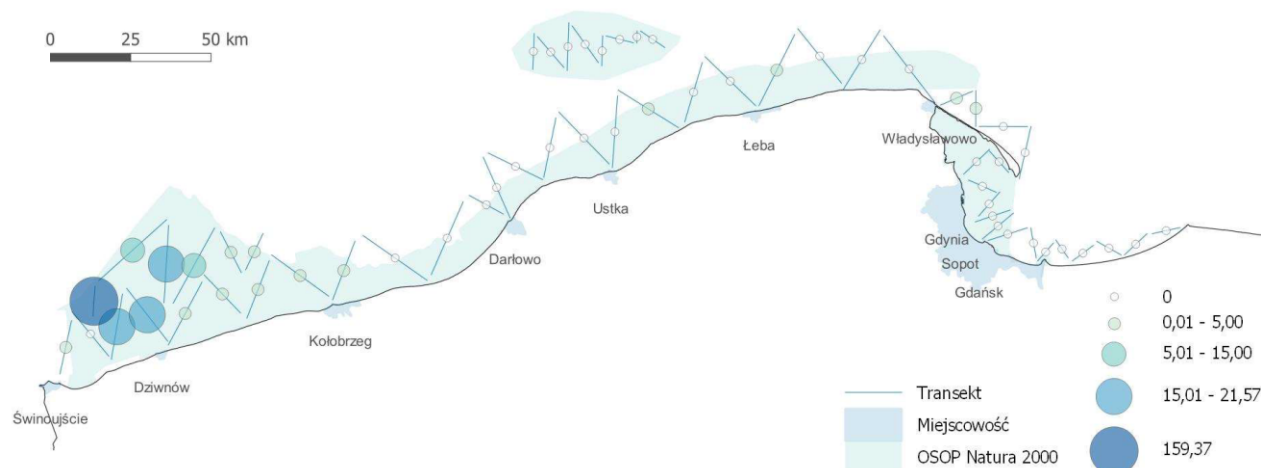


Rys. II.25. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.

Markaczka

Występowanie markaczek w 2021 roku, podobnie jak w poprzednich latach, ograniczone było prawie wyłącznie do Zatoki Pomorskiej (Rys. II.26), gdzie lokalnie wskaźnik zagęszczenia tego gatunku osiągnął wartość 159 os./km². Poza Zatoką Pomorską markaczkę notowano w niewielkich zagęszczeniach, których wskaźnik nie przekraczał wartości 5 os./km². Na Ławicy Słupskiej gatunku tego nie stwierdzono wcale.

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

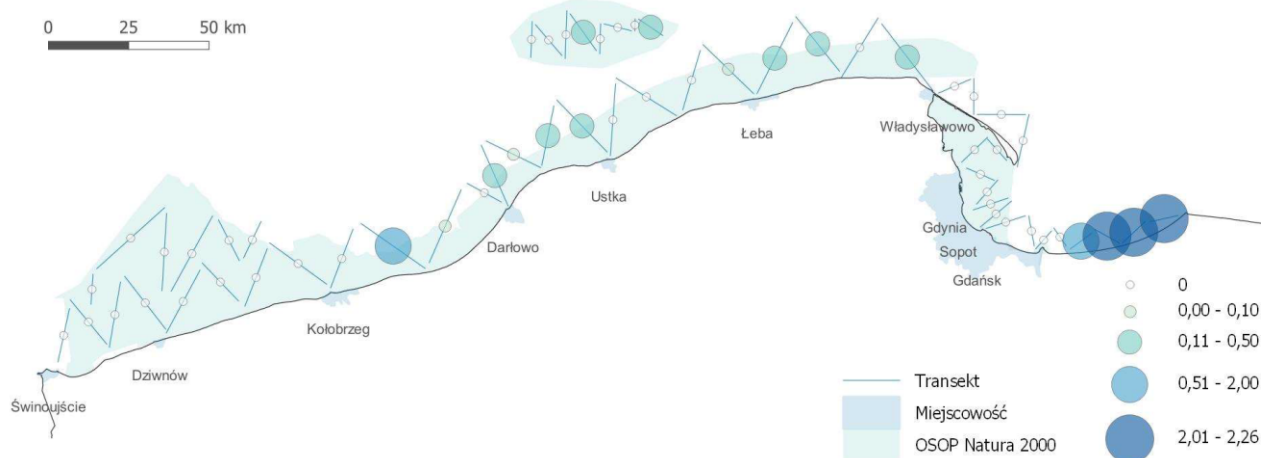


Rys. II.26. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.

Alka

Najwięcej osobników tego gatunku zaobserwowano na trzech transektach wzdłuż Mierzei Wiślanej, gdzie zanotowano zagęszczenia w granicach 2–2,3 os./km² oraz na wschód od Kołobrzegu, gdzie jej wskaźnik zagęszczenia przekroczył 1 os./km² (Rys. II.27). Gatunek ten notowano wzdłuż połowy transektów położonych w obrębie Przybrzeżnych Wód Bałtyku

oraz na dwóch transektach na Ławicy Słupskiej. Alki pojawiły się koło Kołobrzegu (Rys. II.27), gdzie wcześniej były obserwowane tylko w jednym sezonie. Na podstawie wyników z 11 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.

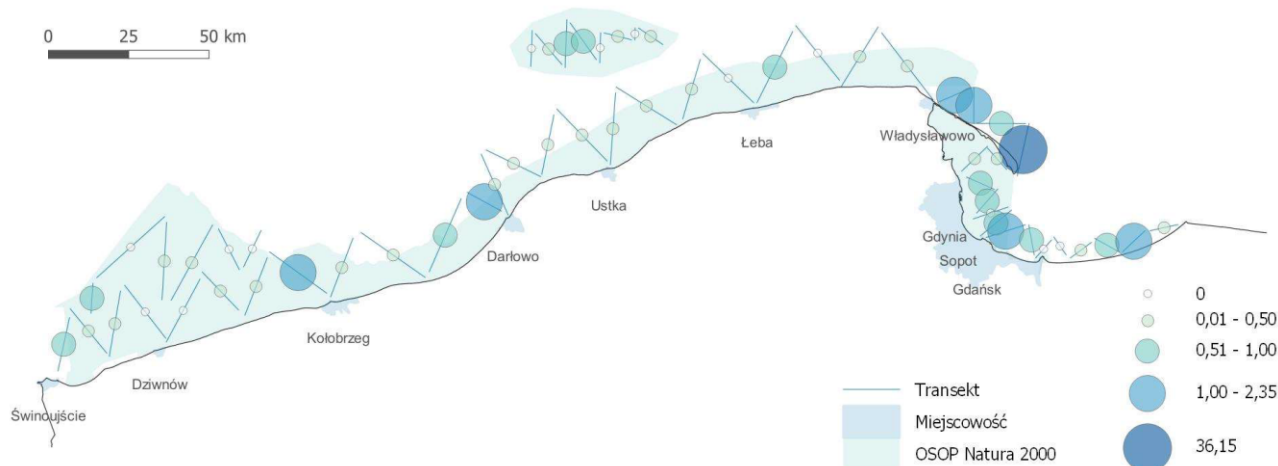


Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.

Mewa srebrzysta sensu lato

Mewa srebrzysta była gatunkiem szeroko rozpowszechnionym w polskiej strefie Bałtyku, zaobserwowanym wzdłuż większości transektów. Tak jak w poprzednich latach największe jej koncentracje odnotowano na Zatoce Gdańskiej, gdzie przy wschodnim końcu Półwyspu Helskiego wskaźnik zagęszczenia osiągnął bardzo wysoką, jak na ten gatunek wartość – 36 os./km² (Rys. II.28). Poza Zatoką Gdańską mewa srebrzysta występowała w dużym rozproszeniu, nie tworząc dużych koncentracji. Jedynie koło Kołobrzegu i Darłowa 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.

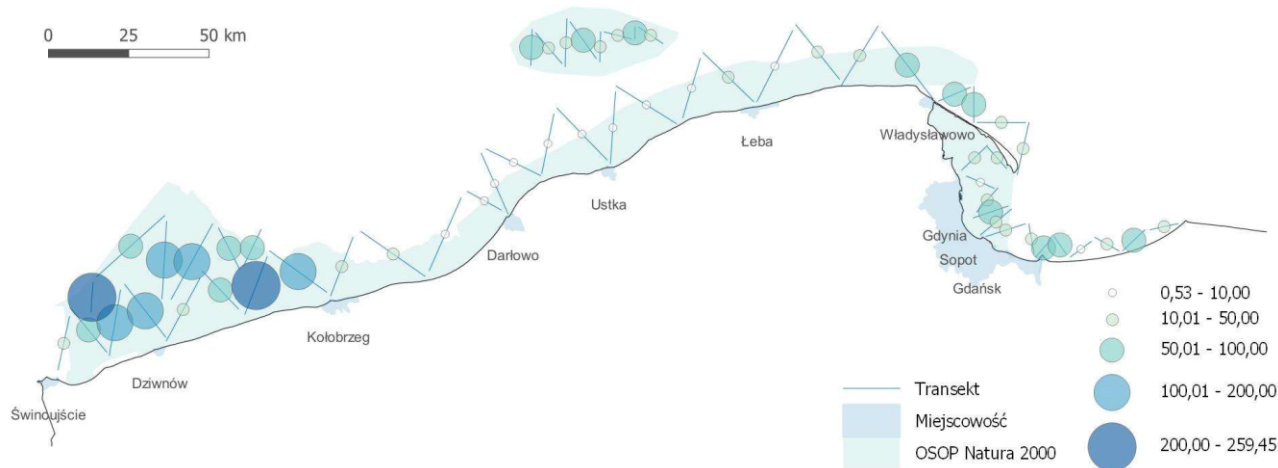


Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.

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.29).

Najwięcej ptaków morskich gromadziło się na Zatoce Pomorskiej. Tylko tutaj wskaźnik zagęszczenia przekraczał 100 os./km², a lokalnie nawet 200 os./km² (Rys. II.29). 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 wypłaszać ptaki morskie z tego miejsca. Także zagęszczenia ptaków między Ustką i Łebą były niskie.



Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.

Wartości i trendy wskaźnika rozpowszechnienia

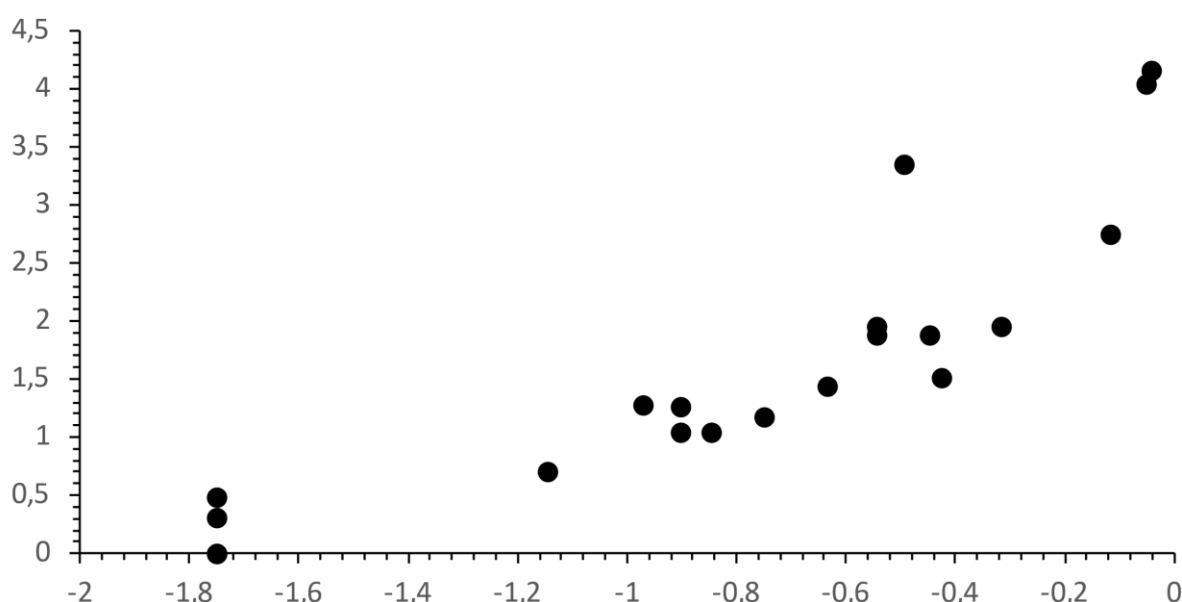
Tak jak w poprzednich latach, gatunkami, które osiągnęły najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia były łódówka, uhła i mewa srebrzysta. Łódówkę i uhlę stwierdzono odpowiednio na 91% i 89%, a mewę srebrzystą na 77% spośród 56 skontrolowanych transektów (Tabela II.14). Trzecim pod względem wartości tego wskaźnika gatunkiem z grupy podstawowych był nurzyk, zaobserwowany na 36% transektów. Na 32% skontrolowanych transektów odnotowano obecność markaczki, a na 29% alki. Wysoką wartość wskaźnika rozpowszechnienia zanotowano także w przypadku kormorana (48%), a wartość 10% przekroczyło jeszcze dziewięć gatunków, z których najszerzej rozpowszechnione były mewa siodłata i perkoz dwuczuby (Tabela II.14).

Tabela II.14. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych.

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
łódówka	51	91%
uhła	50	89%
mewa srebrzysta	43	77%
kormoran	27	48%
mewa siodłata	21	38%
nurzyk	20	36%
markaczka	18	32%
alka	16	29%

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
perkoz dwuczuby	16	29%
nur rdzawoszyi	13	23%
nur czarnoszyi	10	18%
perkoz rdzawoszyi	8	14%
mewa siwa	7	13%
perkoz rogaty	7	13%
edredon	6	11%
nurnik	4	7%
głuptak	1	2%
łabędź niemy	1	2%
ogorzałka	1	2%
wyrzyk wielki	1	2%
szlachar	1	2%

Wskaźnik rozpowszechnienia był silnie skorelowany z liczebnością danego gatunku (wskaźnik korelacji Pearsona $r=0,88$ $p<0,001$) (Rys. II.30). Oznacza to, że najliczniejsze gatunki były jednocześnie najszerzej rozpowszechnione. Markaczka, pomimo że była liczniejsza od mewy srebrzystej wykazała niższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia (Rys. II.30), 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.26).



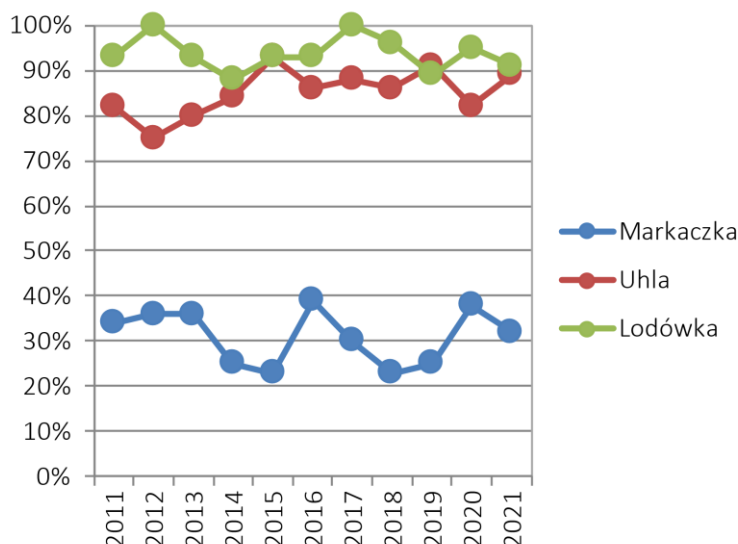
Rys. II.30. Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej ($\log_{10}$).

U większości gatunków zmiany wartości współczynnika rozpowszechnienia na przestrzeni jedenastu lat trwania monitoringu były niewielkie (Tabela II.15). Wyraźny wzrost zanotowano jedynie u nurzyka ($\lambda=1,1676$), co zaznaczyło się już w poprzednim sezonie, natomiast spadek (umiarkowany) zaznaczył się tylko u jednego gatunku - mewy srebrzystej ($\lambda=0,9832$).

Tabela II.15. Wskaźniki rozpowszechnienia dla gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i mewy srebrzystej w latach 2011–2021 na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian rozpowszechnienia (λ) wraz z błędem standardowym (SE λ) oraz kategorią trendu (kat. trendu). Oznaczenia trendów: $\uparrow\uparrow$ – silny wzrost, $\uparrow$ – umiarkowany wzrost, $\downarrow$ – umiarkowany spadek, $\leftrightarrow$ – populacja stabilna, ? – trend nieokreślony.

Gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia w roku 2021 (%)	Trend wartości wskaźnika rozpowszechnienia (λ)	SE λ	Kat. trendu
lodówka	91%	0,9985	0,0033	$\leftrightarrow$
uhła	89%	1,0104	0,0055	$\leftrightarrow$
mewa srebrzysta <i>sensu lato</i>	77%	0,9832	0,0057	$\downarrow$
nurzyk	36%	1,1676	0,0551	$\uparrow\uparrow$
markaczka	32%	0,9907	0,0168	$\leftrightarrow$
alka	29%	0,9844	0,0189	?
nur rdzawoszyi	23%	1,1556	0,0548	$\uparrow$
nur czarnoszyi	18%	0,9764	0,025	?
perkoz rdzawoszyi	14%	1,0907	0,0457	$\uparrow$
perkoz rogaty	13%	1,01	0,0284	?
numik	7%	0,9354	0,0341	?

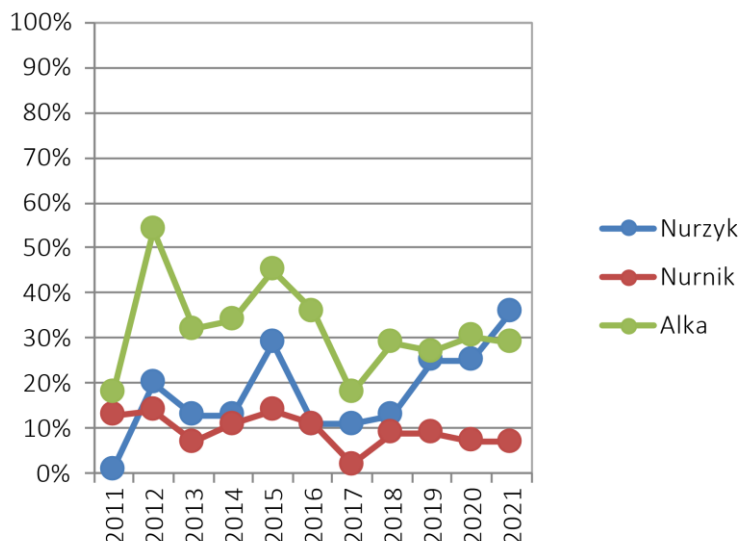
Wskaźnik rozpowszechnienia lodówki osiągał bardzo wysokie wartości, nie mniejsze niż 88%, we wszystkich latach monitoringu. W przypadku uhły, po spadku wartości tego wskaźnika w 2012 roku do 75%, nastąpił jego stopniowy wzrost, by w roku 2019 osiągnąć wartość 91%. W 2020 roku zaznaczył się spadek wskaźnika rozpowszechnienia tego gatunku do 82%, a rok później jego wartość wzrosła do 89% (Rys. II.31). U markaczki wartości wskaźnika rozpowszechnienia były dość wyrównane w latach 2011–2013, a w kolejnym roku nastąpił jej spadek z minimalną wartością 23%. Rok później wskaźnik ten osiągnął najwyższy poziom w czasie trwania monitoringu (39%), by w roku 2018 znów spaść do poziomu 23%. W ostatnich dwóch latach zaznaczył się jego wzrost odpowiednio do wartości 38% i 32% (Rys. II.31). Trend zmian wartości wskaźnika rozpowszechnienia u trzech gatunków kaczek morskich w latach 2011–2021 jest stabilny (Tabela II.15).



Rys. II.31. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków kaczek morskich w latach 2011–2021.

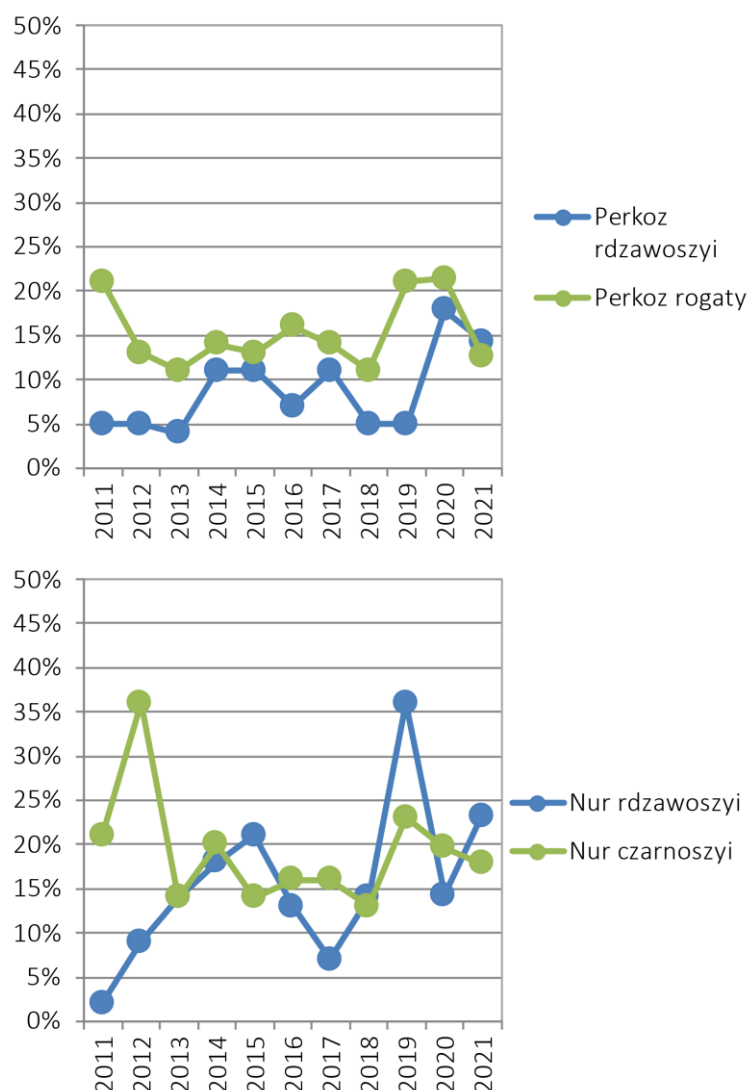
Najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia dla alki odnotowano w roku 2012, gdy wyniósł on 54%. W pozostałych latach wskaźnik ten wahał się w granicach od 18% w 2011 i 2017 roku, do 45% w 2015 roku. W roku 2021 wartość tego wskaźnika wyniosła 29% (Rys. II.32). W przypadku nurzyka zaznaczył się stopniowy wzrost wartości wskaźnika

rozpowszechnienia od 2016 roku. W roku 2021 wskaźnik rozpowszechnienia nurzyka osiągnął najwyższą jak do tej pory wartość 36% i po raz pierwszy był wyższy niż u alki (Rys. II.32). Wskaźnik rozpowszechnienia nurnika na przestrzeni ostatnich 10 lat wahał się w granicach od 7% do 14% i jedynie w roku 2017 osiągnął bardzo niską wartość 2% (Rys. II.32). Wieloletni trend zmian wartości wskaźnika rozpowszechnienia u nurzyka jest wzrostowy, natomiast u alki i nurnika pozostaje nieokreślony (Tabela II.15).



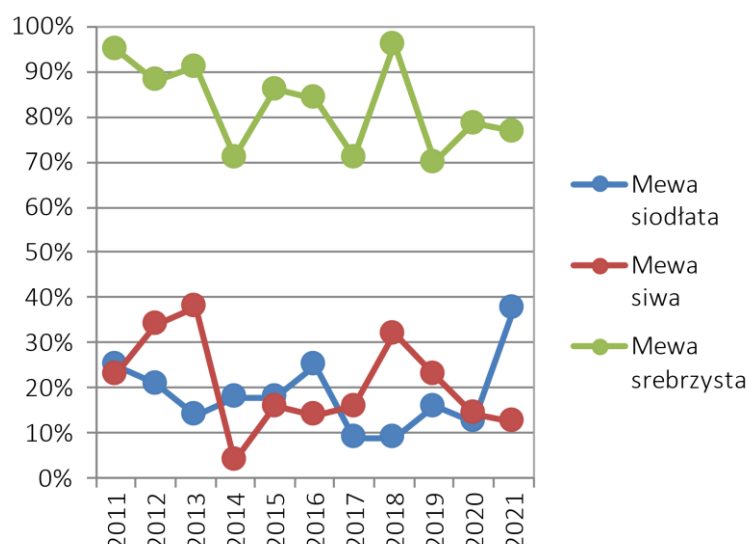
Rys. II.32. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków alki w latach 2011–2021.

Perkoz rogaty wykazał w latach 2011–2013 stopniowy spadek wskaźnika rozpowszechnienia, a u perkoza rdzawoszyjego wskaźnik ten podlegał niewielkim zmianom (Rys. II.33). W roku 2014 nastąpił wzrost jego wartości dla obu gatunków. W 2016 roku wartość tego wskaźnika u perkoza rogatego osiągnęła wartość 16%, a w roku 2018 spadła do 11%. U perkoza rogatego w roku 2019 i 2020 wskaźnik rozpowszechnienia osiągnął 21% i jest to najwyższa jego wartość odnotowana podczas trwania monitoringu. W raportowanym sezonie wskaźnik rozpowszechnienia u tego gatunku wyniósł 13% (Rys. II.33). Perkoz rdzawoszyi jest gatunkiem mniej rozpowszechnionym i jego wskaźnik rozpowszechnienia wahał się w granicach od 4% w 2013 r. do 11% w latach 2014, 2015 i 2017. W roku 2020 gatunek ten osiągnął najwyższą wartość tego wskaźnika wynoszącą aż 18%, która rok później spadła do 14% (Rys. II.33). Wskaźnik rozpowszechnienia dla obu gatunków nurów podlegał dość silnym wahaniom, z maksymalną wartością wynoszącą 36% dla nura czarnoszyjego w 2012 i 36% dla rdzawoszyjego w 2019 roku. W roku 2021 wskaźnik rozpowszechnienia nura czarnoszyjego odnotował spadek do wartości 18%, natomiast w przypadku nura rdzawoszyjego zanotowano jego wzrost do 23% (Rys. II.33).



Rys. II.33. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla perkoza rogatego i rdzawoszy oraz dla nura czarnoszy i rdzawoszy w latach 2011-2021.

W przypadku mewy siwej, po bardzo silnym spadku wartości wskaźnika rozpowszechnienia w 2014 roku następował jego stopniowy wzrost aż do roku 2018. W 2019 roku ponownie odnotowano jego obniżenie do 23%. W roku 2021 nastąpił kolejny spadek do wartości 13% (Rys. II.34). U mewy siodłatej w 2021 roku odnotowano najwyższą wartość tego wskaźnika wynoszącą 38% (Rys. II.34). Natomiast u mewy srebrzystej sensu lato, po spadku wartości wskaźnika rozpowszechnienia w roku 2014 nastąpił jego wzrost aż do 96% w roku 2018, a więc do wartości nieznacznie wyższej niż w roku 2011. Jednak w ostatnich trzech sezonach osiągał on niższe wartości, w granicach 70% - 79% (Rys. II.34).



Rys. II.34. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech najliczniejszych gatunków mew w latach 2011–2021.

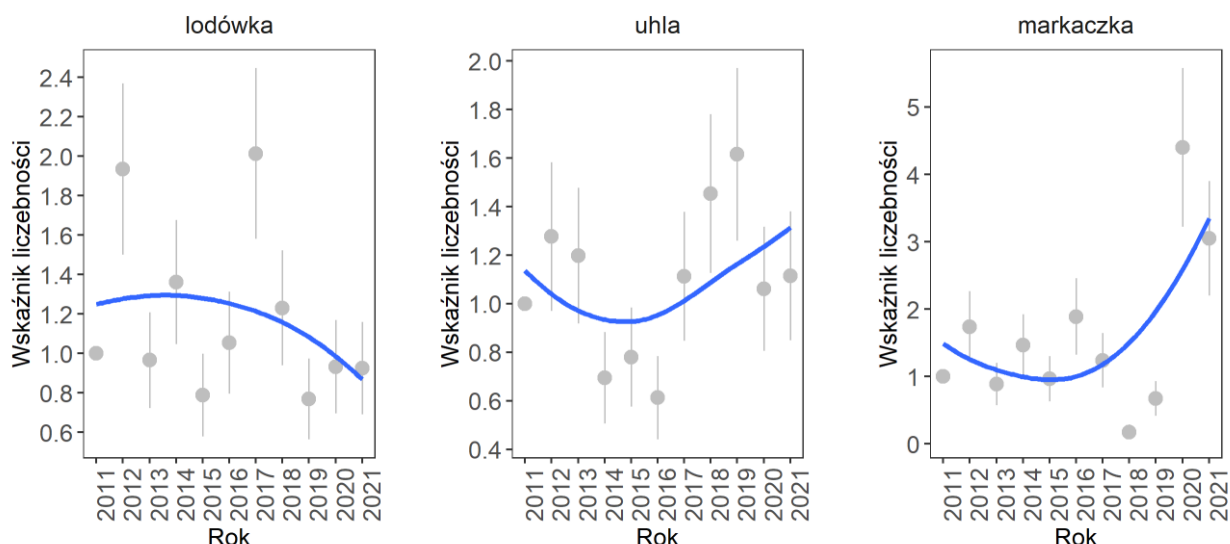
Wartości i trendy wskaźnika liczebności

Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011–2021 przeprowadzono dla czterech najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych oraz dla nura czarnoszyjego (Tabela II.16). Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych.

Tabela II.16. Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2020 roku na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz z błędem standardowym (SE.λ) oraz kategorią TRIM (kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↓ - umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ? - trend nieokreślony.

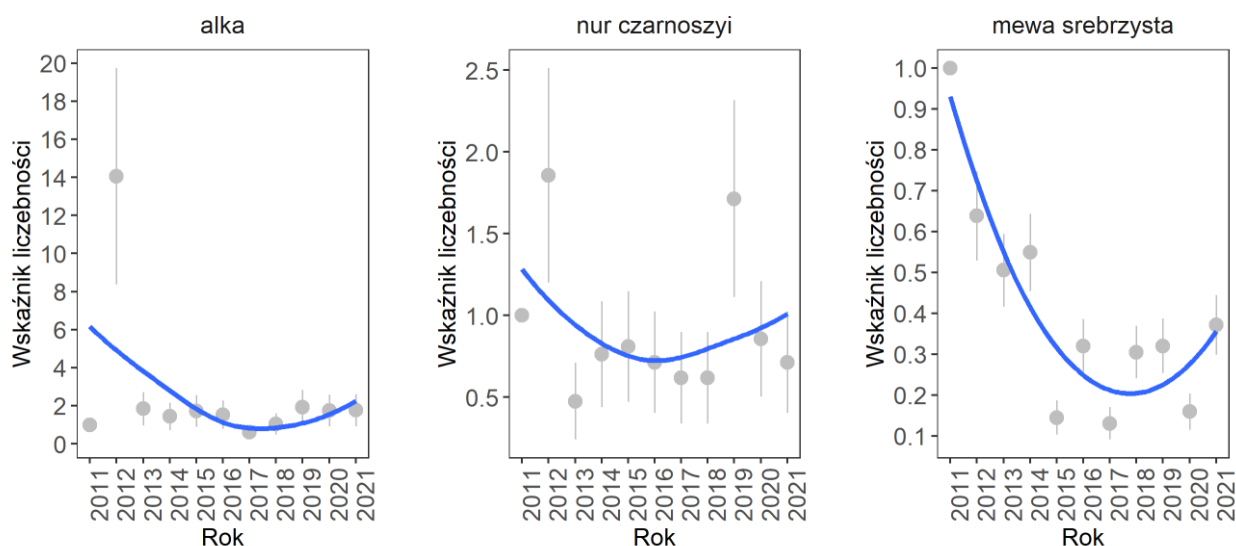
Nazwa gatunkowa	Wsk.licz.	SE	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
Markaczka <i>Melanitta nigra</i>	3,0483	0,8505	1,0411	0,0226	?
Alka <i>Alca torda</i>	1,7647	0,8478	0,9378	0,026	↓
Uhla <i>Melanitta fusca</i>	1,1151	0,2655	1,0233	0,0151	?
Lodówka <i>Clangula hyemalis</i>	0,9244	0,2347	0,9708	0,0152	?
Nur czarnoszyi <i>Gavia arctica</i>	0,7143	0,3091	0,9854	0,0273	?
Mewa srebrzysta sensu lato	0,3718	0,073	0,8874	0,0133	↓↓

Wszystkie trzy gatunki kaczek morskich (lodówka, uhla, markaczka) wykazały nieokreślony trend zmian liczebności w ostatnich 11 latach (Tabela II.16). Ich liczebność charakteryzowała się bardzo silnymi wahaniami. Markaczka po silnym wzroście liczebności w poprzednim roku wykazała w tym sezonie wyraźny spadek (Rys. II.35). 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.



Rys. II.35. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2021. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Przedstawiono linię dopasowania obrazującą ogólny przebieg trendu.

Nur czarnoszyi wykazał nieokreślony trend zmian liczebności, natomiast w przypadku alki i mewy srebrzystej zanotowano istotny statystycznie spadek liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku (Rys. II.36). W przypadku alki jest on konsekwencją bardzo dużej liczebności stwierdzonej w drugim roku trwania programu. U mewy srebrzystej wynik ten 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). W przypadku alki tylko w roku 2012 zaobserwowano wyjątkowo dużą jej liczebność, a w pozostałych sezonach wahania wskaźnika liczebności były już nieznaczne. Wskaźnik liczebności nura czarnoszyjego wykazał wyraźnie wyższe wartości w latach 2012 i 2019, jednak trend zmian liczebności tego gatunku w całym omawianym tutaj okresie pozostaje nieokreślony (Tabela II.16).



Rys. II.36. Trendy liczebności alki, nura czarnoszyjego i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2021. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Przedstawiono linię dopasowania obrazującą ogólny przebieg trendu.

Występowanie ptaków w obrębie OSOP Natura 2000

Z 56 transektów, wzdłuż których liczone ptaki, 46 (82%) znajdowało 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, stanowiąca znaczną część Zatoki Gdańskiej.

W obrębie OSOP przebywało 89% wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Wartość ta jest podobna jak w poprzednich trzech latach (90% w 2018 i 91% w 2019 i 2020 roku) i nieco wyższa niż w latach 2011–2012 i 2016–2017, kiedy to wyniosła odpowiednio 81%, 86%, 84% i 88%. W 2013 roku na akwenach wchodzących w skład OSOP stwierdzono najwięcej, bo aż 97% ptaków, a w latach 2014 i 2015 udział ten był podobny do bieżącego sezonu i wyniósł odpowiednio 89% i 90%. 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 90% zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP (Tabela II.17). Tak jak w poprzednich sezonach, w tej grupie najniższy udział ptaków przebywających w OSOP wykazała uhla (81%), ponieważ duże zgrupowania tego gatunku stwierdzane są regularnie (także w 2021 roku) w południowej części Zatoki Gdańskiej oraz na wschód od Władysławowa, a więc na akwenach znajdujących się poza morskimi obszarami Natura 2000.

Udział alk (alka, nurzyk i nurzik) przebywających w OSOP, był niższy w porównaniu do poprzednich sezonów i wyniósł 50% (Tabela II.17). Podobnie jak w przypadku uhli, dużo alk odnotowano w południowej części Zatoki Gdańskiej, poza OSOP. W ostatnich trzech latach zaznaczył się spadek udziału tej grupy gatunków notowanych w obrębie obszarów Natura 2000, co może wynikać z faktu, że mogą się one gromadzić w rejonach licznego występowania ryb pelagicznych, których rozmieszczenie jest zmienne sezonowo (Aro 1989).

Oba gatunki nurów zostały w raporcie potraktowane łącznie, ponieważ posiadają one taki sam status ochronny i zimują u nas nielicznie, a u 11 osobników (28% spośród wszystkich zaobserwowanych) nie udało się oznaczyć gatunku. W 2021 roku, podobnie jak w roku poprzednim, 74% zaobserwowanych nurów przebywało w obrębie obszarów Natura 2000 (Tabela II.17). Udział perkozów przebywających w OSOP był wyraźnie niższy w porównaniu z nurami i wyniósł 38%. Najliczniejszy z nich – perkoz dwuczuby w większości (67%) był obserwowany poza obszarami Natura 2000, co miało decydujący wpływ na niski udział wszystkich gatunków perkozów w OSOP. W 2021 roku na obszarze objętym monitoringiem licznie pojawiły się jedynie perkozy rdzawoszyje i aż 64% ptaków tego gatunku przebywało w OSOP (Tabela II.17).

Mewy na akwenach morskich, z dala od wybrzeży, występują w rozproszeniu gromadząc się jedynie w miejscach, gdzie prowadzone są połowy ryb. Bardzo niski udział mewy srebrzystej w OSOP wynika z faktu, że jej największe koncentracje w 2021 roku zaobserwowano wzdłuż morskiej części Półwyspu Helskiego, a więc poza obszarem Natura 2000. Mewa srebrzysta jest najliczniejszym gatunkiem mewy i ma decydujący wpływ na wartości wskaźników obliczanych dla tej grupy gatunków. Tak jak w poprzednich latach większość, bo aż 90% kormoranów obserwowano w obrębie morskich obszarów Natura 2000 na akwenach położonych blisko linii brzegowej.

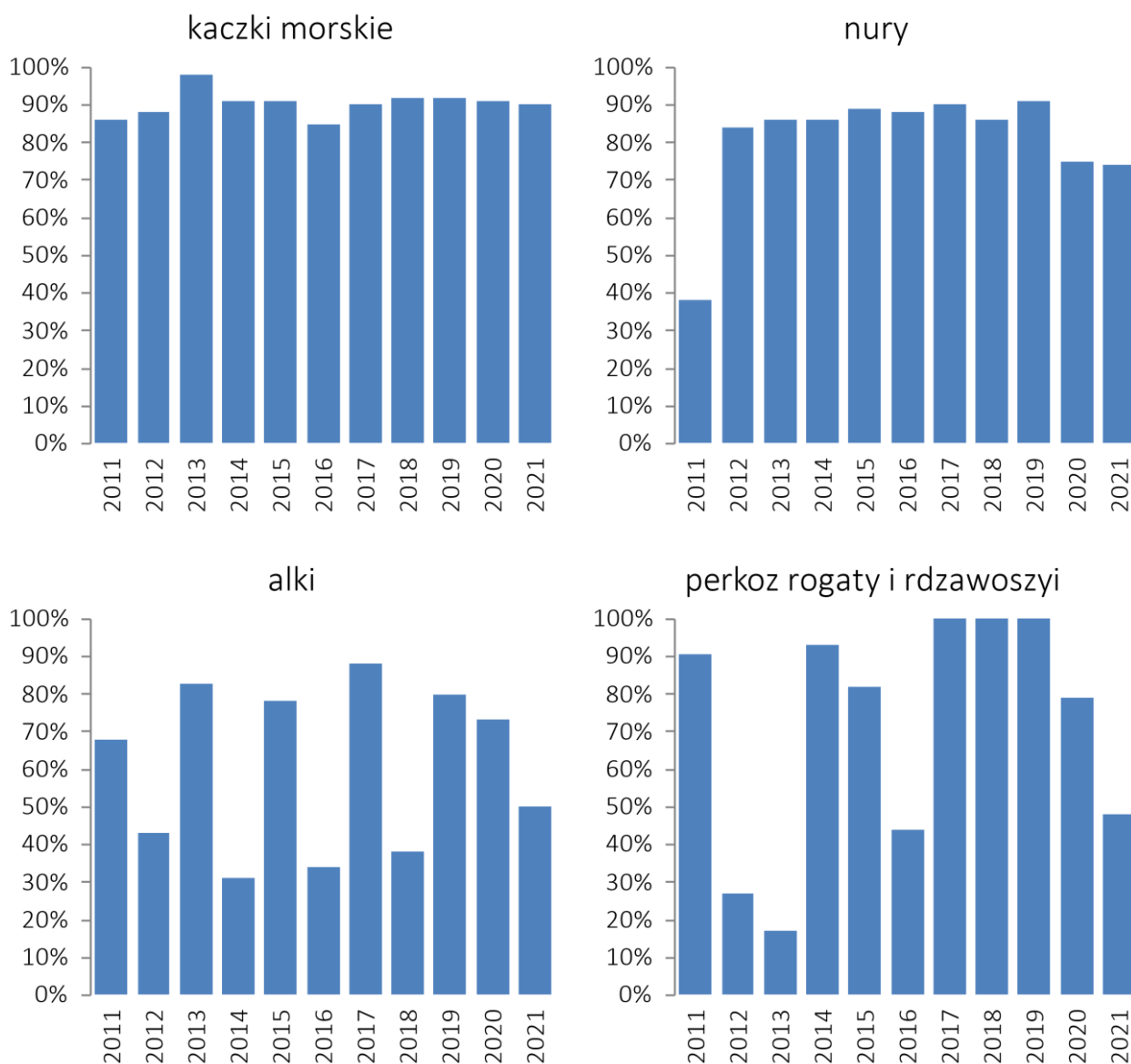
Tabela II.17. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP). Wymieniono tylko gatunki, których całkowita liczebność (dla grupy gatunków) wyniosła co najmniej 30 osobników.

Gatunek	Liczebność osobników przebywających w OSOP	Udział procentowy osobników przebywających w OSOP
kaczki morskie		
lodówka	13299	96%
uhla	8688	81%
markaczka	2145	99%

Gatunek	Liczebność osobników przebywających w OSOP	Udział procentowy osobników przebywających w OSOP
Razem	24132	90%
alki		
alka	44	57%
nurzyk	22	31%
nurnik	5	100%
Razem	71	50%
nury		
Wszystkie nury razem	28	74,0%
Perkozy		
perkoz dwuczuby	25	33%
perkoz rogaty	7	39%
perkoz rdzawoszyi	7	64%
Razem	39	38%
mewy		
mewa srebrzysta <i>sensu lato</i>	84	19%
mewa siodłata	18	62%
mewa siwa	3	60%
Razem	105	22%
inne gatunki		
kormoran	73	90%
WSZYSTKIE GATUNKI RAZEM	24448	89%

Wyniki uzyskane w roku 2021, 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 85% (Rys. II.37). Poza jednym sezonem udział nurów zimujących w obrębie OSOP także był bardzo wysoki i zawierał się w granicach 74–91%. 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 dwóch sezonach nastąpił spadek tej wartości do 48% (Rys. II.37). 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 od zapisów w ich planach ochrony.



Rys. II.37. Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.

Podsumowanie

Zimą 2021 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018). Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są łodówka 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 (Tabela II.10). Z grupy gatunków dodatkowych jedynie mewa srebrzysta sensu lato uzyskała bardzo wysokie wartości wskaźnika rozpowszechnienia (Tabela II.14), a jej udział wśród ptaków zaobserwowanych w pasie transektu osiągnął 2% (Tabela II.10). Spośród liczniejszych gatunków z grupy podstawowych tylko alka wykazała umiarkowany spadkowy trend liczebności (Tabela II.16). Wynika to jednak z wyjątkowo wysokiej liczebności tego gatunku w drugim roku trwania monitoringu. Poza tym jednym sezonem, gatunek ten wykazuje niewielkie wahania wskaźnika liczebności (Rys. II.36). Po bardzo silnym wzroście liczebności markaczki w 2020 roku zaznaczył się spadek wskaźnika jej liczebności w roku 2021 (Rys. II.35). Wyższe liczebności markaczki w ostatnich dwóch sezonach w porównaniu do wcześniejszych lat nie znalazły jeszcze odbicia w zmianie kategorii wieloletniego trendu na trend wzrostowy. Z jednej strony brak istotnego trendu spadkowego u łodówki, uhli i markaczki może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji kaczek morskich zimującej na Bałtyku (Skov i in. 2011). Z drugiej strony jednak nie można wykluczyć, że obserwowane w ostatnich 11 latach silne wahania wskaźnika liczebności (Rys. II.35) spowodowane są zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie Bałtyku. Przy obecnym stanie wiedzy trudno jest jednoznacznie wskazać przyczyny tego zjawiska. W latach 2012 i 2019 odnotowano bardzo wysokie liczebności nurów czarnoszyich, jednak trend zmian liczebności tego gatunku pozostaje nieokreślony (Rys. II.36). Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych sensu lato w okresie 2011-2021 wyraźnie się zmniejszył i pozostaje na niższym poziomie niż w pierwszych czterech latach monitoringu (Rys. II.36). 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. Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2021 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018). Po jedenastu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których w każdym sezonie spotykano duże zgrupowania najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych. Największe koncentracje łodówek 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). Prawdopodobnie po silnym spadku jej liczebności w latach 2014-2016, mamy do czynienia w ostatnich sześciu latach ze wzrostem liczebności uhli zimujących w polskiej strefie Bałtyku (Rys. II.35). Jednak następujące po sobie spadek i wzrost liczby zaobserwowanych ptaków przełożyły się w perspektywie 11 lat trwania monitoringu na nieokreślony 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. Jedynie w latach 2020 i 2021 gatunek ten zaobserwowano w pasie wód przybrzeżnych pomiędzy Kołobrzegiem i Darłowem i są to stwierdzenia alki najbardziej wysunięte na zachód w okresie trwania MZPM (Rys. II.27). 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. (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 89% ze wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas liczenia. Najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie 90% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (81%). Wynik na podobnym poziomie powtarza się w kolejnych latach 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

Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

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.

Zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej podejście do oceny stanu wód, uwzględniające parametry ekologiczne, przewiduje 5-stopniową skalę ocen, w której charakter poszczególnych jednolitych części wód wskazuje na ich bardzo dobry, dobry, umiarkowany, słaby lub zły stan.

Ocena stanu ekologicznego wód oparta została o różne wskaźniki, uwzględniające właściwości fizyczno-chemiczne (np. temperatura, natlenienie, zasolenie), hydromorfologiczne (m.in. dynamika przepływów wody, ciągłość cieków), a także elementy biologiczne. Wśród grup organizmów wodnych, stanowiących podstawę do oceny stanu ekologicznego, znalazły się makrofity, fitoplankton, fitobentos, makrobezkręgowce denne, a także ichtiofauna.

W ocenie stanu ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb, zastosowany został indeks stanu ichtiofauny (SI), złożony z szeregu wskaźników cząstkowych. Z powodu wysokiej różnorodności struktury ichtiofauny w polskich wodach przejściowych, dla każdej Jednolitej Części Wód (JCW) - w rozumieniu ustawy Prawo wodne - wybrano zestaw wskaźników cząstkowych najlepiej charakteryzujących dany akwen. Szczegółowe wytyczne do metodyki oceny zostały opisane w załączniku nr 3 do sprawozdania z etapu III prac w ramach zamówienia „Monitoring ichtiofauny w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych”, realizowanego zgodnie z umową numer 61/2010/F z dnia 9.12.2010, zawartą pomiędzy Głównym Inspektoratem Ochrony Środowiska, a Morskim Instytutem Rybackim - Państwowym Instytutem Badawczym.

Monitoring ichtiologiczny wód przejściowych prowadzony był zgodnie z założeniami RDW i Programu Monitoringu Wód Morskich od 2011 do 2021 roku (z wyjątkiem 2012 roku). Z powodu braku obszarów, które można by uznać za referencyjne pod względem „naturalnej”, niepoddanej presji antropogenicznej struktury ichtiofauny, granice klas dla poszczególnych wskaźników cząstkowych dla każdej jednolitej części wód zostały w 2011 r. wyznaczone metodą ekspercką w oparciu o dostępne materiały oraz dane literaturowe.

Monitoring ichtiofauny w 2021 roku przeprowadzono w następujących JCW: Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Ujście Wisły Przekop, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki, Zatoka Gdańska wewnętrzna, Zalew Kamieński, ujście Dziwny i ujście Świny. 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 2021 roku.

Wskaźnik

Do oceny stanu ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb sformułowany został indeks stanu ichtiofauny (SI). Indeks wyliczany jest na podstawie szeregu wskaźników cząstkowych, wskazanych dla każdej Jednolitej Części Wód (JCW).

Z uwagi na zróżnicowanie zespołów ichtiofauny w poszczególnych typach biotycznych oraz różne metody połowu, zastosowano wskaźniki dobrane do charakterystyki biotycznej danego typu wód. We wskaźnikach uwzględniono następujący zakres danych z połowów:

- skład gatunkowy,
- liczebność gatunków lub grup gatunków kluczowych,
- struktura wielkościowa gatunku lub gatunków kluczowych,
- struktura wiekowa gatunku lub gatunków kluczowych.

W 2018 roku ocenę stanu i potencjału ekologicznego poddanych monitoringowi JCW wykonano w oparciu o metodykę przedstawioną w „Przewodniku metodycznym do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji wód przejściowych”, sporządzonym w ramach realizacji zadania „Monitoring ichtiofauny w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych” w latach 2010–2012, biorąc pod uwagę wskaźniki odnoszące się do danych połowowych z okresu letniego (w roku 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020 i 2021, zgodnie z zaleceniami HELCOM połowy badawcze odbywały się tylko w okresie letnim). Do końcowej oceny wykorzystano zestaw wskaźników cząstkowych, uwzględniających zakres niezbędnych danych ustalonych wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej i prawa polskiego. Dla prawidłowej interpretacji wyników, w nawiasach podano nazwy skrótove poszczególnych wskaźników cząstkowych, które zostały użyte w Tabeli II.19 – Tabela II.36.

- liczba gatunków stwierdzonych w połowach o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności połowu w sezonie letnim (Liczba gatunków);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: okonia w połowach w sezonie letnim (CPUE okoi);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: stornia, w połowach w sezonie letnim (CPUE stornia);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb drapieżnych w połowach w sezonie letnim (CPUE drapieżniki);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb dużych (o długości powyżej 30 cm l.t) w połowach w sezonie letnim (CPUE duże ryby);
- średni udział okoni w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (% okoi >3);
- średni udział okoni w wieku powyżej 2 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (% okoi >2);
- średni udział stornia w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (% stornia >3);

Końcowej oceny dokonano w oparciu o zaproponowany indeks stanu ichtiofauny (SI). Wartości wskaźnika zostały wyliczone oddzielnie dla każdej JCW, na podstawie zestawienia wyskalowanych wskaźników cząstkowych zgodnie z poniższym równaniem:

$$SI = \frac{\sum W_1 \times 3 + \sum W_2 \times 2 + \sum W_3}{\sum n_1 \times 3 + \sum n_2 \times 2 + \sum n_3}$$

Gdzie:

W1, W2, W3 – wartość (w pięciostopniowej skali) użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3

n1, n2, n3 – liczba użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3

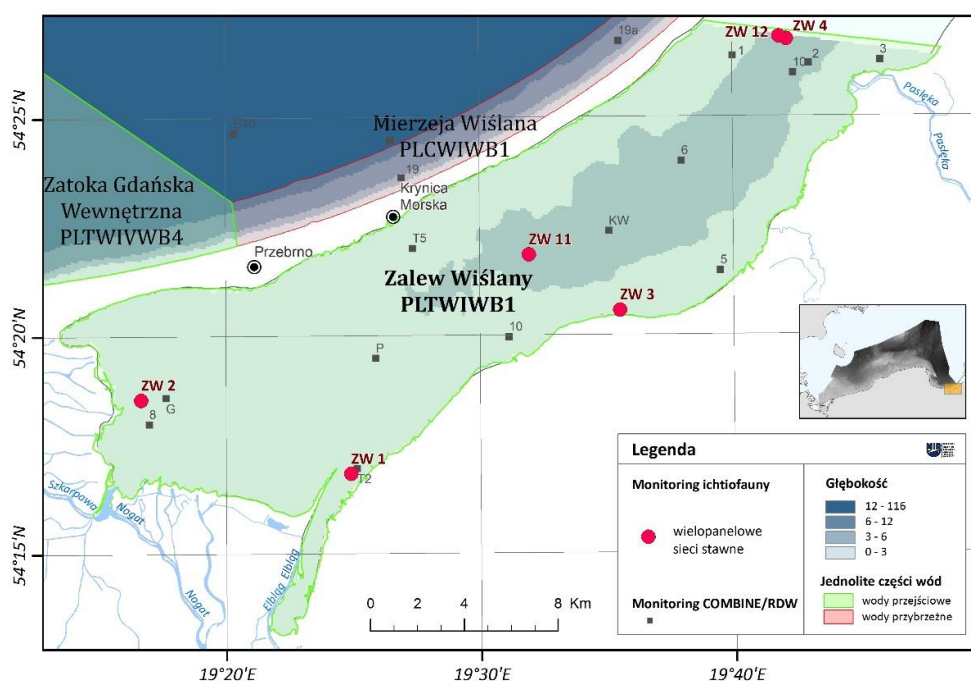
Analogicznie do oceny dokonanej w ramach monitoringu przeprowadzonego w 2011 roku, referencyjna wartość wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) dla trzech JCWP w 2020 roku została określona jako SI=5. Jednocześnie stanowi ona maksymalną wartość, jaką może uzyskać indeks stanu ichtiofauny SI obliczany w oparciu o wyskalowane wskaźniki

częstkowe. W celu dokonania końcowej oceny stanu jakości środowiska wodnego w oparciu o elementy ichtiofauny, posłużono się zakresami wartości wskaźnika ichtiofauny (SI) oraz odpowiadającym im wartościami wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) przedstawionym w poniższej tabeli (Tabela II.18).

Tabela II.18. Zakresy wartości indeksu SI i EQR dla poszczególnych ocen stanu ekologicznego wód przejściowych lub potencjału ekologicznego wód silnie zmienionych.

Ocena stanu ekologicznego	Ocena potencjału ekologicznego	Zakres wartości SI	Zakres wartości EQR
Bardzo dobry	Maksymalny	4,4-5	0,88- 1,0
Dobry	Dobry	3,4-4,3	0,68-0,87
Umiarkowany	Umiarkowany	2,4-3,3	0,48-0,67
Staby	Staby	1,4-2,3	0,28-0,47
Zły	Zły	1-1,3	Mniej niż 0,28

Zalew Wiślany



Rys. II.38. Zalew Wiślany – punkty monitoringowe.

Tabela II.19. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoi	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE drapieżniki	≥ 150	75-149,9	37,5-74,9	18,7-37,4	0-18,6
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
%okoi>2	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela II.20. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	14,1	5
CPUE okoi	7,6	1
CPUE drapieżniki	51,4	3
Liczba gatunków	3	3
%okoi>2	8,26	3

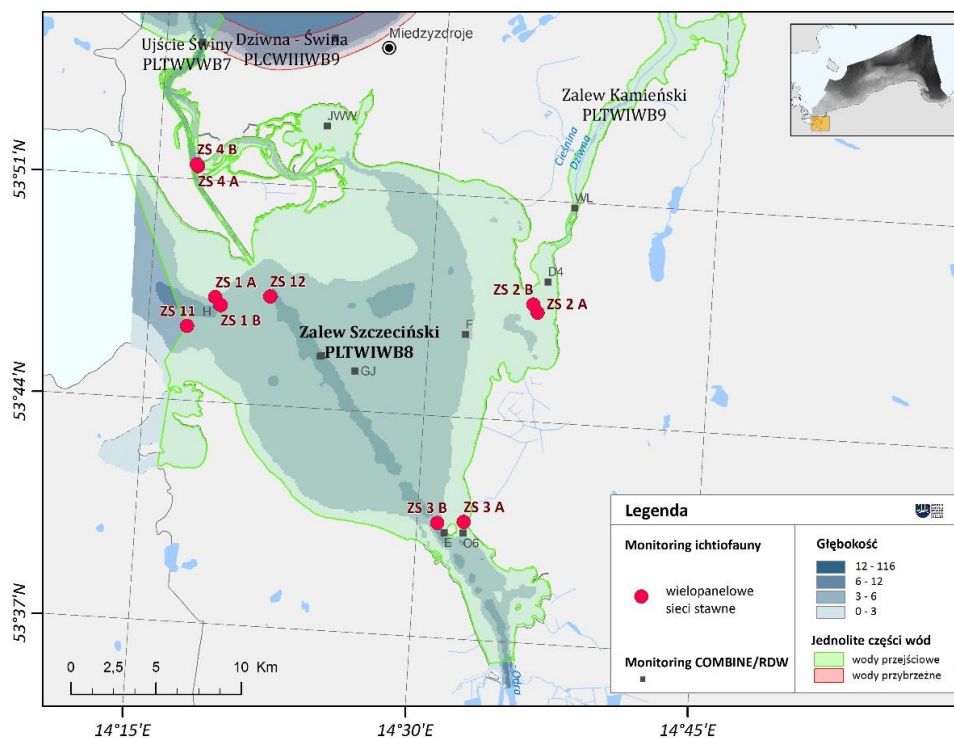
Ocena potencjału ekologicznego dla Zalewu Wiślanego na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 3,17

EQR = 0,63

Ocena potencjału: umiarkowany

Zalew Szczeciński



Rys. II.39. Zalew Szczeciński – punkty monitoringowe.

Tabela II.21. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Szczecińskiego.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoi	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE drapieżniki	≥ 150	75-149,9	37,5-74,9	18,7-37,4	0-18,6
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
%okoi>2	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela II.22. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Szczecińskiego w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	0,71	1
CPUE okoi	40,0	3
CPUE drapieżniki	111	4
Liczba gatunków	4	4
%okoi>2	6,43	2

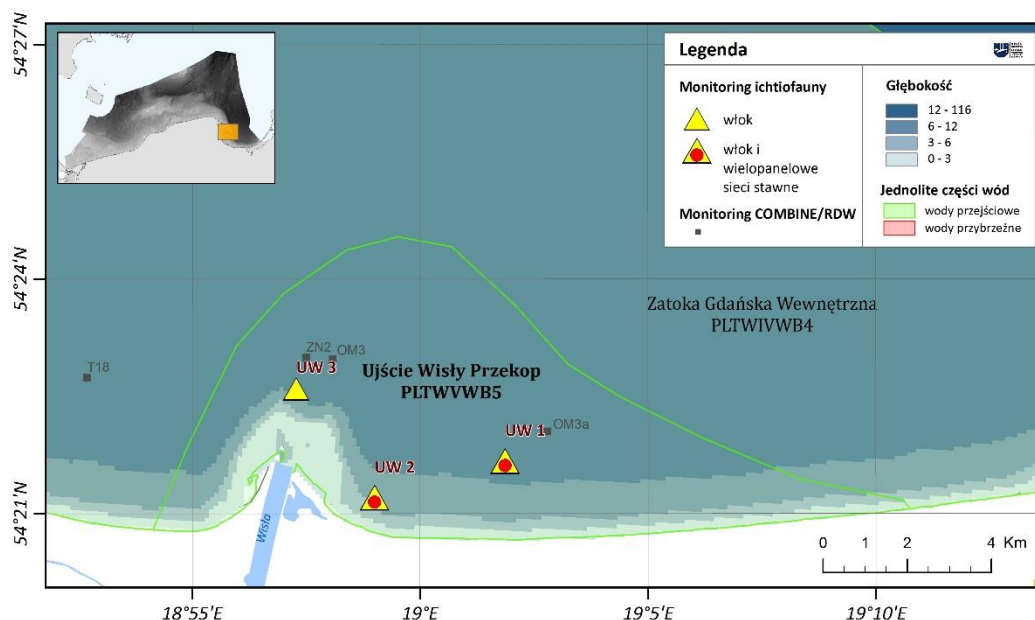
Ocena potencjału ekologicznego dla Zalewu Szczecińskiego na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 2,92

EQR = 0,58

Ocena potencjału: umiarkowany

Ujście Wisły Przekop



Rys. II.40. Ujście Wisły - Przekop – punkty monitoringowe.

Tabela II.23. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Ujścia Wisły.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥ 50	25-49,9	12,5-24,9	6,2-12,4	0-6,1
CPUE okoi	≥ 20	10-19,9	5-9,9	1-4,9	0-0,9
CPUE stornia	≥ 300	150-299,9	75-149,9	37-74,9	0-36,9
CPUE drapiezniki	≥ 75	37,5-74,9	18,7-37,4	9,3-18,6	0-9,2
Liczba gatunkow	≥ 6	4-5	3	2	1
%stornia>3	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela II.24. Wartości i klasy wartości wskaźnikow w ocenie potencjału ekologicznego Ujścia Wisły Przekop w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	0	1
CPUE okoi	8,3	3
CPUE stornia	350,3	5
CPUE drapiezniki	319	5
Liczba gatunkow	4	4
%stornia>3	0,71	1

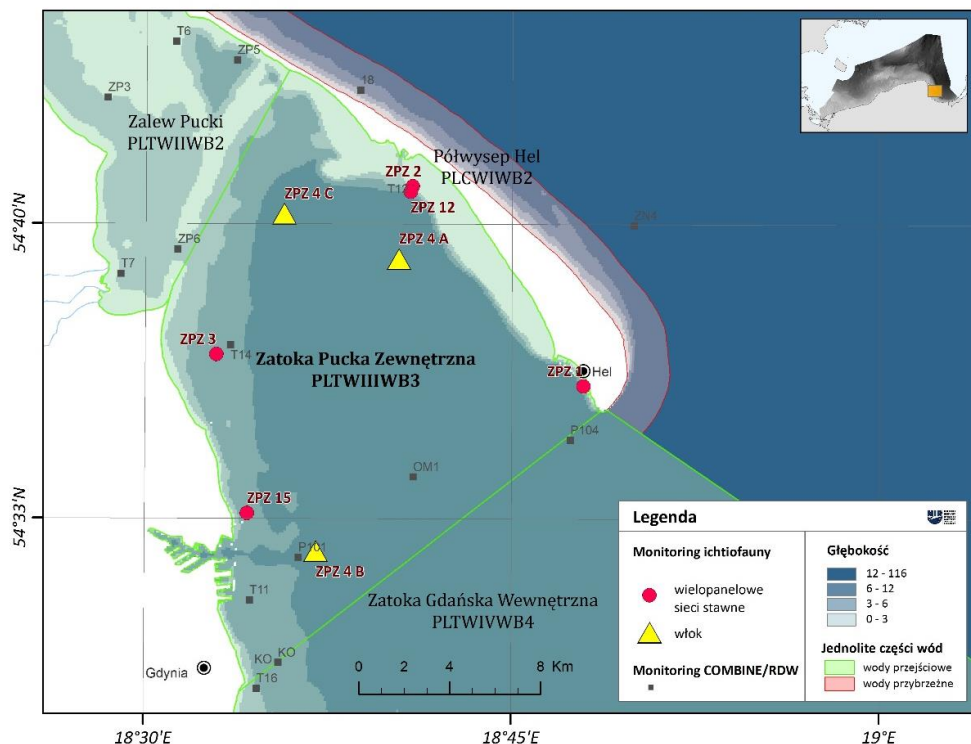
Ocena potencjału ekologicznego dla Ujścia Wisły Przekop na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 3,36

EQR = 0,67

Ocena potencjału: umiarkowany

Zatoka Pucka Zewnętrzna



Rys. II.41. Zatoka Pucka Zewnętrzna – punkty monitoringowe.

Tabela II.25. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoń	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE stornia	≥150	75-149,9	37-74,9	18,5-36,9	0-18,4
CPUE drapieżniki	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
%okoń>3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

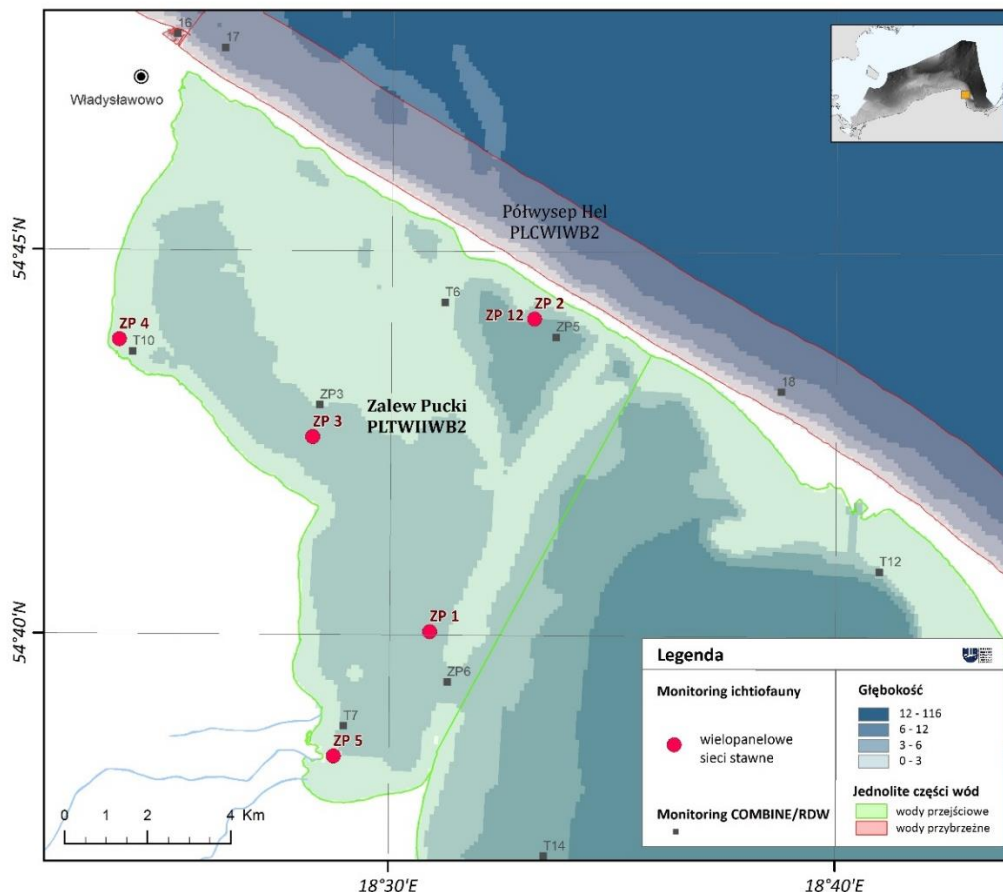
Tabela II.26. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	0,6	1
CPUE okoń	12	2
CPUE stornia	148	4
CPUE drapieżniki	14,25	2
Liczba gatunków	2	2
%okoń>3	6	2

Ocena stanu ekologicznego dla Zatoki Puckiej Zewnętrznej na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 2,07
EQR = 0,41
Ocena stanu: słaby

Zalew Pucki



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

Tabela II.27. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Puckiego.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥ 10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoi	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE drapieżniki	≥ 150	75-149,9	25-74,9	12,5-24,9	0-12,4
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
%okoi>3	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela II.28. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Puckiego w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	0,04	1
CPUE okoi	7,3	1
CPUE drapieżniki	9,5	1
Liczba gatunków	4	4
%okoi>3	0,11	1

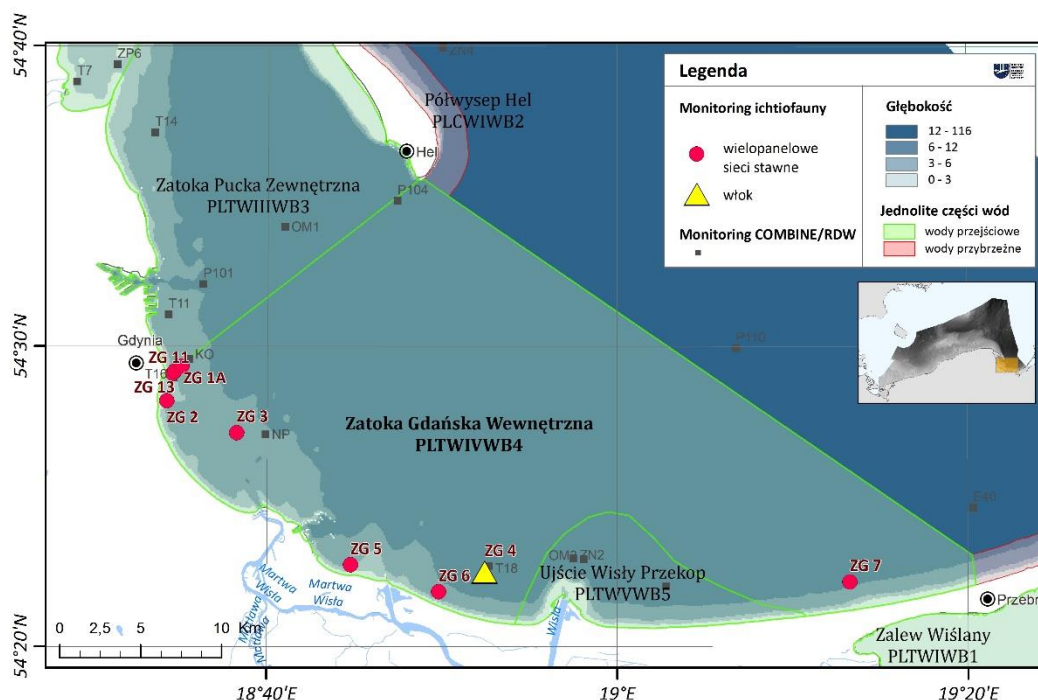
Ocena stanu ekologicznego dla Zalewu Puckiego na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 1,75

EQR = 0,35

Ocena stanu: słaby

Zatoka Gdańska wewnętrzna



Rys. II.43. Zatoka Gdańska Wewnętrzna – punkty monitoringowe.

Tabela II.29. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoi	≥ 150	50-149,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE stornia	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6
CPUE drapieżniki	≥ 150	50-149,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
%stornia>3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela II.30. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej wewnętrznej w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	0,4	1
CPUE okoi	3,4	1
CPUE stornia	18,9	4
CPUE drapieżniki	7,9	1
Liczba gatunków	5	4
%stornia>3	7,23	2

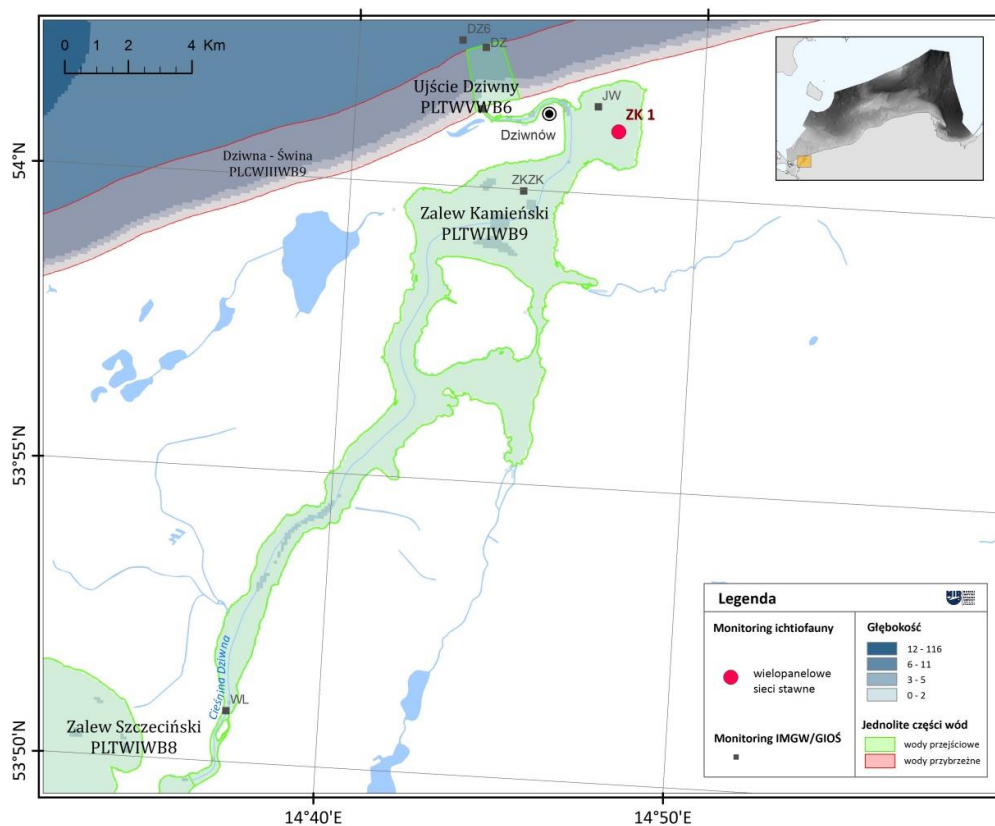
Ocena stanu ekologicznego dla ekologicznego Zatoki Gdańskiej wewnętrznej na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 2,14

EQR = 0,43

Ocena stanu: słaby

Zalew Kamieński



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

Tabela II.31. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Kamieńskiego.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥ 10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoi	≥ 50	25-49,9	12,5-24,9	6,2-12,4	0-6,1
CPUE drapieżniki	≥ 100	50-99,9	25-49,9	12,5-24,9	0-12,5
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
% okoi > 2	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

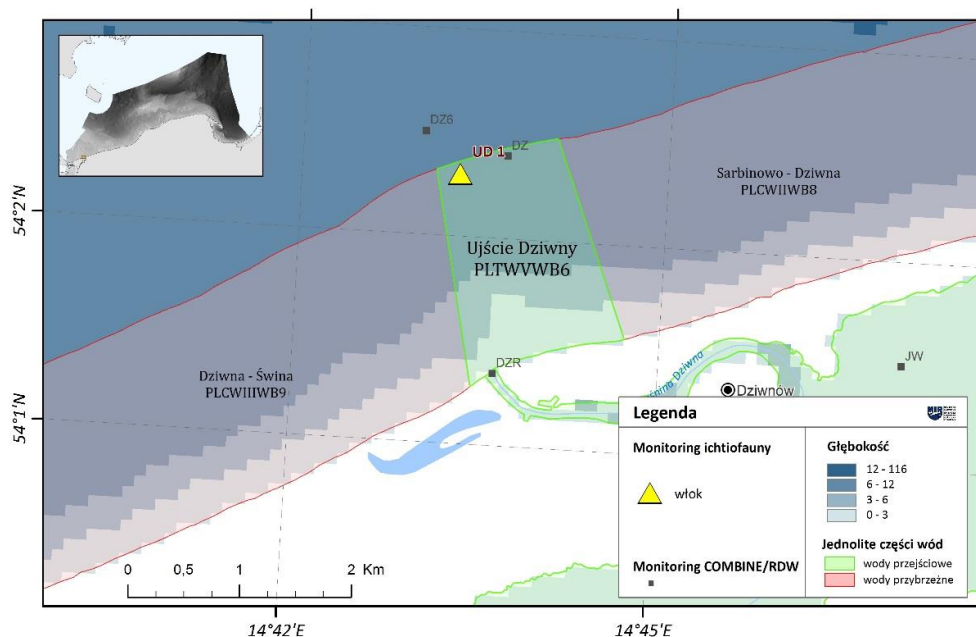
Tabela II.32. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Kamieńskiego w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	0,75	1
CPUE okoi	10,5	2
CPUE drapieżniki	14,5	2
Liczba gatunków	5	4
% okoi > 2	1,94	1

Ocena stanu ekologicznego dla Zalewu Kamieńskiego na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 2,17
EQR = 0,43
Ocena stanu: słaby

Ujście Dziwny



Rys. II.45. Ujście Dziwny – punkty monitoringowe.

Tabela II.33. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Ujścia Dziwny.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥ 50	25-49,9	12,5-24,9	6,2-12,4	0-6,1
CPUE okoi	≥ 200	100-199,9	50-99,9	20-49,9	0-19,9
CPUE drapieżniki	≥ 300	150-299,9	75-149,9	37,5-74,9	0-37,4
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
% okoi > 1	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,5	0-3,6

Tabela II.34. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Ujścia Dziwny w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	5,8	1
CPUE okoi	73,5	3
CPUE drapieżniki	443,2	5
Liczba gatunków	3	3
% okoi > 1	16,7	4

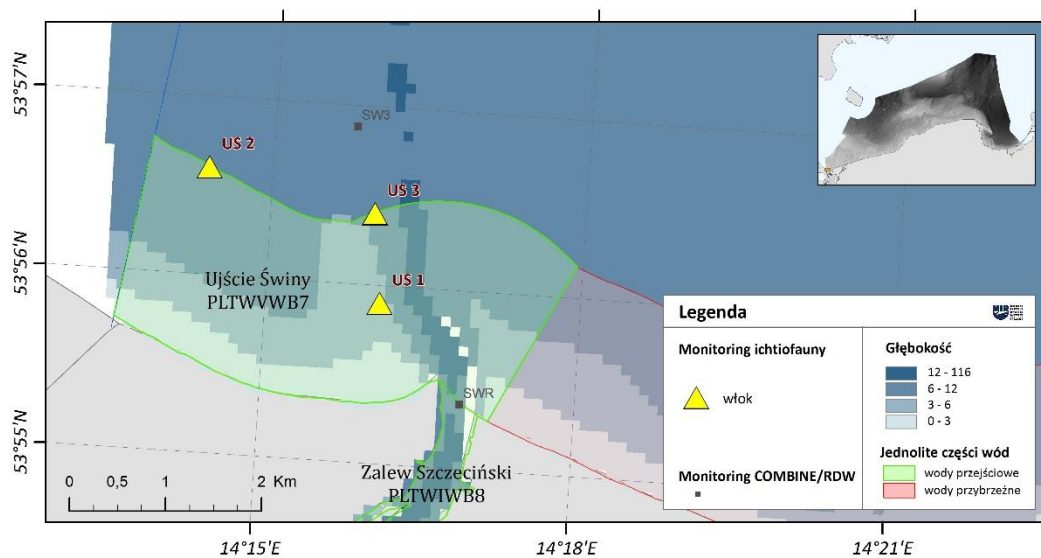
Ocena potencjału ekologicznego dla ujścia Dziwny na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 3,08

EQR = 0,62

Ocena potencjału: umiarkowany

Ujście Świny



Rys. II.46. Ujście Świny – punkty monitoringowe.

Tabela II.35. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Ujścia Świny.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6
CPUE okoi	≥ 20	10-19,9	5-9,9	1-4,9	0-0,9
CPUE drapieżniki	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
% okoi > 1	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela II.36. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Ujścia Świny w 2021 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	3,15	1
CPUE okoi	350,2	5
CPUE drapieżniki	1509,5	5
Liczba gatunków	2	2
% okoi > 1	15,94	4

Ocena potencjału ekologicznego ujścia Świny na podstawie danych z 2021 roku:

Indeks SI = 3,17

EQR = 0,63

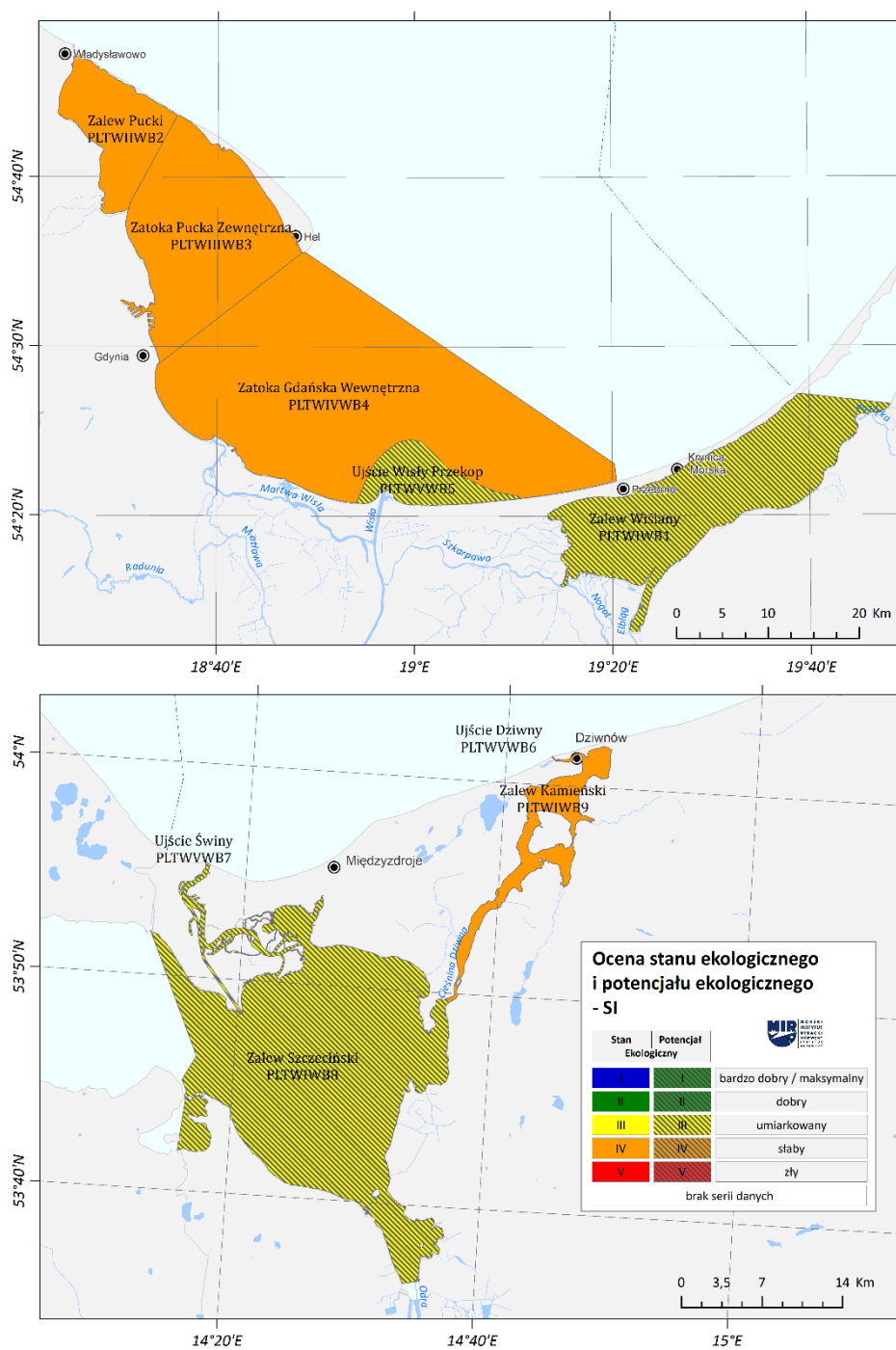
Ocena potencjału: umiarkowany

Zbiorna ocena stanu ekologicznego lub potencjału ekologicznego wód przejściowych badanych w ramach monitoringu przeprowadzonego w roku 2021

W 2021 roku badania monitoringowe przeprowadzono w dziewięciu Jednolitych Częściach Wód przejściowych (Zalew Wiślany, Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska wewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Zalew Kamieński, Ujście Dziwny, Ujście Świny). Na podstawie danych uzyskanych z badań oszacowano wskaźnik SI, na podstawie którego określono stan i potencjał ekologiczny powyższych JCW. Stan ekologiczny dla JCW o charakterze naturalnym (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska wewnętrzna, i Zalew Kamieński) został określony jako słaby, natomiast dla JCW o charakterze silnie zmienionym (Zalew Wiślany, Ujście Wisły Przekop, Ujście Dziwny, Ujście Świny i Zalew Szczeciński) potencjał ekologiczny został określony jako umiarkowany. Szczegółowe wyniki przedstawione zostały w Tabeli II.37 oraz na Rys. II.47.

Tabela II.37. Wartości indeksu stanu ichtiofauny (SI) i klasa stanu i potencjału ekologicznego dla JCW badanych w 2021 roku.

JCW	SI 2020	Stan/potencjał ekologiczny
Zalew Wiślany	3,17	umiarkowany
Zalew Pucki	1,75	słaby
Zatoka Pucka Zewnętrzna	2,07	słaby
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	2,14	słaby
Ujście Wisły Przekop	3,36	umiarkowany
Zalew Kamieński	2,17	słaby
Ujście Dziwny	3,08	umiarkowany
Ujście Świny	3,17	umiarkowany
Zalew Szczeciński	2,92	umiarkowany



Rys. II.47. Mapa obrazująca wyniki oceny stanu i potencjału ekologicznego JCWP na podstawie wskaźnika SI w 2021 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 (core indicator) 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 zbiorowości. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich zasobów pokarmowych może następować zjawisko przegęszczenia populacji i zmniejszeniu średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.

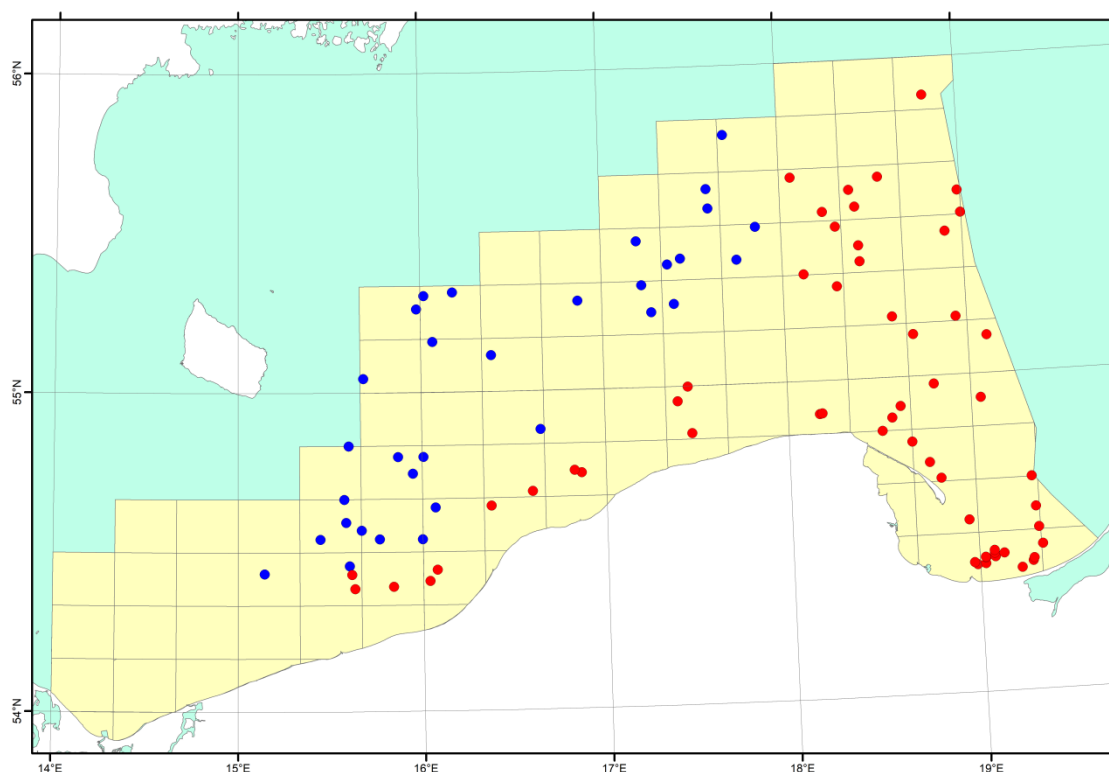
Na wartość indeksu mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura lub koncentracje substancji biogennych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI a presją połowową, zastosowana zostanie 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 2021 roku użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskiej strefie ekonomicznej, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 57 stacji polskich oraz 32 stacji duńskich (Rys. II.48).

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



Rys. II.48. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2021 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (57); ● stacje duńskie (32).

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.

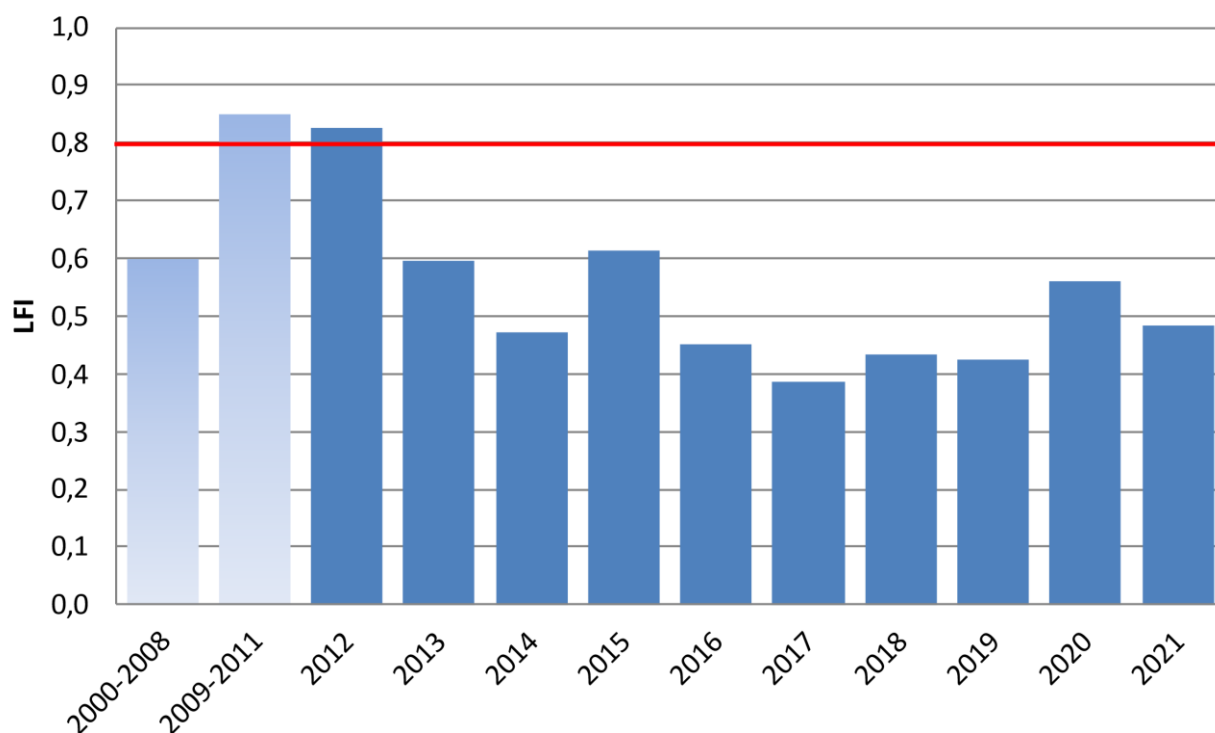
W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) odpowiadać będą stanowi subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska 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 2021 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)

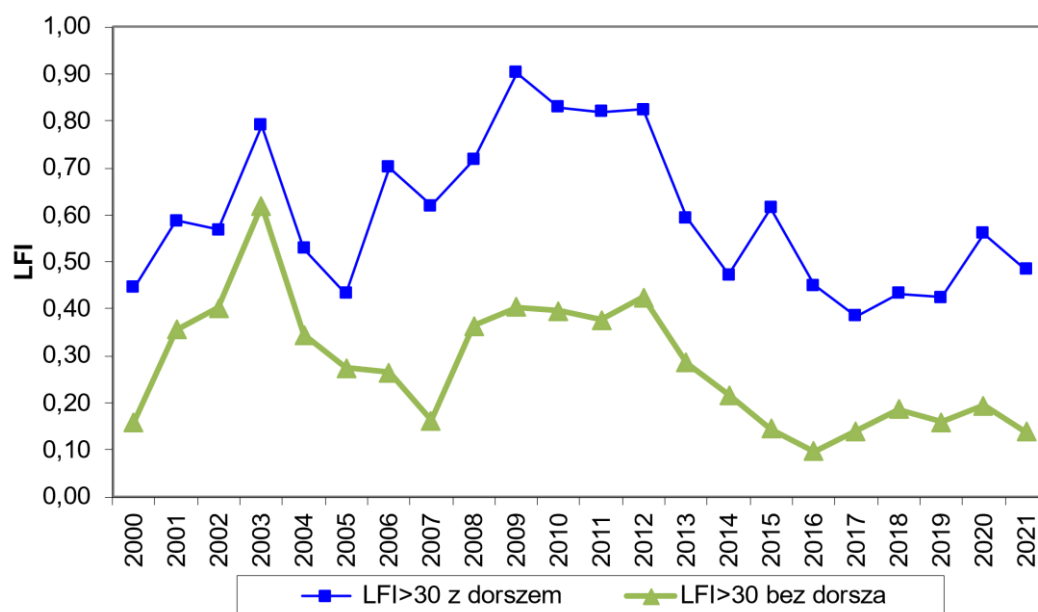
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 roku wyniosła 0,85 (SD=0,05), i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,8.

W obecnej ocenie (dane z roku 2021) wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,48 dla podobszaru ICES 25. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES (Rys. II.49; Rys. II.53, Tabela II.38).



Rys. II.49. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2021 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

Poniżej zamieszczono krzywe przedstawiające udział dużych ryb w połowach BITS w okresie 2000–2021 (Rys. II.50). Udział dużych ryb z wyłączeniem dorsza (pozostały: 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.



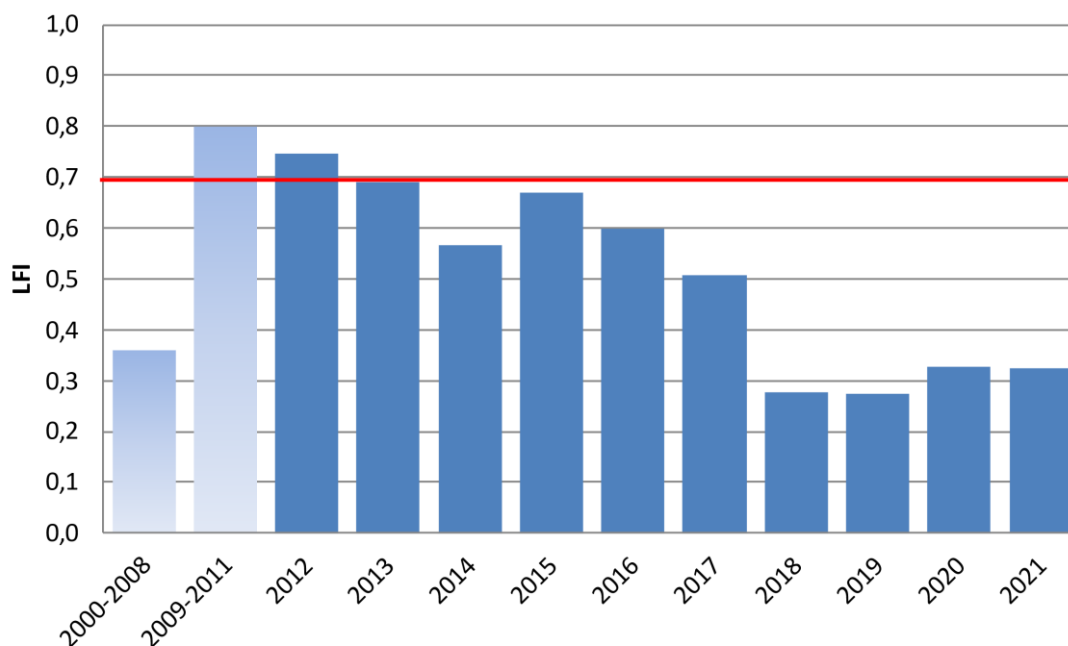
Rys. II.50. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2021 w podobszarze ICES 25.

W podobszarze ICES 25 odnotowano znaczący spadek wskaźnika LFI w porównaniu z rokiem ubiegłym (odpowiednio 0,48 i 0,56). Jednakże z analizy danych wynika, że okres ostatnich 2 lat charakteryzuje się wyższą wartością wskaźnika, niż okres wcześniejszy (2016–2019). Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również zmalała i wynosi obecnie 0,14. 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 2021 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,48 i 0,80).

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

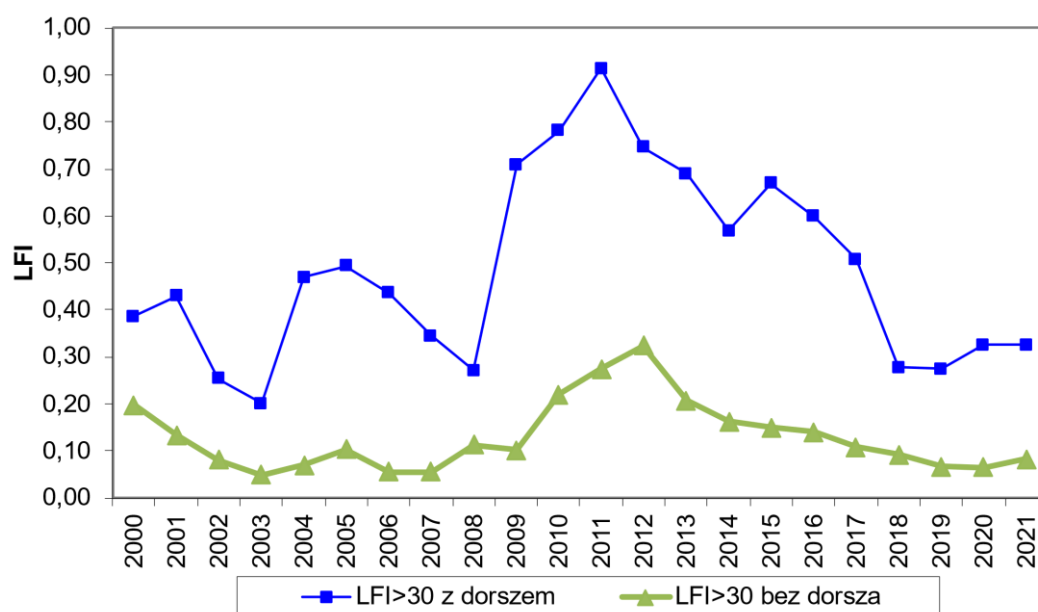
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009–2011 roku wyniosła 0,80 (SD=0,10) i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000–2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,7.

W obecnej ocenie (dane z roku 2021) wartość wskaźnika LFI wynosiła dla podobszaru ICES 26 0,32. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu – subGES (Rys. II.51.; Rys. II.53., Tabela II.38).



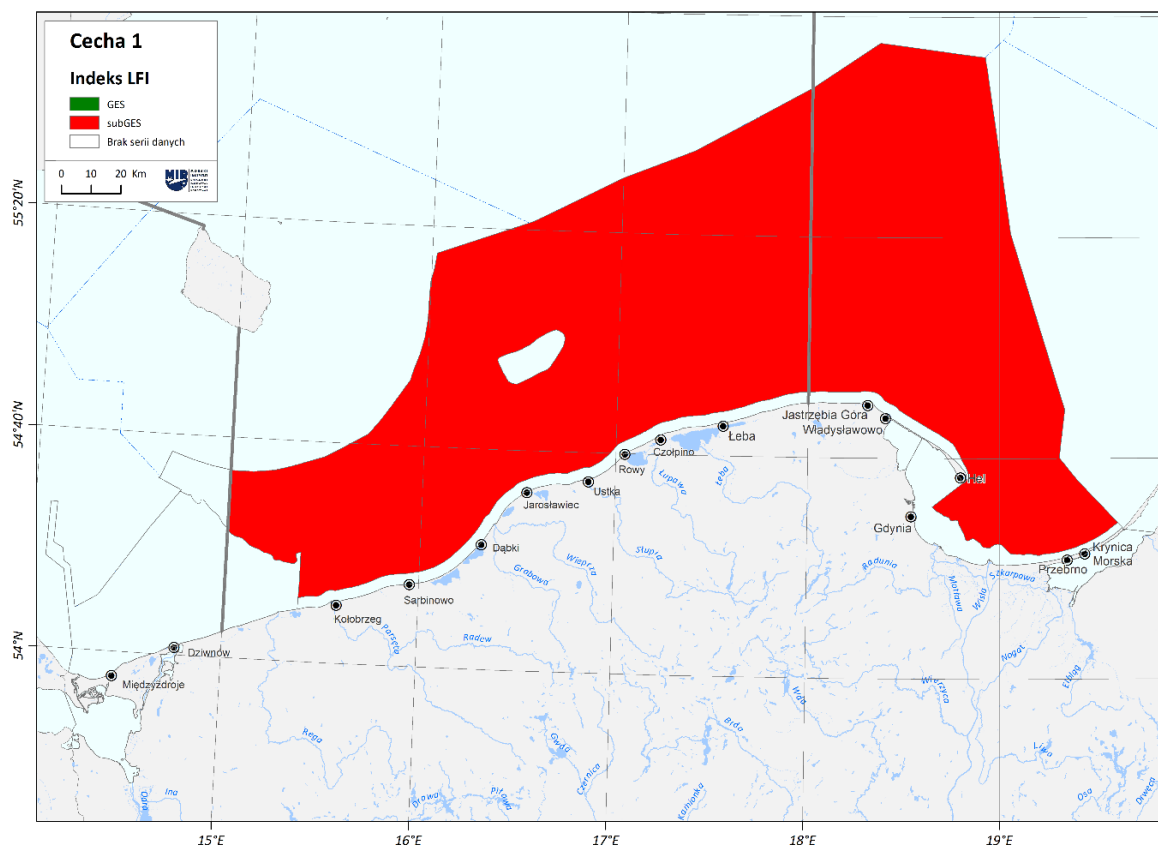
Rys. II.51. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2021 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

Wykres przedstawiający udział dużych ryb w okresie 2000–2021 dla podobszaru ICES 26 (Rys. II.52.) 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.52. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2021 w podobszarze ICES 26.

W podobszarze ICES 26 w roku 2021 wartość wskaźnika LFI (0,32) jest zbliżona do wartości z roku poprzedniego. Po kilkuletnim okresie spadku wartości wskaźnika, w 2020 nastąpił jego wzrost i obecnie, w 2021, utrzymuje się na podobnym poziomie. Na tej podstawie możemy wnioskować, że w ciągu ostatnich 2 lat nastąpiło zwiększenie biomasy dużych dorszy w populacji, a co za tym idzie polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza nieznacznie wzrosła i wynosi obecnie 0,08. Można więc wnioskować, że biomasa dużych storni większych niż 30 cm jest wyższa niż w roku 2020. Obserwując zmiany w okresie wieloletnim można stwierdzić, że jest to biomasa stosunkowo niska. Uzyskana w 2021 r. wartość LFI jest niska w stosunku do wartości progowej (odpowiednio: 0,32 i 0,70).



Rys. II.53. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2021 r.

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

Tabela II.38. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2021.

Podobszar ICES	Indeks LFI 1
Otwarte morze - część wschodnia (ICES 26)	subGES
Otwarte morze - część zachodnia (ICES 25)	subGES

II.3.2. Siedliska Pelagiczne



II.3.2.1. Fitoplankton

W ramach prowadzonego Monitoringu Morza Bałtyckiego w strefie głębokomorskiej w 2021 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 średniej biomasy okrzemek bądź bruzdnic w miesiącach luty – maj, powyżej wartości $1000 \mu\text{g dm}^{-3}$. W związku z faktem braku zanotowania biomasy bruzdnic bądź okrzemek powyżej w/w granicy w 2021 roku nie było możliwe przeprowadzenie oceny w oparciu o w/w wskaźnik.

W związku z powyższym, podobnie jak miało to miejsce w latach ubiegłych, przedstawiono zmiany średniej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich na tle dziesięciolecia.

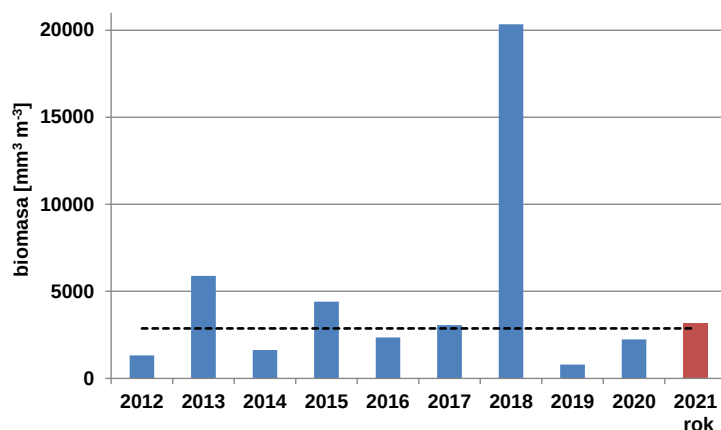
Biomasa fitoplanktonu

W 2021 roku w ramach analizy zmienności struktur fitoplanktonu dokonano porównania średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2011-2020 z wynikami uzyskanym w 2021 roku. Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasę z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2011-2020, 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.55, KW – Rys. II.54), 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. Notowane w 2021 roku wartości biomasy z okresu lata były wyższe od wartości z 2020 roku. W przypadku większości z monitorowanych stanowisk zauważyć można tendencję wzrostu

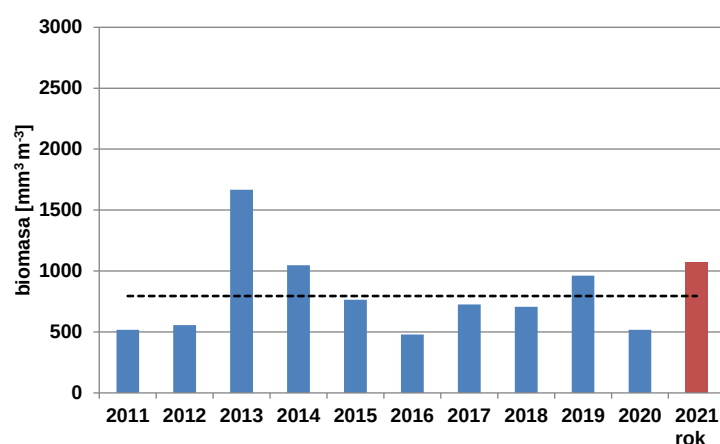
biomasy na przestrzeni kilku minionych lat, przy czym biomasa fitoplanktonu ulegała znacznym fluktuacjom w dziesięcioleciu. Wzrost biomasy fitoplanktonu był szczególnie zauważalny w przypadku stacji P5C ze strefy otwartego morza (Rys. II.59), gdzie zanotowano najwyższą wartość średniej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich w wieloleciu.

Stacja KW z rejonu Zalewu Wiślanego (Rys. II.54) 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 2011-2021 (Rys. II.54). Wartość biomasy z 2021 roku była zbliżona do średniej z wielolecia dla tej stacji.

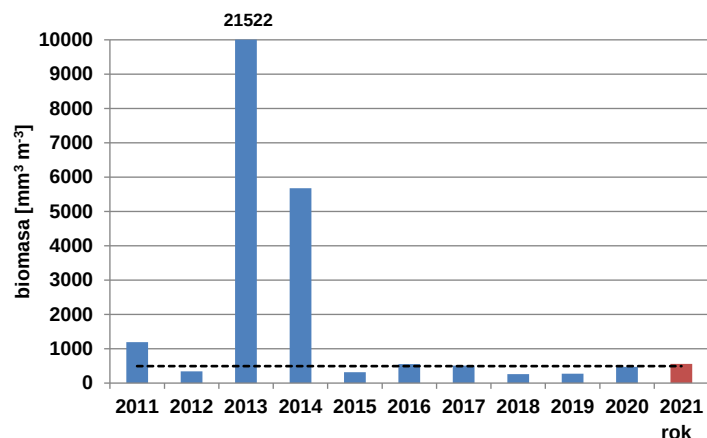


Rys. II.54. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.

Wartości biomasy fitoplanktonu w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej były zróżnicowane pomiędzy stacjami monitoringowymi. Na stacji wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego - ZP6 (Rys. II.55) zanotowano wzrost średniej biomasy fitoplanktonu w lecie w 2021 roku powyżej wartości średniej z wielolecia dla tej stacji. W przypadku stacji P110 z rejonu centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.56) nie zaobserwowano znacznej zmiany biomasy w stosunku do 2020 roku, a zanotowana wartość była dwukrotnie niższa niż w przypadku stacji ZP6 i jednocześnie zbliżona do średniej z wielolecia 2011-2020.



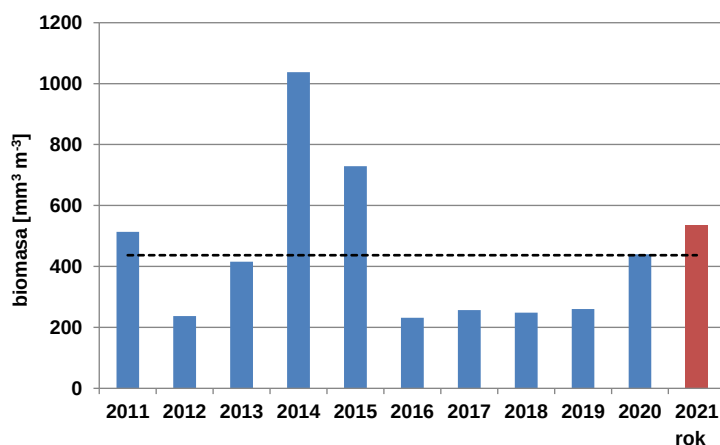
Rys. II.55. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.



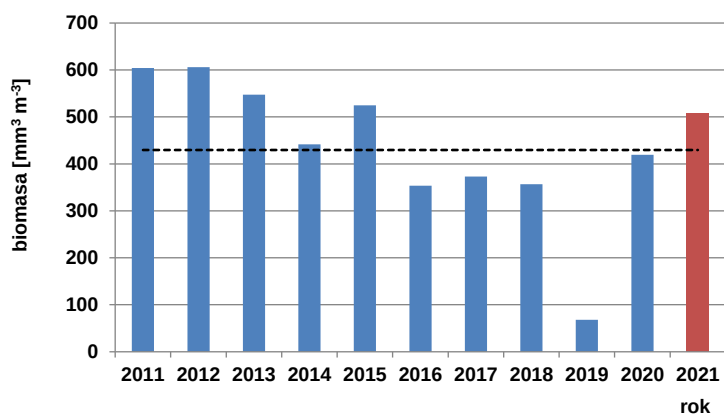
Rys. II.56. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.

W przypadku stacji monitoringowych położonych w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża średnie wartości biomasy w miesiącach letnich były wyrównane pomiędzy stacjami. Zanotowano, również dalszy wzrost biomasy, który utrzymuje się od 2019 roku, kiedy to notowano jedne z niższych wartości biomasy fitoplanktonu (Rys. II.57 - Rys. II.59). Wszystkie zanotowane w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża wartości biomasy były wyższe od średniej z wielolecia 2011-2020.

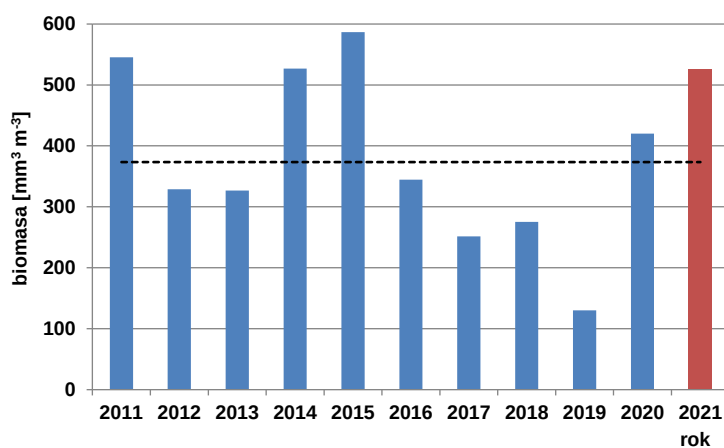
Wartości średniej biomasy fitoplanktonu z okresu lata w rejonie Zatoki Pomorskiej na stacji B13 notowane do 2014 roku były zdecydowanie wyższe od tych notowanych w drugiej połowie wielolecia 2011-2020 w związku z czym wartości notowane po 2014 roku są zdecydowanie niższe od średniej z wielolecia (Rys. II.60). Wartość biomasy z lata 2021 roku była najwyższa od 2014 roku i zbliżona do wartości notowanych na stacjach ze strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża.



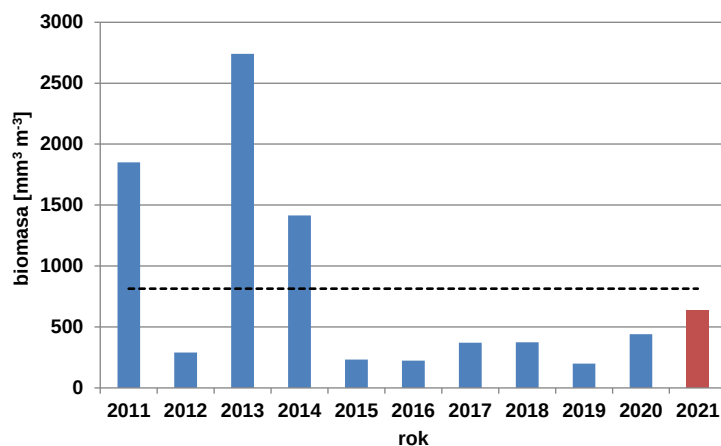
Rys. II.57. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.



Rys. II.58. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.

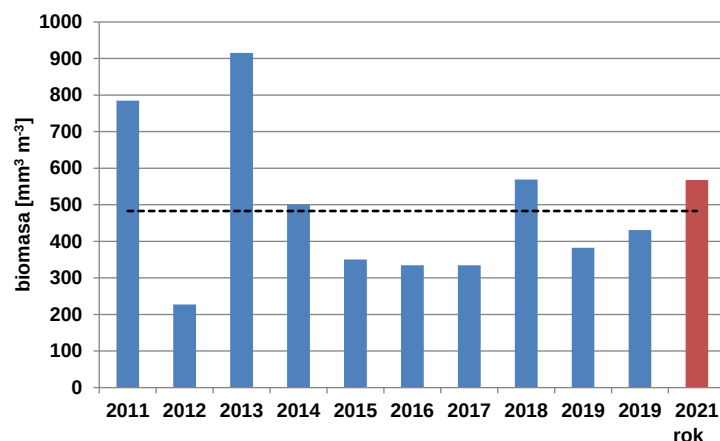


Rys. II.59. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.

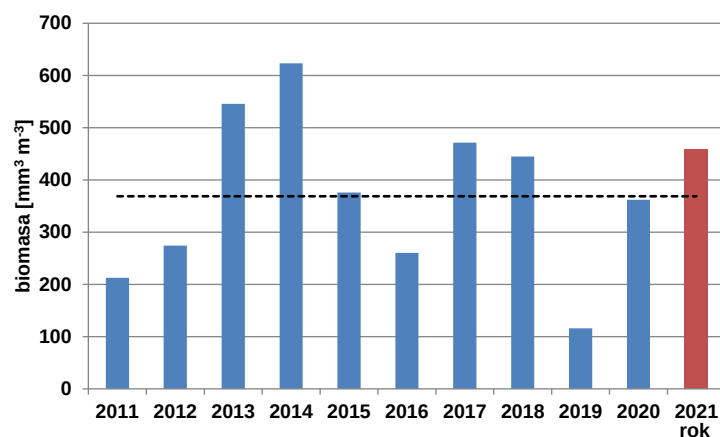


Rys. II.60. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.

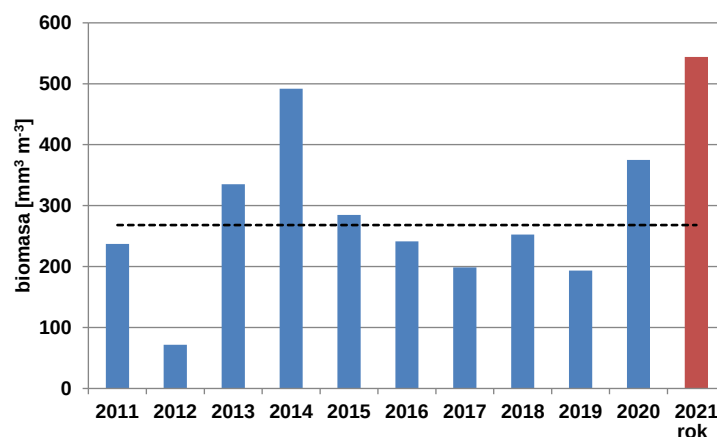
W 2021 roku w strefie głębokowodnej otwartego morza średnie wartości biomasy z lata były zbliżone pomiędzy stacjami monitoringowymi (Rys. II.61 – Rys. II.63) przy czym najniższą wartość średniej biomasy zanotowano w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (Rys. II.62). W przypadku stacji z rejonu Głębi Bornholmskiej wartość średniej biomasy z lata była w 2021 roku najwyższa w wieloleciu i przez to zdecydowanie wyższa od średniej z wielolecia 2011–2020 (Rys. II.63). W przypadku wszystkich wymienionych lokalizacji zanotowano wzrost biomasy w miesiącach letnich. Wzrost biomasy jest szczególnie widoczny na st. P5C.



Rys. II.61. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2011–2020 oraz w 2021 r.



Rys. II.62. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2011–2020 oraz w 2021 r.



Rys. II.63. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.

Podsumowując, z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż średnia biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich w 2021 roku była wyrównana we wszystkich rejonach badań. Wyjątek stanowią obszary Zalewu Puckiego i szczególnie Zalewu Wiślanego, którego charakterystyka jest odmienna od pozostałych rejonów badań. W przypadku wszystkich stacji monitoringowych zanotowano wzrost biomasy w stosunku do 2020 r. Średnia biomasa fitoplanktonu z miesięcy letnich na wszystkich stacjach z wyłączeniem stacji z rejonu Zatoki Pomorskiej (st. B13) osiągnęła w 2021 roku wartości wyższe od średniej z wielolecia 2011-2020.

II.3.2.2. Zooplankton

Morze Bałtyckie jest morzem 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 organizmów w nim żyjących. Średnie zasolenie tego morza wynosi ok 7. Bałtyk 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 jak i wertykalnego ma znaczący wpływ na faunę i florę Morza Bałtyckiego. Niskie zasolenie Bałtyku stanowi barierę nie do pokonania dla wielu gatunków zwierząt przez co jego bioróżnorodność jest uboga. Z drugiej strony niskie zasolenie Bałtyku umożliwia życie wielu organizmom słodkowodnym jak niektórym gatunkom np. ryb, skorupiaków.

Zooplankton (gr. ζῷον *zôion* – 'zwierzę'; πλαγκτός *planktós* – 'błąkający się') jest to szereg drobnych organizmów bezkręgowych dryfujących masowo w warstwie pelagicznej zbiorników wodnych. Bałtycki zooplankton jest taksonomicznie ubogi. W jego skład wchodzi głównie skorupiaki będące przedstawicielami widłonogów (Copepoda), wioślarek (Cladocera), szczepionogów (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 południowo-zachodnia 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.

Każdego roku w ramach programu monitoringu polskich obszarów morskich realizowane są prace związane z mezozooplanktonem dotyczące oznaczenia składu gatunkowego, liczebności i biomasy. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2021 r. 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 KW gdzie próbki pobierano 6 razy i ZP6, gdzie pobrano 12 razy. Narzędziem wykorzystywanym do poboru mezozooplanktonu 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 2021 roku stwierdzono występowanie łącznie 26 taksonów zooplanktonu, czyli mniej niż w 2020 r. (było 27 taksonów) (Tabela II.39). W 2021 r. najliczniejszą grupą organizmów były gatunki z podgromady Copepoda, a następnie z nadrzędu Cladocera. 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).

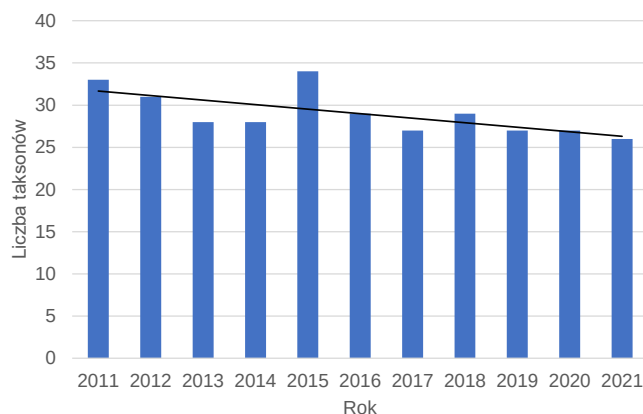
W 2021 roku najbardziej różnorodną pod względem ilości gatunków była tak jak w 2020 r. stacja Zalewu Puckiego – ZP6 gdzie zanotowano 22 taksonów (Tabela II.39). Kolejną pod względem różnorodności gatunkowej była stacja głębokomorska P140 – 19 gatunków (Tabela II.39). Stacją, na której stwierdzono najmniejszą liczbę taksonów była stacja wód strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża Ł7 – 13 gatunków. Stacją głębokomorską, na której zanotowano najmniej taksonów była P1 – 16 taksonów (Tabela II.39).

Tabela II.39. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2021 r.

Grupa	Takson	B13	K6	KW	L7	P1	P110	P140	P16	P5C	ZP6
Cladocera	<i>Alona quadrangularis</i>			X							X
	<i>Bosmina longispina</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Cercopagis pengoi</i>		X	X			X				X
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			X							
	<i>Evadne nordmanni</i>	X	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
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
	<i>Centropages hamatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eurytemora affinis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Pseudocalanus minutus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Temora longicornis</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae	X		X						X	X
	<i>Oithona similis</i>							X		X	
	Harpacticoida						X				
Varia	Hydromedusae					X		X			
	Bivalvia	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	Gastropoda	X						X	X		X
	Pisces					X		X			X
	Polychaeta	X	X	X		X	X	X		X	X
	Fritillaria		X		X	X	X	X		X	X
	Decapoda		X	X			X		X		X
	Rotifera	X	X	X			X	X		X	X
Razem		17	16	17	13	16	18	19	14	17	22

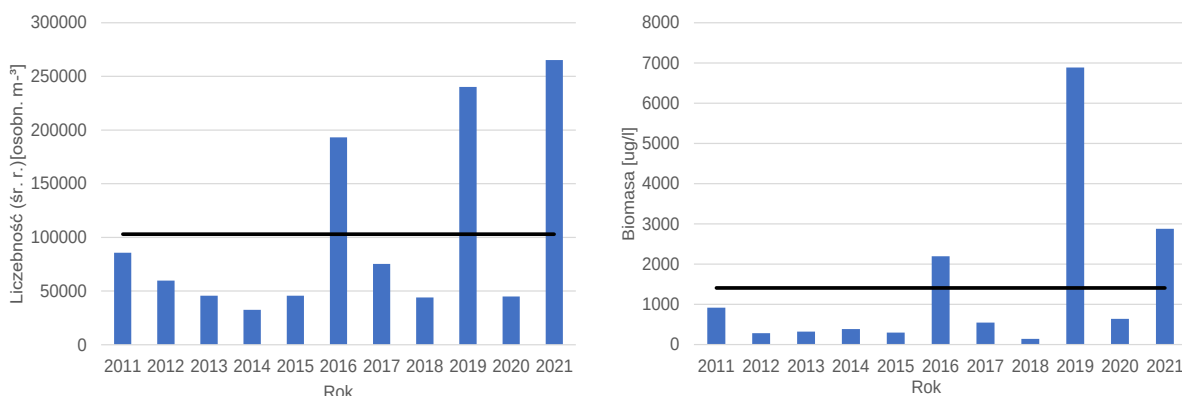
W 2021 r. na wszystkich 10 stacjach występowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Centropages hamatus*, *Eurytemora affinis*, *Pseudocalanus minutus*, stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I-III (Calanoida). *Acartia bifilosa* jest gatunkiem kosmopolitycznym o wysokiej zdolności adaptacyjnej przez co dominuje w Bałtyku i dlatego też tak licznie występuje na wszystkich badanych stacjach (Tabela II.39). Najczęściej występującym gatunkiem z nadrzędu Cladocera była *Bosmina longispina*, oraz *Evadne nordmanni* (Tabela II.39). Słodkowodna wioślarka *Diaphanosoma brachyurum* pojawiła się w 2021 r. tylko na stacji zalewowej KW (Tabela II.39). Rzadko spotykany gatunek *Alona quadrangularis* pojawił się na stacjach KW i ZP6. Gatunek wioślarki *Diaphanosoma brachyurum* licznie pojawił się tylko na stacji KW. (Tabela II.39) W 2021 r. zaobserwowano drapieżną i inwazyjną wioślarkę *Cercopagis pengoi*. Podobnie jak w 2020 r. widłonóg z rzędu Cyclopoida - *Oithona similis* pojawił się niezbyt licznie na dwóch stacjach głębokomorskich - P140 i P5C. Przyczyną jego rzadkiego występowania jest prawdopodobnie kolejny rok bez wlewu świeżych i stonych mas wód z regionu Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie. *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.39) jako „Varia” na stacjach najczęściej przez cały rok stwierdzano obecność larw małży Bivalvia. Wrotki (Rotifera) zaobserwowano na 7 stacjach (Tabela II.39). Larwy ryb pojawiły się na stacjach P1, P140, ZP6.

Na Rys. II.64 przedstawiono zmiany w ilości stwierdzonych taksonów na wszystkich stacjach na tle dziesięciolecia. Rokiem, w którym zanotowano największą liczbę taksonów był 2015 – 34 taksony, a najmniejszą liczbę gatunków zanotowano w latach 2017, 2019, 2020, 2021. Zauważalna jest tendencja spadkowa bioróżnorodności na przełomie 10 lat.

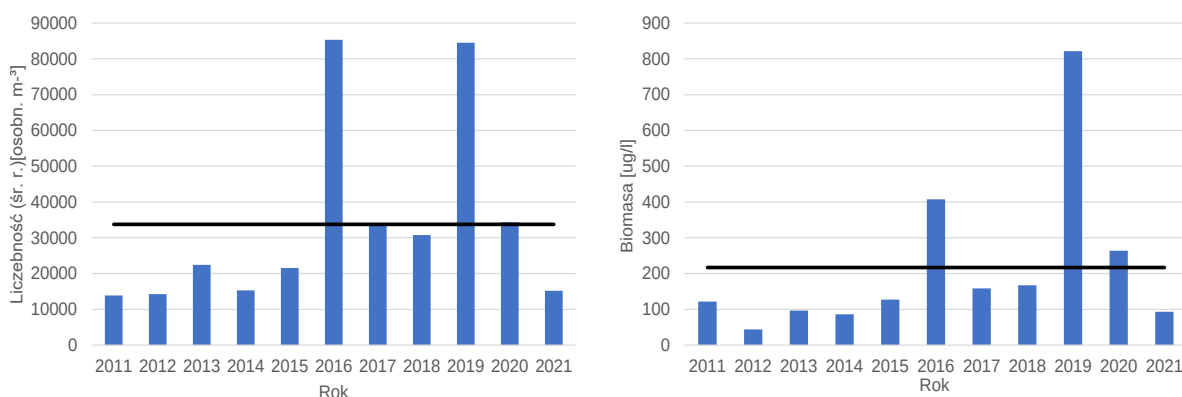


Rys. II.64. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2011-2021 r na wszystkich monitorowanych stanowiskach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.

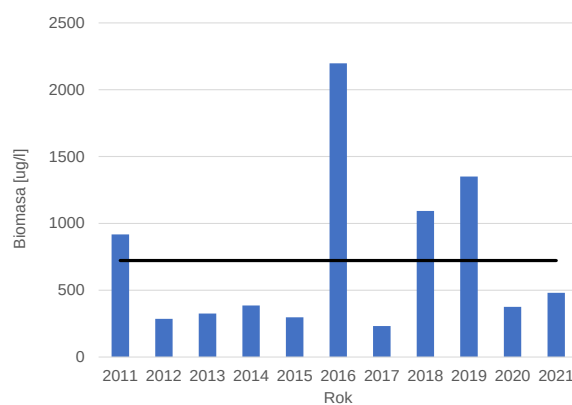
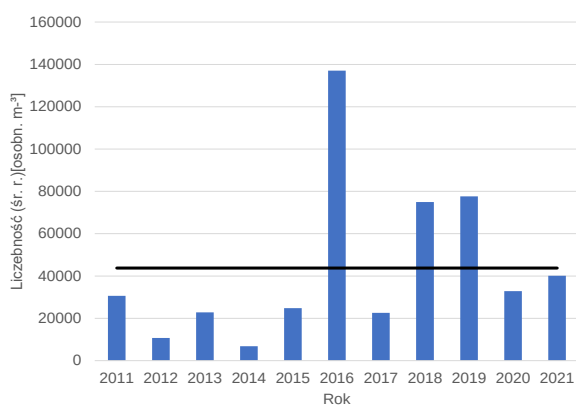
Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w latach 2011-2021 (Rys. II.65-Rys. II.74).



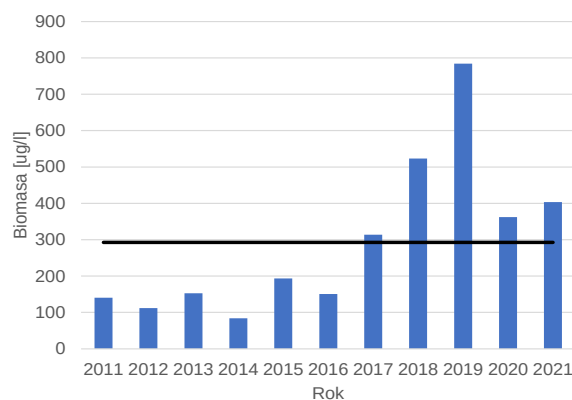
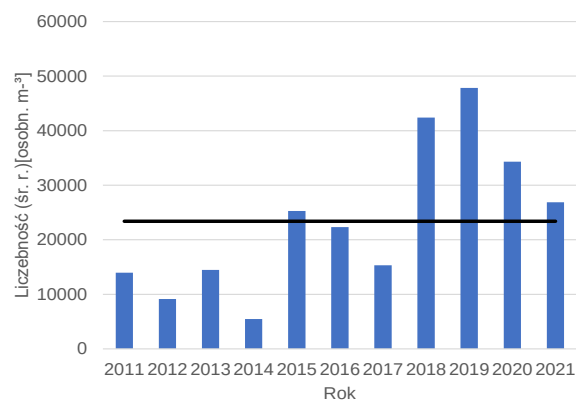
Rys. II.65. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



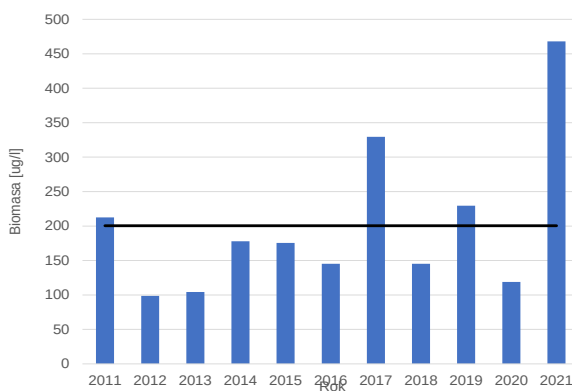
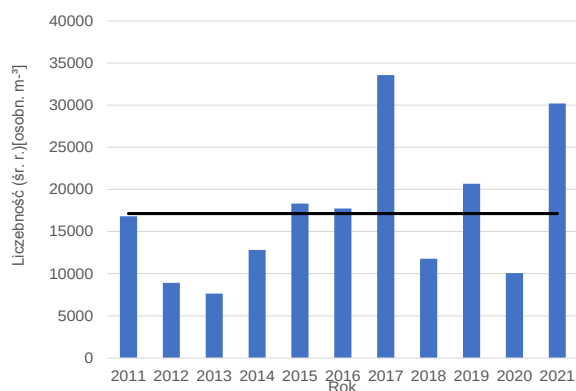
Rys. II.66. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



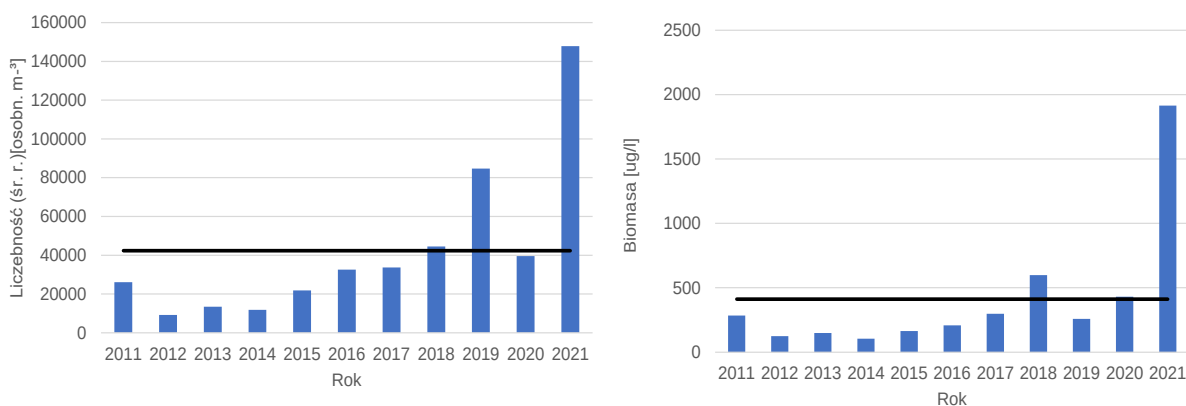
Rys. II.67. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



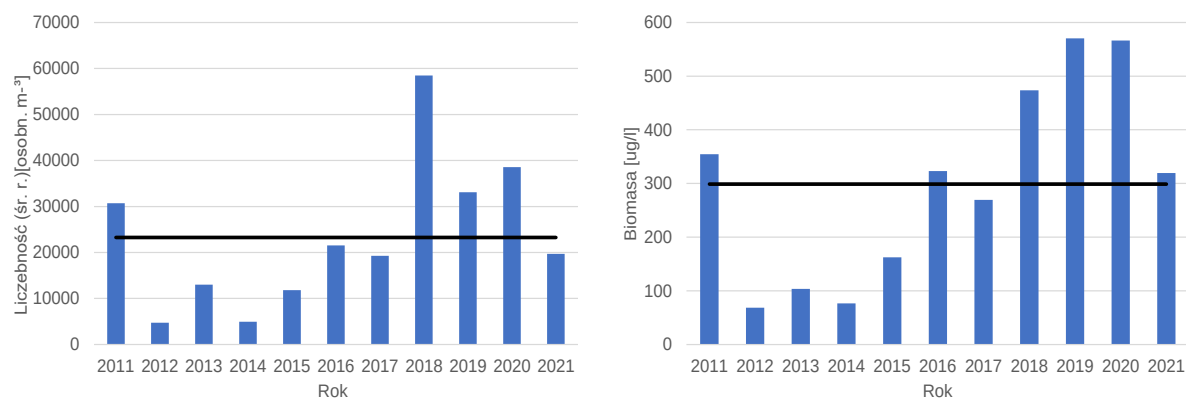
Rys. II.68. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



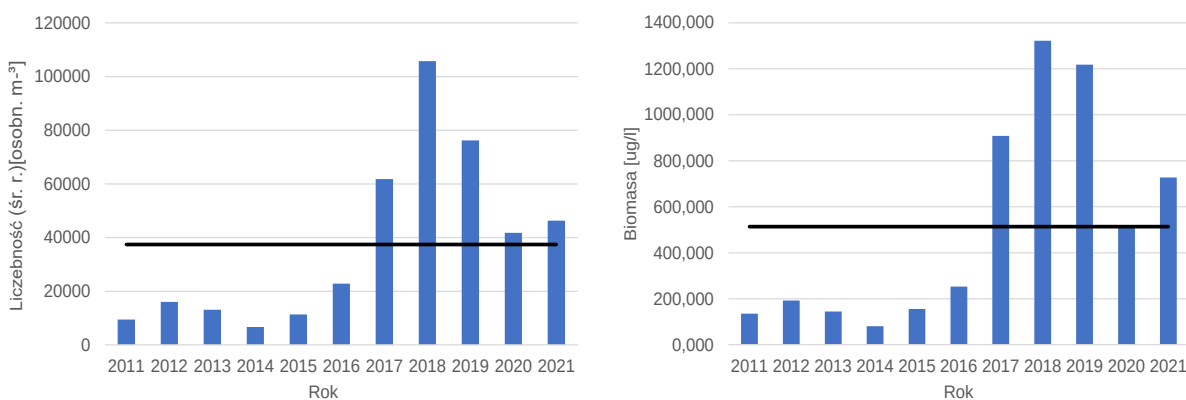
Rys. II.69. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



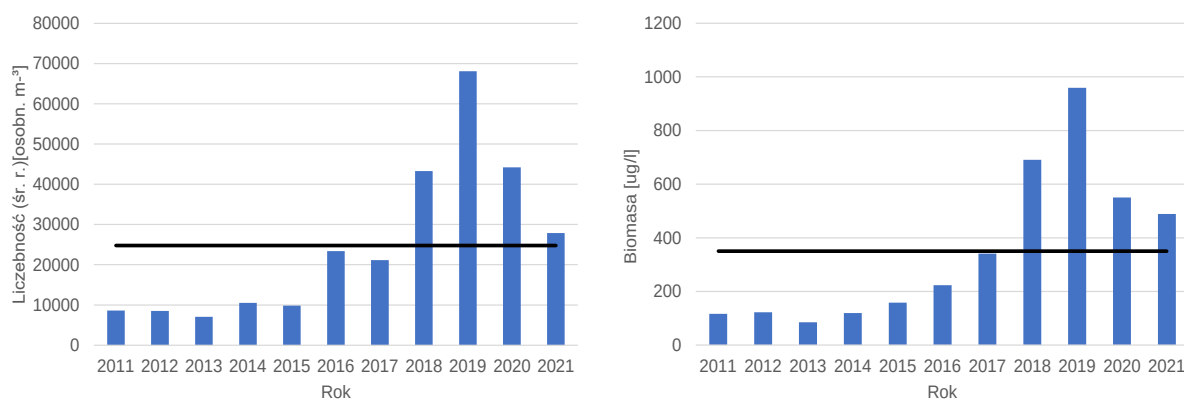
Rys. II.70. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



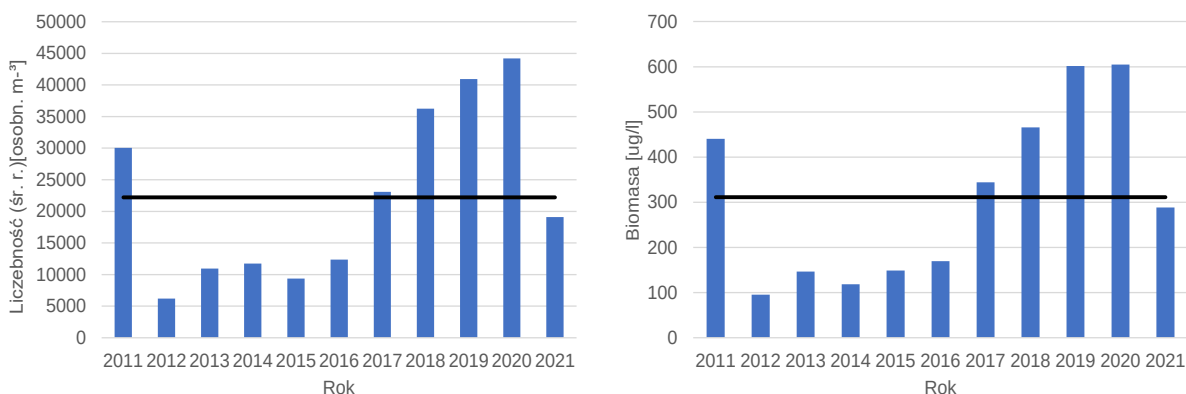
Rys. II.71. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.72. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.73. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.74. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia

Liczebność (średnia roczna) zooplanktonu na stacji Zalewu Wiślanego (KW) wykazała wybitny wzrost w stosunku do roku ubiegłego (Rys. II.65). Stacja KW, oprócz 2021 r., w 2016 i 2019 r. miała najwyższe wartości liczebności w ciągu ostatnich 10 lat. Najniższa liczebność zooplanktonu na stacji KW była zanotowana w 2014 r. (Rys. II.65). Liczebność na stacji Zatoki Puckiej (ZP6) wykazała spadek w stosunku do roku 2020. Najwyższą liczebność zooplanktonu na stacji ZP6 odnotowano w 2016 i 2019 r., a biomasa tylko w 2019 r. Najniższą biomasę na stacji ZP6 odnotowano w 2012 r. (Rys. II.66). Na płytkowodnych stacjach K6, B13 widać wyraźne wzrosty liczebności i biomasy (Rys. II.69; Rys. II.70). Na stacji K6 oprócz 2021 r. jedynie w 2017 r. odnotowano tak wysoką liczebność oraz biomasę (Rys. II.69). Stacja B13 w 2021 r. pierwszy raz w ciągu 10 lat wykazała tak wysoki wzrost liczebności (Rys. II.70). Płytkowodne stacje Ł7 i P16 osiągają poziomy zbliżone do średniej z 10-lecia (Rys. II.67; Rys. II.68). Od 10 lat najwyższą liczebność oraz biomasę na stacji Ł7 odnotowano w 2016 r., a na stacji P16 w 2019 r. Stacje głębokomorskie P1, P5C, P140 wykazały spadek liczebności i biomasy w stosunku do roku 2020. (Rys. II.71 – Rys. II.73). Jedynie na stacji P110 zauważono nieznaczny wzrost (Rys. II.72). Na stacji P5C od 2018 r. widać było wyraźną tendencję wzrostową liczebności i biomasy zooplanktonu, jednakże w 2021 r. wybitnie zmalała (Rys. II.74). Na przelomie 10-lecia w 2012 r. na stacji P5C była najniższa liczebność i biomasa (Rys. II.74). Stacja P140 miała najwyższą liczebność w roku 2019 i aktualnie obserwuje się tendencję spadkową (Rys. II.73). Stacja P110 miała najwyższą liczebność i biomasę w latach 2017-2019, a od 2020 r. wyraźnie spada (Rys. II.72). Podobną sytuację obserwuje się na stacji P1 gdzie w latach 2018-2020 widać wyraźną tendencję wzrostową liczebności i biomasy, gdzie w 2021 r. widać wyraźny spadek poniżej średniej z 10-lecia (Rys. II.71). Na wszystkich stacjach głębokomorskich od ok. 2015 r. odnotowuje się wyraźny wzrost liczebności i biomasy (Rys. II.71 – Rys. II.73).

Wskaźnik MSTS

Wskaźnik MSTS (ang. Zooplankton mean size and total stock) jest wskaźnikiem podstawowym HELCOM zaproponowanym do oceny zooplanktonu w ramach projektu HELCOM HOLAS II. 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.40).

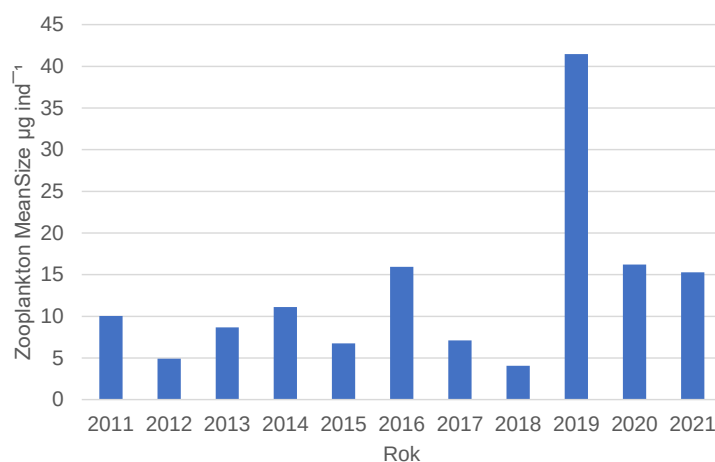
Tabela II.40. Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM.

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

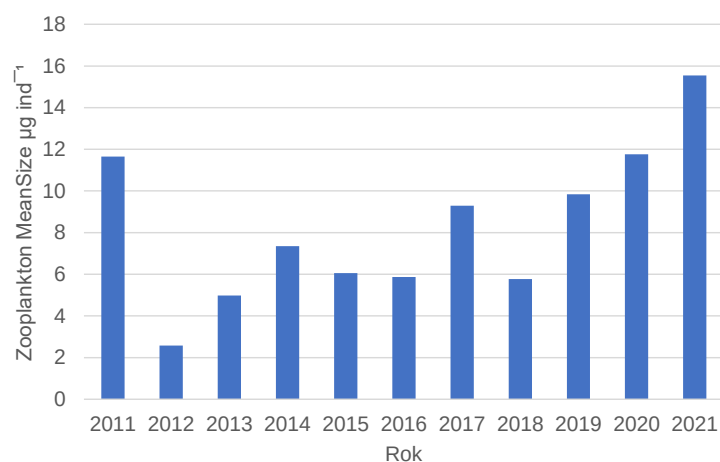
W celu osiągnięcia GES obie składowe muszą przekroczyć wartość progową dobrego stanu.

W przypadku pozostałych stacji ze względu na brak wartości progowych, sporządzono wykresy zmienności składowej MS (Mean size) wskaźnika MSTS w roku 2021 w odniesieniu do 10- lecia. (Rys. II.75-Rys. II.81).

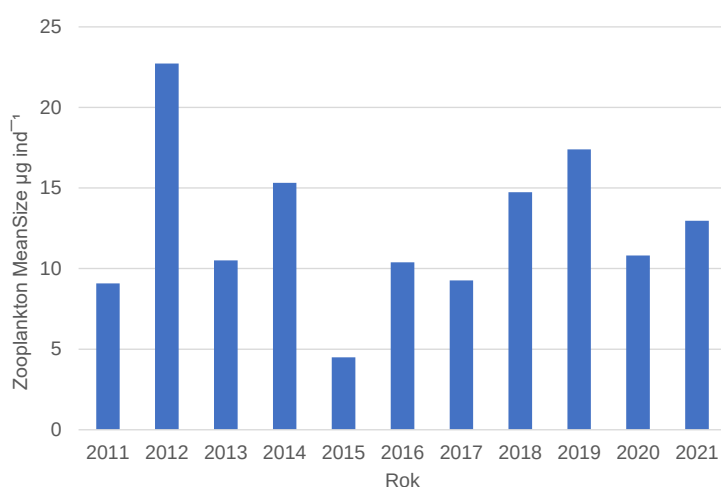
Wyniki oceny wskaźnika MSTS dla stacji P1, P5C, P140 zobrażowano na Rys. II.82-Rys. II.84. Stacje P1, P5C, P140 na podstawie wartości progowych wykazują dobry stan środowiska (GES). Stacja P5C nie osiągnęła dobrego stanu (Rys. II.84).



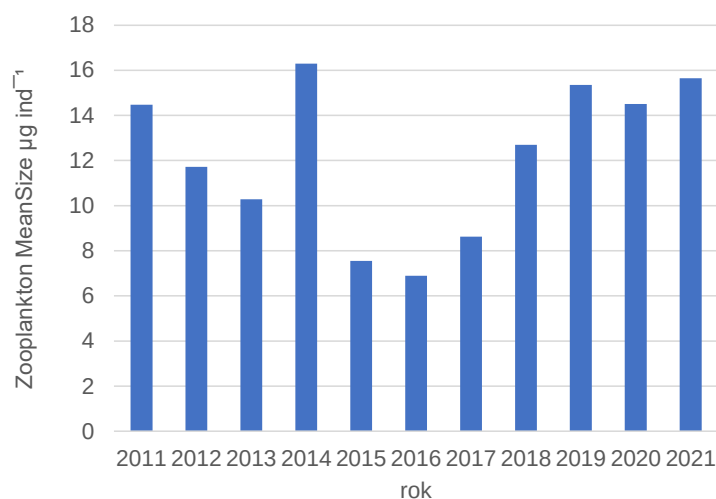
Rys. II.75. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).



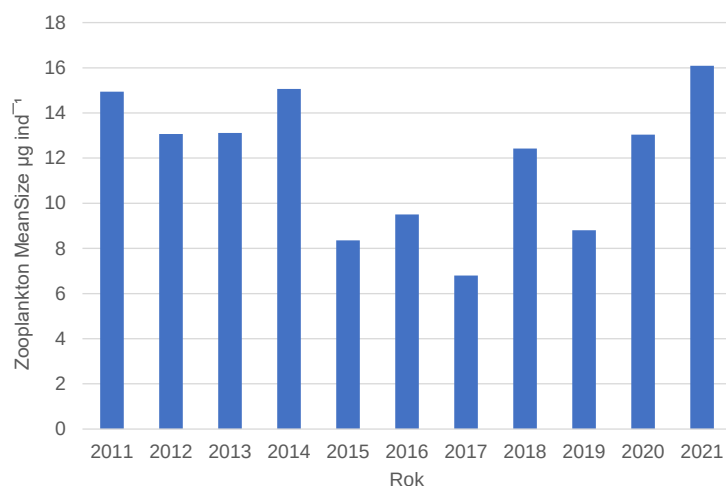
Rys. II.76. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).



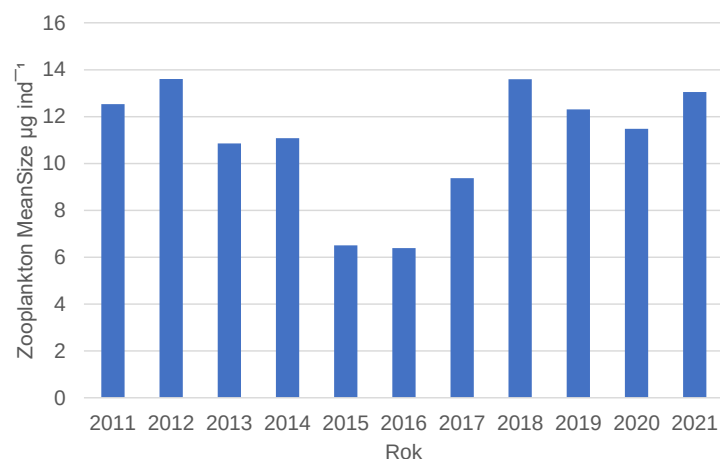
Rys. II.77. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).



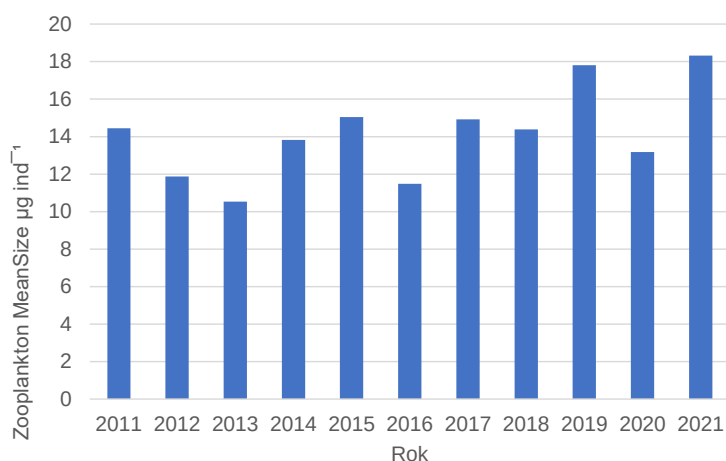
Rys. II.78. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).



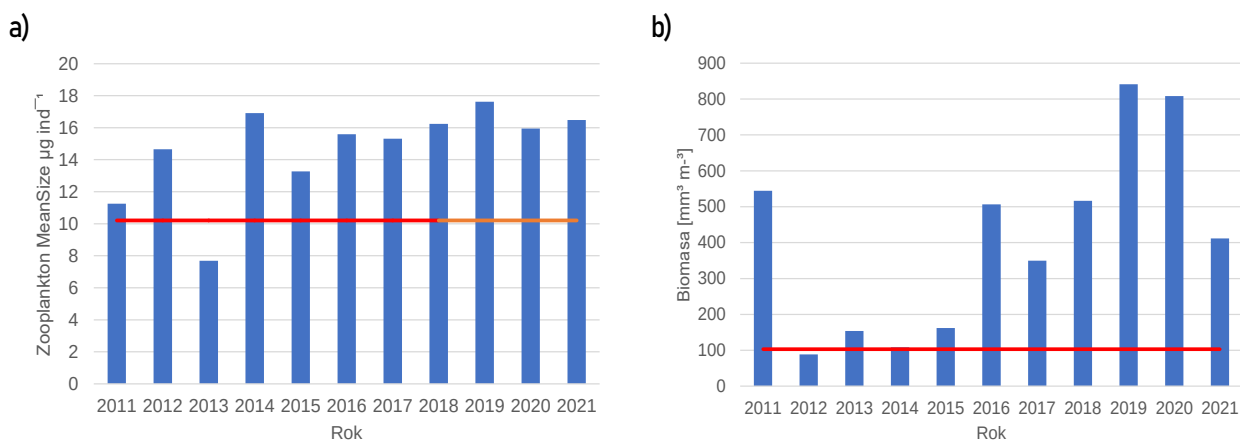
Rys. II.79. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2011–2021 w sezonie letnim (VI–IX).



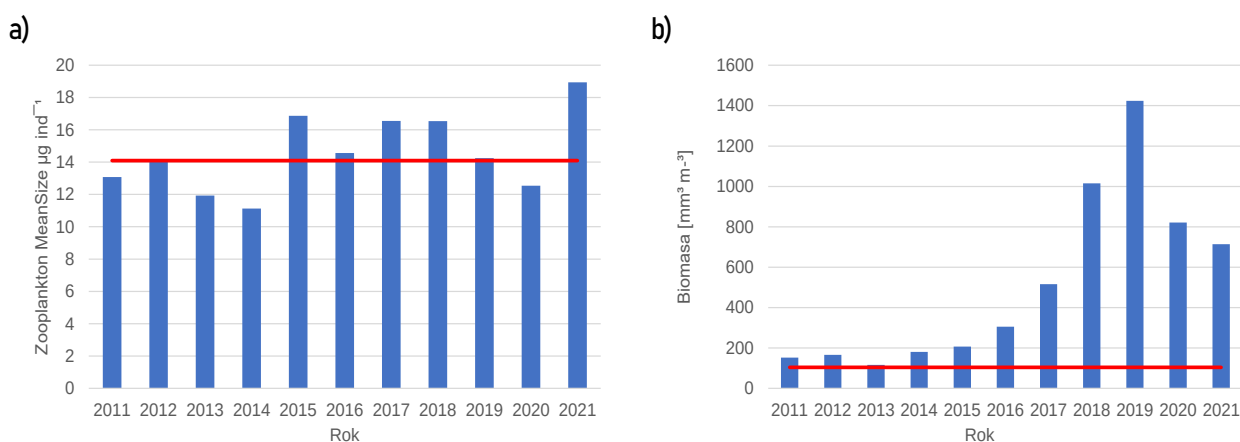
Rys. II.80. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2011–2021 w sezonie letnim (VI–IX).



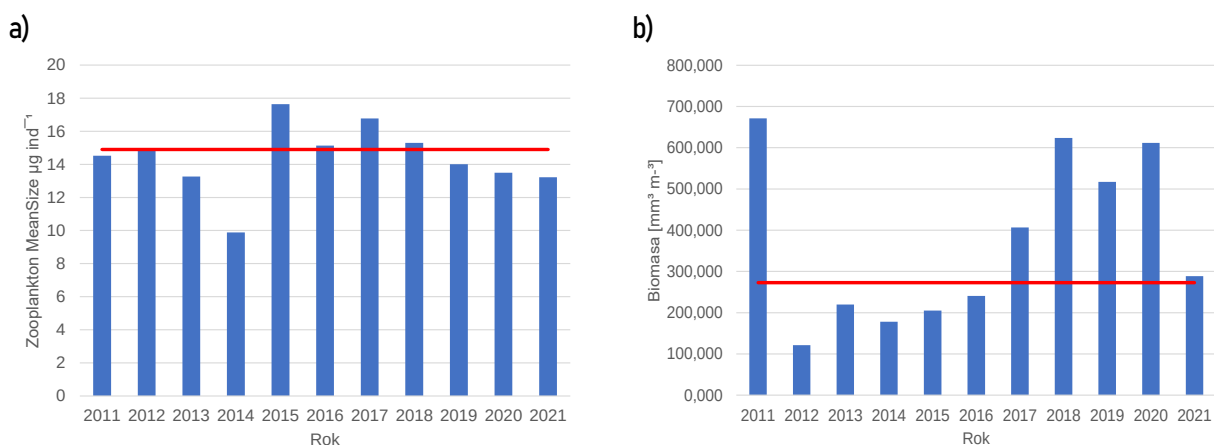
Rys. II.81. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2011–2021 w sezonie letnim (VI–IX).



Rys. II.82. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 11,6 µg, dla biomasy – 156,3 mg m⁻³



Rys. II.83. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 12,2 µg, dla biomasy – 223,0 mg m⁻³.



Rys. II.84. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 10,2 µg, dla biomasy – 103 mg m⁻³

II.3.3. Siedliska Bentosowe



II.3.3.1. Makrofity

W 2021 roku poboru i oceny makroglonów i roślin okrytozależkowych dokonano w ramach monitoringu strefy głębokomorskiej (RDSM). W roku 2021 przeprowadzono, w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim, monitoring makrofitobentosu. Wskazane stanowiska pomiarowe położone były w rejonach polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Dodatkowo kontynuowane był monitoring w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy, w rejonie Ławicy Słupskiej na obszarze Basenu Bornholmskiego oraz w obrębie JCWP Dziwna-Świna w Zatoce Pomorskiej (Rys. II.2). Na podstawie próbek zebranych w okresie szczytu rozwoju roślin naczyniowych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie obniżonej produkcji pierwotnej makrofitobentosu (wrzesień), wyliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1). Jest on oparty na stosunku biomasy gatunków pozytywnych (Tabela II.41) z uwzględnieniem stopnia pokrycia dna do biomasy całkowitej makrofitów,

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n (B_p * pdp)_{VI} + \sum_1^n (B_p * pdp)_{IX}}{\sum_1^n (B_t * pdt)_{VI} + \sum_1^n (B_t * pdt)_{IX}}$$

gdzie:

B_p – biomasa [g s.m.] taksonu pozytywnego (takson 1÷n) (Tabela II.41),

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

B_t – 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 $SM_1 = 0,8$. W klasyfikacji wg RDW, wartości wskaźnika SM_1 podzielono na pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (Tabela II.42).

Tabela II.41. 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.42. 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)	

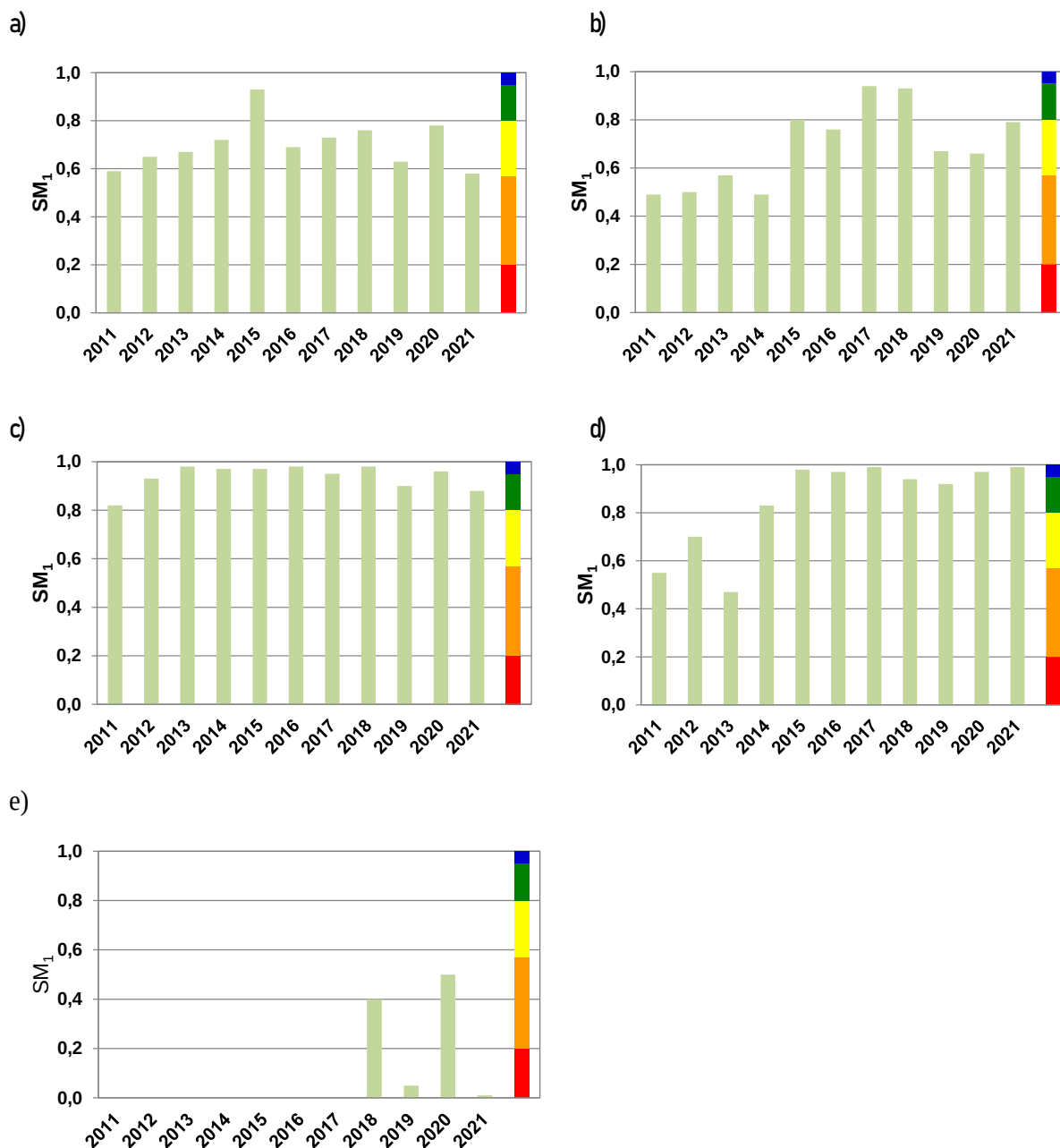
W roku 2021 na profilu Jama Kuźnicka odnotowano łączne 14 gatunków makrofytobentosu, z czego najliczniej notowanymi gatunkami były zieleńce i rośliny naczyniowe (po 4 gatunki) (Tabela II.43). W rejonie Klif Orłowski w roku 2021 stwierdzono występowanie 13 gatunków makrofytobentosu, z czego najliczniej były reprezentowane zieleńce (6 gatunków) (Tabela II.43). Na Ławicy Słupskiej podobnie jak w ubiegłych latach najczęściej występowały gatunki krasnorostów (6 gatunków) i brunatnic (4 gatunki), z czego po raz pierwszy odnotowano podczas monitoringu gatunek *Chorda filum*. Na obszarze Głazowiska Rowy, podobnie jak w przypadku pozostałych dwóch obszarów kamienistych, licznie notowane były krasnorosty (5 gatunków). Na obszarze Wolińskiego Parku Narodowego odnotowano 4 przedstawicieli zieleńców i 2 przedstawicieli krasnorostów (Tabela II.43).

Tabela II.43. Skład taksonomiczny makrofytobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2020 r.

		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Słupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
Chlorophyta- zieleńce						
1	<i>Cladophora rupestris</i>	+	+			
2	<i>Cladophora glomerata</i>	+				+
3	<i>Cladophora fracta</i>	+				
4	<i>Cladophora sericea</i>					+
5	<i>Cladophora sp.</i>		+			
6	<i>Ulva clathrata</i>	+	+			+
7	<i>Ulva intestinalis</i>	+	+			
8	<i>Ulva flexuosa</i>	+				
9	<i>Ulva sp.</i>					+
Charophyceae – ramienice						
10	<i>Chara baltica</i>		+			
Phaeophyta-brunatnice						
11	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+		+		
12	<i>Pyraliella littoralis</i>		+	+	+	
13	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	+		+		
14	<i>Chorda filum</i>			+		
15	<i>Acrochaetium sp.</i>		+			
Rhodophyta-krasnorosty						
16	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+	+	+	+
17	<i>Ceramium virgatum</i>			+	+	
18	<i>Ceramium tenuicorne</i>	+	+			
19	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	+		+	+	
20	<i>Vertebrata fucoides</i>	+	+	+	+	+
21	<i>Coccolytus truncatus</i>			+	+	
22	<i>Delesseria sanguinea</i>			+		
Spermatophyta-rośliny nasienne						
23	<i>Myriophyllum spicatum</i>		+			
24	<i>Suckenia pectinata</i>		+			
25	<i>Zannichellia palustris</i>		+			
26	<i>Zostera marina</i>	+	+			

W roku 2021 na podstawie wskaźnika SM_i , stwierdzono pogorszenie warunków w obrębie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (profil KO) bez zmiany stanu (spadek wartości wskaźnika z 0,78 w roku 2020 do 0,58 w 2021 r., stan umiarkowany) (Rys. II.85a). Spowodowane było to głównie licznym występowaniem zielenic na płytkich głębokościach. W czerwcu na głębokości 1 – 2 m w 100% biomasę stanowiły zieleńce a ich biomasa $92 \text{ g}_{\text{sm}} \text{ m}^{-2}$ na głębokości 1 m znacząco przekraczała biomasę krasnorostów, która na 3 – 6 metrach średnio wynosiła $17.8 \text{ g}_{\text{sm}} \text{ m}^{-2}$. We wrześniu udział zielenic na głębokości 1 m znacząco spadł, jednak ciągle dno w 15% porośnięte było przez te makrofity i stanowiło 40% całkowitej biomasy. Na profilu Jama Kuźnicka stan jakości wód podobnie jak w ubiegłym roku był umiarkowany jednak wskaźnik SM_i był dużo wyższy (wzrost z 0,66 w roku 2020 do 0,79 w 2021 r.) (Rys. II.85b). Pogorszenie stanu z bardzo dobrego na dobry stwierdzono w rejonie Ławicy Słupskiej – wody Basenu Bornholmskiego (spadek wartości wskaźnika z 0,96 w roku 2020 do 0,88 w 2021 r.) (Rys. II.85c), spowodowane było głównie licznym występowaniem gatunku *Stictyosiphon tortilis* (brunatnice), który w czerwcu stanowił 25% całkowitej biomasy na tym obszarze. W rejonie Głazowiska Rowy – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (Rys. II.85d) stan (bardzo dobry) nie uległ zmianie w stosunku do poprzedniego roku. W wodach powierzchniowych rejonu Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej, podobnie jak w obrębie Klifu Orłowskiego, odnotowano bardzo dużą biomasę zielenic na głębokości 1 m. W czerwcu biomasa zielenic na głębokości

1 m wynosiła $76 \text{ g}_{\text{sm}} \text{ m}^{-2}$ i była prawie 25 razy wyższa niż krasnorostów na głębokości 6 m ($3,1 \text{ g}_{\text{sm}} \text{ m}^{-2}$). W październiku na głębokości 1 m ciągle licznie występowały zieleńce (*Cladophora glomerata*, *Ulva clathrata*) przy czym, wraz ze wzrostem głębokości, nie zaobserwowano przedstawicieli krasnorostów. Konsekwencją bardzo dużej biomasy zieleńców w stosunku do pozostałych grup jest pogorszenie stanu ze słabego na zły (spadek wartości wskaźnika z 0,5 w roku 2020 do 0,01 w 2021 r.) (Rys. II.85e)



Rys. II.85. Ocena stanu makroglonów i okrytozależek na podstawie indeksu SM_i w akwenu płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy, e) Woliński Park Narodowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_i – Tabela II.42.

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.44), 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):

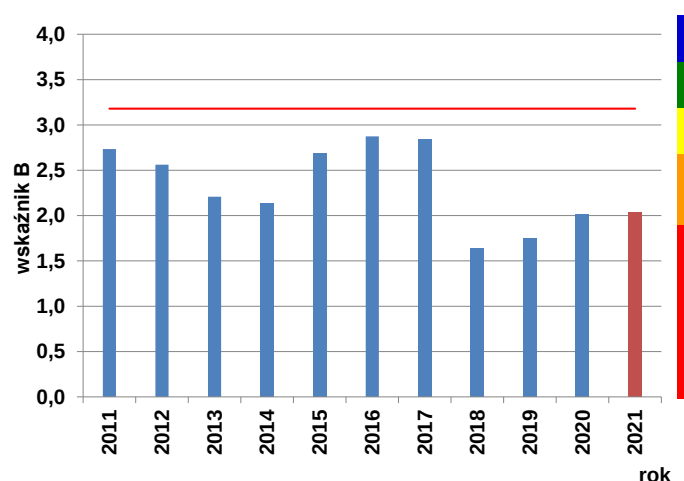
- polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; stacje: P104 oraz ZP6,
- Basen Gdański; stacje: P1, P110 oraz ZN4,
- wschodnie Basenu Gotlandzkiego; stacje: P140, Ł7, Z oraz P2
- Basen Bornholmski; stacje: B13, K6B, M3, P14B, P16, P3 oraz P5C.

Tabela II.44. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).

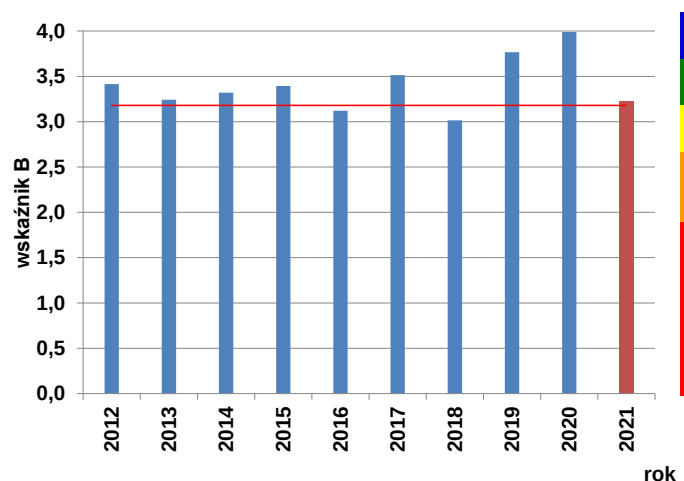
Przedział wartości wskaźnika B	Klasa	Stan ekologiczny wg RDW	wg RDSM
>3,72	I	bardzo dobry	GES
≥3,18	II	dobry	
≥2,70	III	umiarkowany	subGES
≥1,91	VI	słaby	
<1,91	V	zły	

Na wykresach (Rys. II.86 – Rys. II.100) przedstawiono wartości wskaźnika B, obliczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2021 r. na tle jego zmian w dziesięciolecie 2011–2020. 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.44).

Stan środowiska morskiego podakwenu polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego analizowano w zakresie stanu makrozoobentosu na podstawie wyników ze stacji P104 (Rys. II.86), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej oraz stacji ZP6 (Rys. II.87) zlokalizowanej w Zalewie Puckim.



Rys. II.86. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.87. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2020 (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.

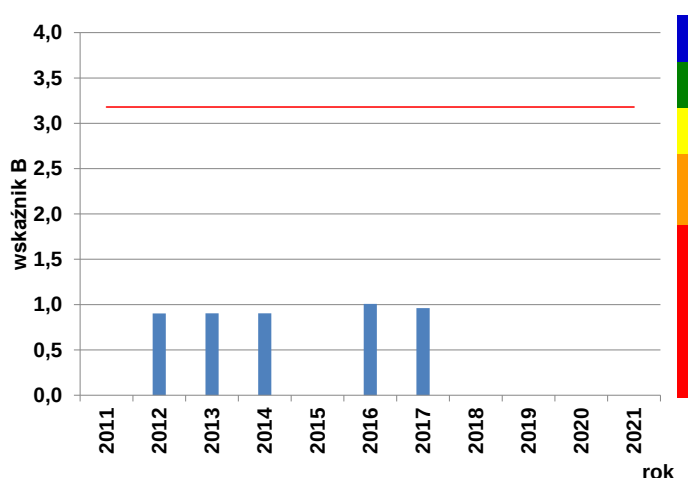
Stan makrozoobentosu na stacji P104 nie uległ zmianie w stosunku do 2020 roku i utrzymywał się na poziomie stanu słabego w rozumieniu RDW, co oznacza brak osiągnięcia dobrego stanu środowiska wg RDSM. Notowane od 2018 roku wartości są najniższymi notowanymi wartościami wskaźnika B w wieloleciu 2011-2020 (Rys. II.86). Stacja P104 położona jest na znacznej głębokości (56 metrów), co w połączeniu z osadem tam występującym (muł, il) stwarza warunki dla występowania znacznej ilości tolerancyjnego na niesprzyjające warunki środowiskowe małża *Limecola balthica*, który w znacznej mierze dominował w próbach w 2021 roku wskazując na zachwianą strukturę dominacji na tej stacji. Stacja ZP6, położona w Zalewie Puckim, odbiega znacząco w kontekście panujących warunków abiotycznych od tych panujących na znacznie głębszej stacji P104. 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). Na przestrzeni ostatnich lat stan makrozoobentosu oscylował wokół granicy GES osiągając w 2020 roku najwyższą wartość wskaźnika B w serii pomiarowej. W 2021 roku zanotowano spadek wartości wskaźnika B, która utrzymuje się jednak nadal nad granicą dobrego stanu środowiska (Rys. II.87). Różnica w warunkach abiotycznych oraz biotycznych znajduje swoje odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, który w przypadku stacji P104 wskazuje na słaby stan środowiska (2,03), natomiast na stacji ZP6 stan dobry (3,22).

Dobry stan makrozoobentosu na stacji ZP6 nie wpłynął na zmianę klasyfikacji makrozoobentosu w akwenu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, który w 2020 roku oceniono jako słaby – II klasa w systemie oceny RDW, oraz jako stan nieodpowiedni – subGES wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B dla akwenu wyniosła 2,63).

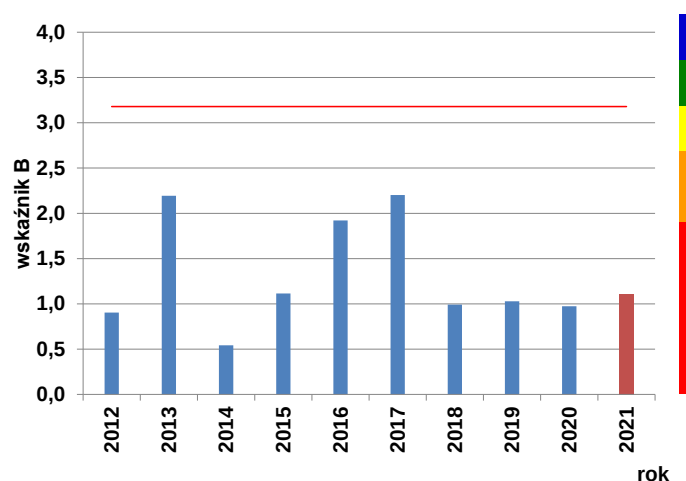
W wodach Basenu Gdańskiego znajdują się 3 stanowiska pobierania makrozoobentosu zlokalizowane w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) (Rys. II.88), w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110) (Rys. II.89) oraz w rejonie Półwyspu Helskiego (ZN4) (Rys. II.90). Badania monitoringowe na stacjach ZN4 i P110 rozpoczęły się dopiero w 2012 r. 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 nie jest sytuacją nietypową 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 i podobnie wyglądała sytuacja w 2021 roku, kiedy to stwierdzono wzrost wartości wskaźnika tuż poniżej klasy dla umiarkowanego stanu makrozoobentosu (wartość wskaźnika B – 2,69) co nie wpłynęło jednak na zmianę klasyfikacji stanu wg. RDSM, który oceniono jako nieodpowiedni (subGES).

Notowane na stacji P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej wartości wskaźnika B w pojedynczych przypadkach w wieloleciu uzyskiwały wartości powyżej stanu złego. Nie stało się tak jednak w 2021, a zanotowana wartość wskaźnika B (1,11) pozostaje praktycznie niezmienną od 2018 roku. Stacja P110 reprezentuje obszar o znacznej głębokości (69 m), charakteryzujący się mulistym substratem oraz niekorzystnymi warunkami tlenowymi w strefie przydennej, co ma bezpośredni wpływ na obecność makrozoobentosu w tym rejonie.

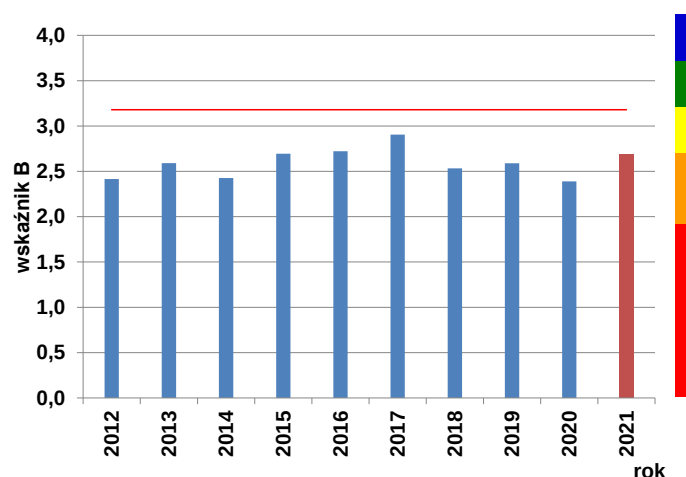
W związku z powyższym ogólny stan makrozoobentosu w wodach Basenu Gdańskiego, a dokładniej w jego głębokowodnej części, określono jako zły zgodnie z zasadami RDW (klasa V), czyli nieodpowiedni – subGES – wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 1,27).



Rys. II.88. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2011–2020 (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.



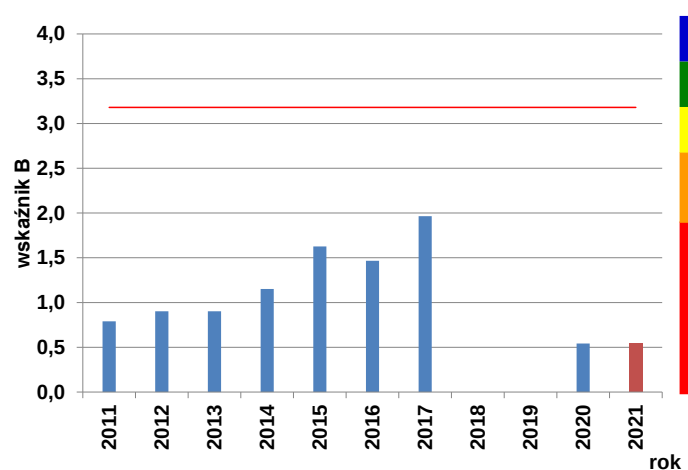
Rys. II.89. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2012-2020 (słupki niebieskie) w rejonie centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



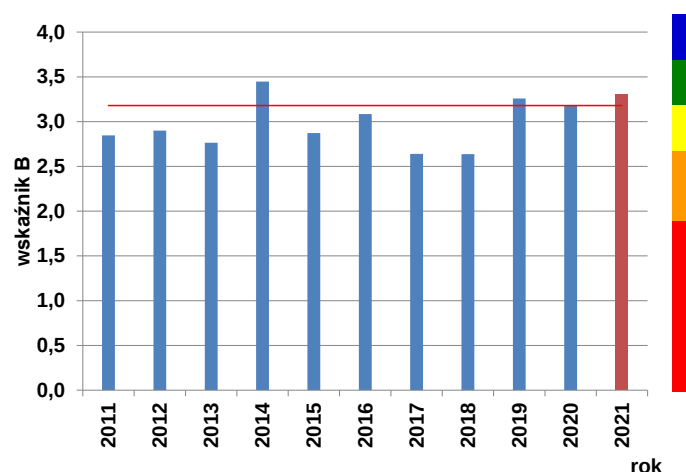
Rys. II.90. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2012-2020 (słupki niebieskie) w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

W przypadku rejonu wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wyniki makrozoobentosu przedstawiono, w sposób graficzny, dla stacji głębokowodnej P140 (Rys. II.91) z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego, dla stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (Rys. II.92 i Rys. II.93) oraz stacji P2 z rejonu Rynny Słupskiej, w przypadku której długość serii danych pozwoliła na prezentację wyników jedynie od 2014 r. (Rys. II.94).

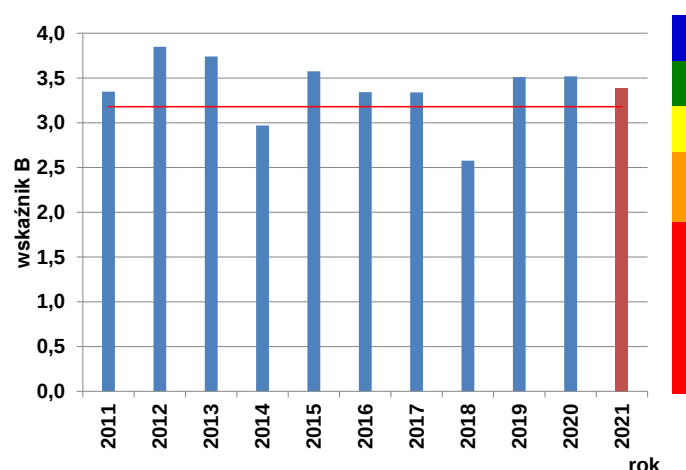
W 2021 zanotowano obecność przedstawiciela makrozoobentosu jedynie w części (3 z 5) pobranych próbek na stacji P140. Były to jedynie osobniki tolerancyjnego gatunku *Bylgides sarsii*, co wskazuje na występowanie znacznie niesprzyjających warunków w tym rejonie. Stan makrozoobentosu określono w przypadku tej stacji jako zły (wartość wskaźnika B – 0,54), w rozumieniu RDW oraz subGES wg. RDSM.



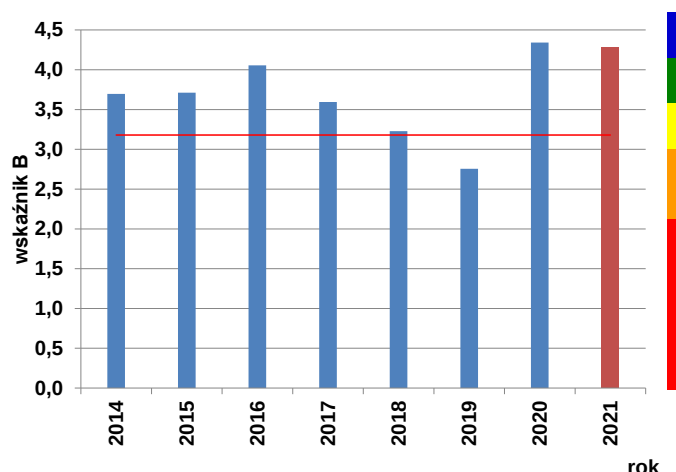
Rys. II.91. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2011-2020 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.92. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.93. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ż); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.94. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014–2020 (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.

Pozostałe stanowiska monitorowania fauny dennej w tym podakwenie wskazują na występowanie dobrego stanu makrozoobentosu. W przypadku płytkowodnych stacji Ł7 (Rys. II.92) oraz Z (Rys. II.93), zanotowane wartości wskaźnika B wskazywały na utrzymanie się w 2021 roku dobrego stanu makrozoobentosu na tych stacjach. W okolicach Żarnowca (st. Z) wskaźnik B wykazywał w wieloleciu wahania na granicy dobrego stanu środowiska, osiągając w 2021 roku stan dobry (3,39). W przypadku stacji z okolic Łeby (st. Ł7) wartości wskaźnika B utrzymują się w ostatnich 3 latach powyżej wartości GES, a zanotowana w 2021 roku wartość wynosiła 3,31. Na stacji P2 z wschodniego rejonu Rynny Słupskiej zanotowano na przestrzeni ostatnich 2 lat najwyższe wartości wskaźnika B, które w 2021 roku wyniosły 4,28 co skutkowało oceną bardzo dobrego stanu środowiska dla tego wskaźnika (wg. RDW) (Rys. II.94).

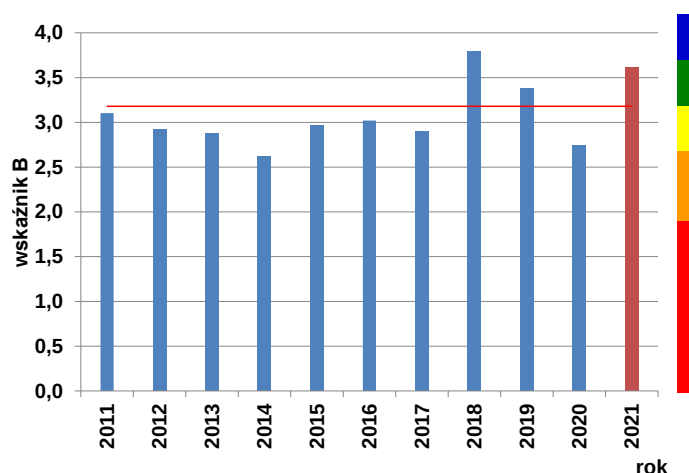
Pomimo zanotowania dobrego stanu makrozoobentosu w strefie płytkowodnej oraz bardzo dobrego w rejonie Rynny Słupskiej, ogólny stan makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za umiarkowany wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa III oraz za stan poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,88). Stan makrozoobentosu wg RDSM nie uległ zmianie w stosunku do 2020 roku.

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 zmianie w związku z czym nosi ono obecnie nazwę P5C. Ze względu na ilość stacji monitoringowych wyniki dla tego obszaru przedstawiono również w postaci tabelarycznej (Tabela II.45). W 2021 r. największy wzrost wartości wskaźnika B stwierdzono w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego w przypadku stacji P16 gdzie zanotowano wzrost stanu makrozoobentosu z umiarkowanego do dobrego co skutkowało stanem odpowiednim (GES) wg RDSM (Rys. II.95) oraz na stanowisku K6B gdzie zaobserwowano znaczny wzrost wartości wskaźnika B na przestrzeni ostatnich 3 lat, co oznacza zmianę ze stanu umiarkowanego do bardzo dobrego i skutkowało jednocześnie osiągnięciem GES wg RDSM (Rys. II.97). Poprawa stanu w przypadku tego stanowiska może mieć związek ze zmianą jego lokalizacji – przesunięciu o 1 milę morską ze względu na znaczną dynamikę substratu w odcinku ujściowym rzeki Parsęty w przypadku poprzedniej lokalizacji. W przypadku stacji M3 (Rys. II.96) zanotowano jedną z najniższych wartości wskaźnika B w wieloleciu przy czym ma to związek ze znaczną dominacją w liczebności gatunku *Pygospio elegans* na tej stacji. W rejonie Zatoki Pomorskiej st. B13 (Rys. II.98) wartość wskaźnika spadła nieznacznie poniżej granicy GES (stan umiarkowany wg. RDW), co jest pierwszym takim przypadkiem od 2018 roku. W strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego znajduje się również stanowisko P14B z rejonu Ławicy Słupskiej, w przypadku którego stwierdzono dobry stan makrozoobentosu.

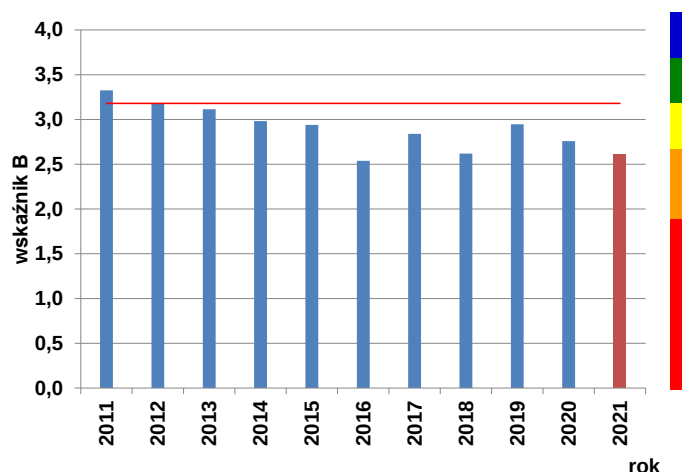
W dziesięcioleciu odniesienia 2011-2020, wartości wskaźnika B dla stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej wód Basenu Bornholmskiego charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska, jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika.

Tabela II.45. Wyniki oceny wskaźnika B na stacjach zlokalizowanych w wodach Basenu Bornholmskiego w 2021 r.

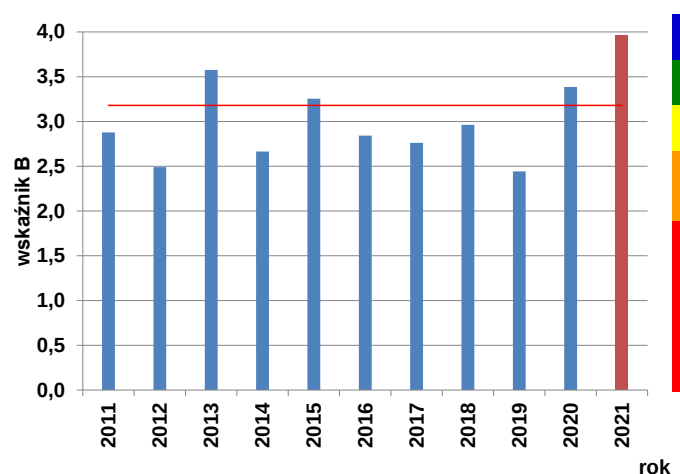
Stacja	B13	K6B	M3	P16	P3	P5C	P14B
Wskaźnik B	2,97	3,96	2,60	3,62	3,07	0	3,52
stan RDW	umiarkowany	bardzo dobry	słaby	dobry	umiarkowany	zły	dobry
stan RDSM	subGES	GES	subGES	GES	subGES	subGES	GES



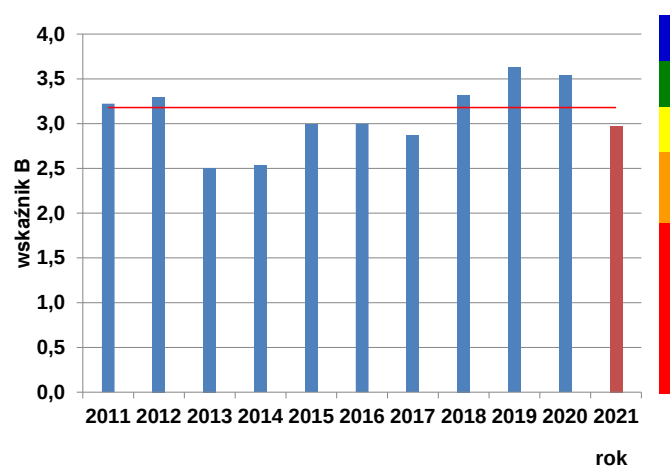
Rys. II.95. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



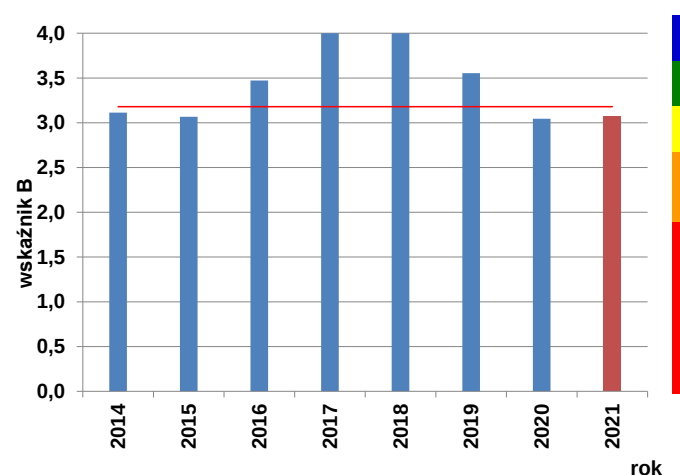
Rys. II.96. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.97. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2011–2020 (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.

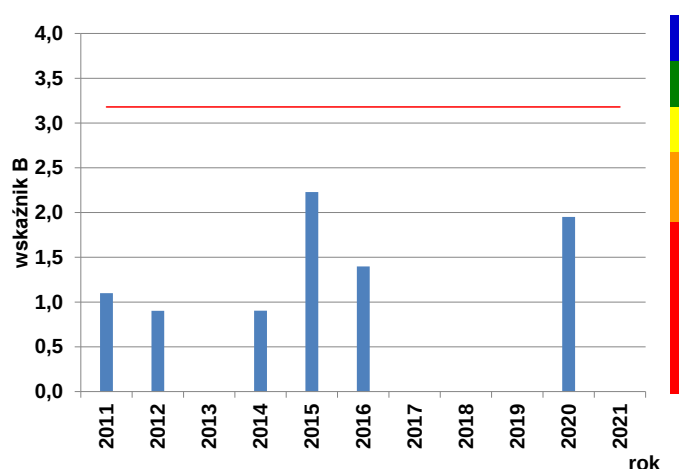


Rys. II.98. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2011–2020 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.99. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2014–2020 (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 spadł poniżej stanu dobrego. Stan makrozoobentosu w 2021 roku w przypadku tej stacji nie uległ zmianie i stwierdzono tu stan umiarkowany, poniżej granicy dobrego stanu w rozumieniu RDSM (wartość wskaźnika B – 3,07) (Rys. II.99). 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.100), 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, zbiornisko zoobentosu charakteryzujące obszar Głębi Bornholmskiej (st. P5C) jest jedynym odstającym spośród stacji monitoringowych wód Basenu Bornholmskiego, gdzie zoobentos w wieloleciu 2011-2020 wykazywał stan zły lub co najwyżej osiągał dolną granicę stanu słabego. W 2021 roku nie zanotowano obecności makrozoobentosu w rejonie Głębi Bornholmskiej w związku z czym stan określono jako zły wg RDW (wartość wskaźnika B – 0) (Rys. II.100).



Rys. II.100. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2011-2020 (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 umiarkowany wg zasad RDW, średnia wartość wskaźnika z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 2,82 oraz poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM. Na ostateczny wynik wpływ ma uwzględnienie w ocenie stacji z rejonu Głębi Bornholmskiej, co obniża ostateczną klasyfikację o jedną klasę oceny.

Zmienność stanu makrozoobentosu w 2021 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) oraz na stacji M3 z wód Basenu Bornholmskiego. Pomimo tych negatywnych obserwacji, na uwagę zasługuje fakt osiągnięcia dobrego stanu makrozoobentosu w przeważającej liczbie monitorowanych stanowisk z obszaru wód Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego, co ostatecznie nie przełożyło się jednak na poprawę stanu w w/w akwenach. W 2021 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 oraz wód 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 obszarów otwartego morza 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 siedlisk. 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.46).

Tabela II.46. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2021 r.

Akwen	Klasa RDW			Granica GES	Stan
	Fitobentos	Zoobentos	Średnia		
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	3	2	2,5	≤ 2	subGES (nieodpowiedni)
Wschodni Basen Gotlandzki	-	1	1		GES (dobry)
Basen Bornholmski	1	2	1,5		GES (dobry)
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	3	-	3		subGES (nieodpowiedni)

W 2021 roku stwierdzono pogorszenie zintegrowanej oceny stanu środowiska morskiego (GES) w przypadku cechy D6 do głębokości 20 metrów w akwenach polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, w których stan GES nie został osiągnięty (Tabela II.46).

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 decyzję 2010/477/UE (decyzja 2017/848).

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 (od połowy 2019 roku), ten udział się zmniejszył i w latach 2019–2020 wymienione gatunki stanowiły ok. 90% połowów, w tym szprot 49%, śledź 28%, stornia 11%, a dorsz jedynie 2%. 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 wskaźnika 3 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 przetowienia. 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 dokumentów ICES Advice i raportu Baltic Fisheries Assessment Working Group (ICES, 2022a,b).

WYBÓR KRYTERIÓW

Dla cechy D3 wyznaczone zostały trzy rodzaje kryteriów dobrego stanu środowiska wód morskich (Tabela 1):

- 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 jako pozytywnej, 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.47. 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 przeczności, 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. Długoterminowe przekraczanie tej wartości powoduje zmniejszenie wielkości stada do poziomu, w którym następuje znacząca redukcja zdolności reprodukcyjnych stada.

F_{pa} – oparte na F_{lim} , uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów, wynikający z jakości danych lub ograniczonej znajomości badanych procesów (zasada przeczności). 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 średni wieloletni połów z jednej rekrutującej do stada eksploatowanego ryby. Różni się od F_{MSY} brakiem uwzględniania zależności stado-rekrutacja i dlatego często jest zbyt wysoki.

$F_{0.1}$ – bardziej konserwatywny (niższy) poziom śmiertelności połowowej niż F_{max} wyznaczany (podobnie jak F_{max}) na podstawie wieloletniego 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 rekrutą; jest to F , przy której stado w stanie równowagi ma wielkość równą 40% nieeksploatowanego stada. $F_{40\%}$ 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 zupełnie inna.

Inne referencyjne wskaźniki biomasy stada to:

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

B_{pa} – 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} .

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 tarta, L50%

Długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarta 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).

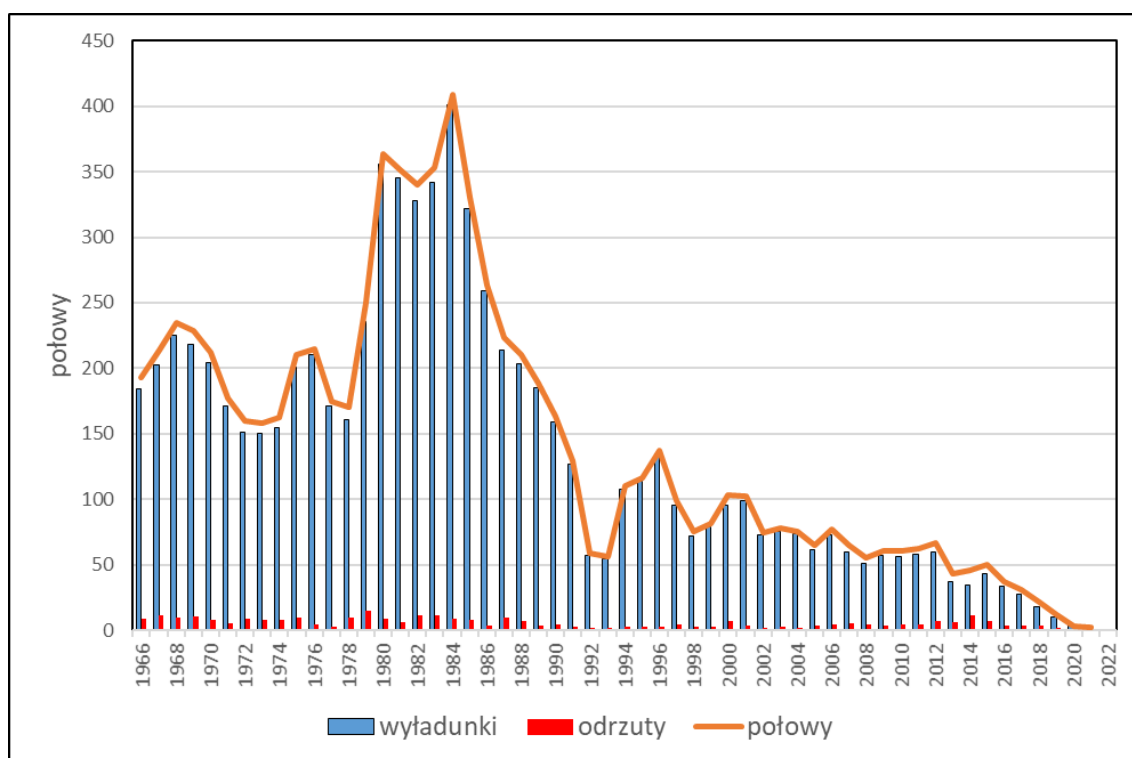
Ocena stanu środowiska na podstawie stad

Spośród analizowanych stad zasoby dorsza wschodnio-bałtyckiego (w podobszarach 24–32), śledzia centralnego Bałtyku (w podobszarach 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.101). 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 2020–22 wprowadzono zakaz połowów ukierunkowanych i ograniczenia wysokości przyłowu dorsza (połowy w latach 2020 i 2021 wynosiły odpowiednio 2,9 i 1,8 tys. ton).

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 2020–2021 spadła niemal do zera. Jednakże w kontekście wysokiej śmiertelności naturalnej ta niska śmiertelność połowowa nie ma większego wpływu na stan stada.



Rys. II.101. Dorsz z podobszarów 24–32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1966–2021 wg danych ICES (2022a,b).

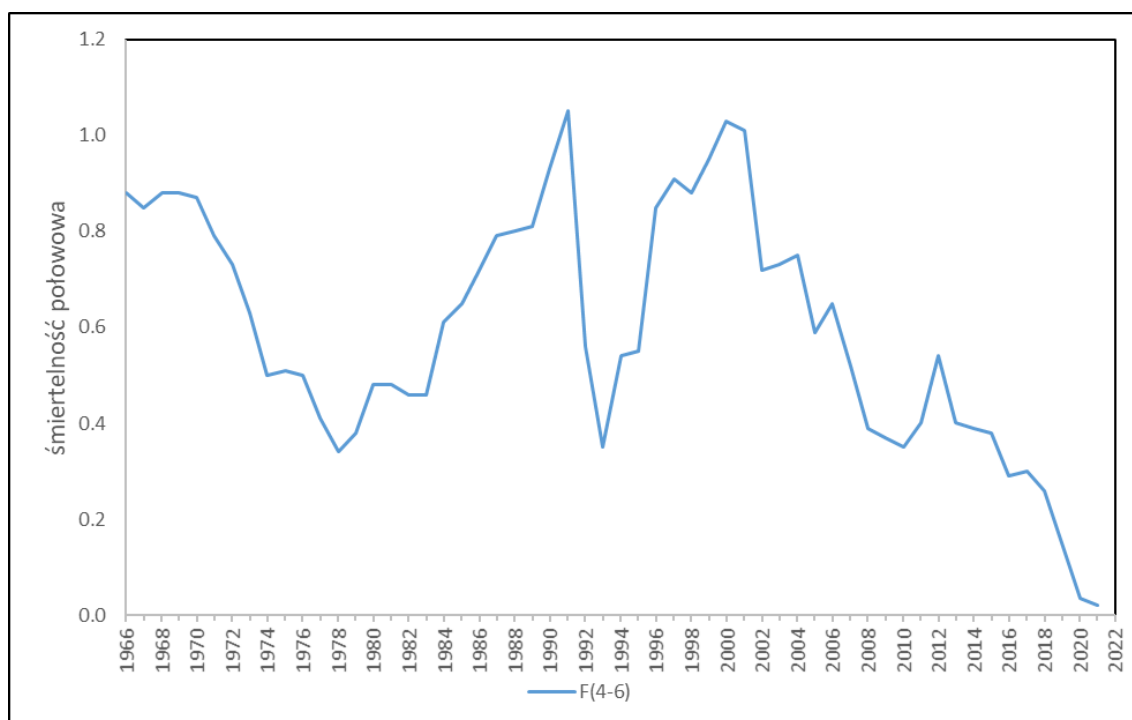
Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

Śmiertelność połowowa w okresie 2016–2021 obniżyła się z 0,3 do niemal zera (0,04–0,02) w latach 2020–2021 (Rys. II.102). Mimo tak znacznego spadku śmiertelności połowowej, następował dalszy spadek zasobów, spowodowany 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.

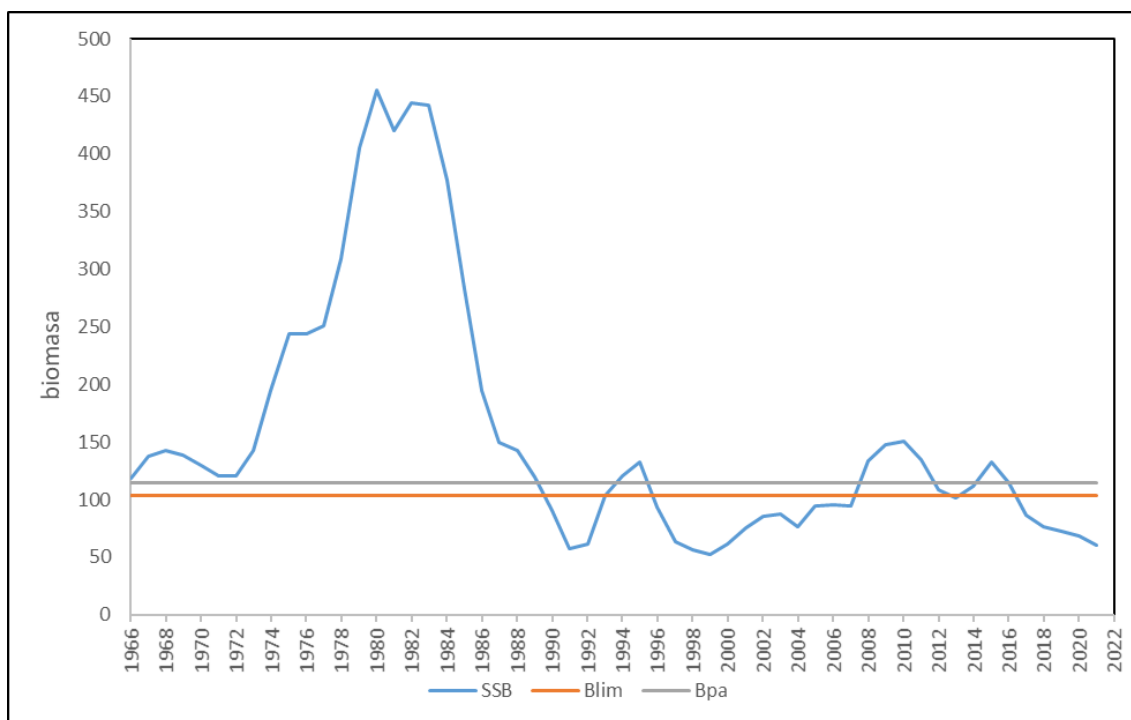
Trzeba jednak zaznaczyć, że śmiertelność połowowa w latach 2020–2021 była prawie zerowa i prawdopodobnie niższa od potencjalnej wartości F_{MSY} . Pozostaje pytanie czy w przypadku stada dla którego wprowadzono zakaz połowów i sprowadzono śmiertelność połowową niemal do zera, można mówić o GES, gdy F_{MSY} jest wyznaczone i jest większe od aktualnej śmiertelności połowowej.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

W okresie 2015–2021 biomasa stada zmalała o ponad 50% (Rys. II.103), głównie wskutek bardzo niskiej rekrutacji i wysokiej śmiertelności naturalnej. W latach 2017–2021 SSB była niższa nie tylko od wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$, ale i od B_{lim} ocenianej na ok. 100 tys. ton. Zatem obecna wielkość biomasy jest wyraźnie poniżej granicy określającej GES.



Rys. II.102. Dorsz z podobszarów 24–32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4–6 lat) w latach 1966–2021 wg danych ICES (2022a,b).



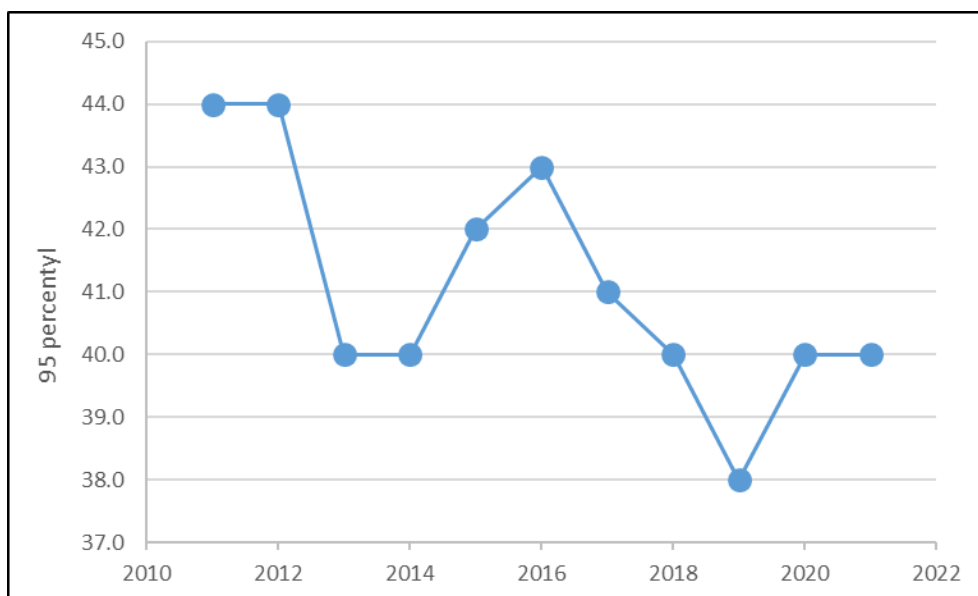
Rys. II.103. Dorsz z podobszarów 24–32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2022a,b).

Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

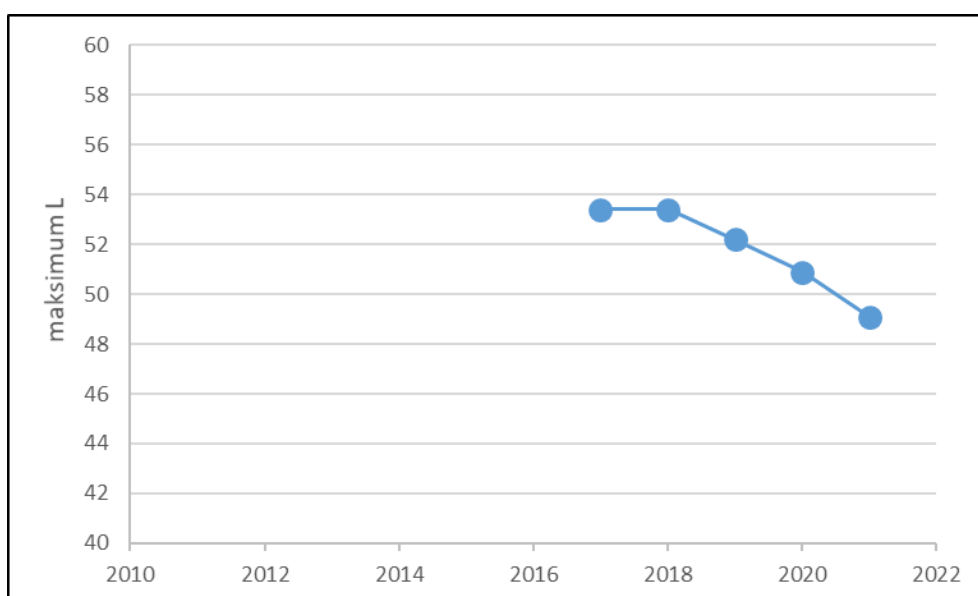
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2021 roku wynosił 40 cm podobnie jak w 2020 r. (Rys. II.104). Jest to wartość nieco niższa od średniej wieloletniej. Ogólnie interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych i mniejszych, jak i małą liczbę ryb starszych i większych. Jednakże w przypadku tego stada wiemy, że liczebność nowych pokoleń była niska, 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 wynosiła 53,4 cm w latach 2017 – 2018, a w 2021 roku spadła do 49,1 cm (Rys. II.105). Był to trzeci z kolei rok spadku tego wskaźnika. Zastosowany sposób wyznaczania średniej maksymalnej długości jest mniej wrażliwy na zmniejszony zakres wielkości dorszy niż czasem wykorzystywane do takich obliczeń równanie wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego z jego długością asymptotyczną (dla dorsza brak reprezentatywnych danych dla starszych i większych ryb, więc wyznaczenie parametrów rów. von Bertalanffy'ego jest utrudnione).

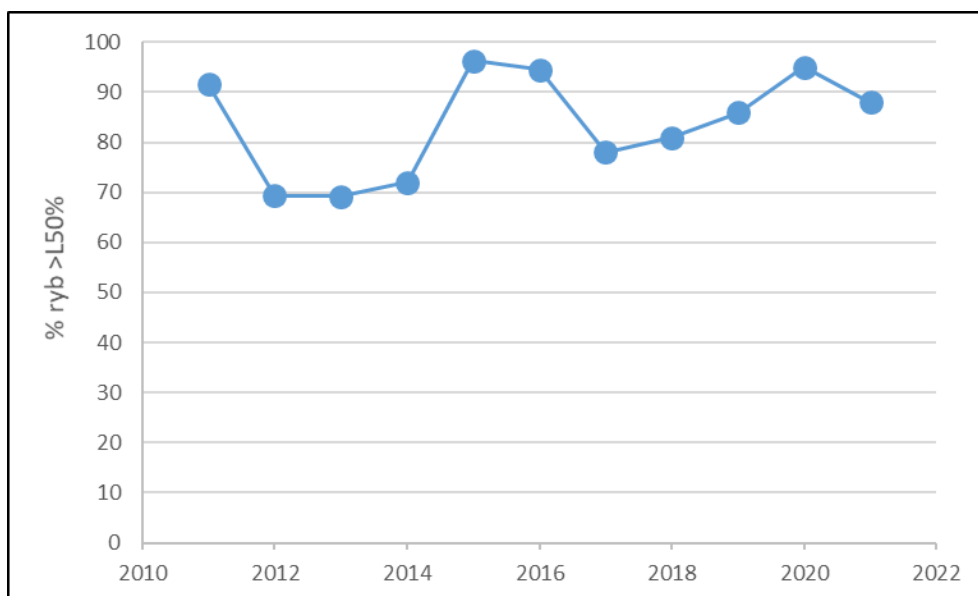
Ze względu na silnie spadające kondycję oraz tempo wzrostu dorsza również długość 50% dojrzałości płciowej zmalała z 40 cm w 1991 do 20 cm w 2016 (Köster i in., 2017). Nie uzyskano bieżącej wiarygodnej oceny wartości tej długości na podstawie danych z rejsów badawczych BITS, zatem w porównaniach (jako punkt odniesienia) wzięto L50% z Köster i in. (2017). W 2021 roku frakcja dorszy większych niż L50% wynosiła 88%, znacznie przekraczając średnią wieloletnią. 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.106).



Rys. II.104. Dorsz z podobszarów 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.105. Dorsz z podobszarów 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.



Rys. II.106. Dorsz z podobszarów 24–32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarta.

Podsumowując, oceny analityczne stanu stada potwierdzają wnioski przedstawione w kilku poprzednich 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 połowowej 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.

Stado storni

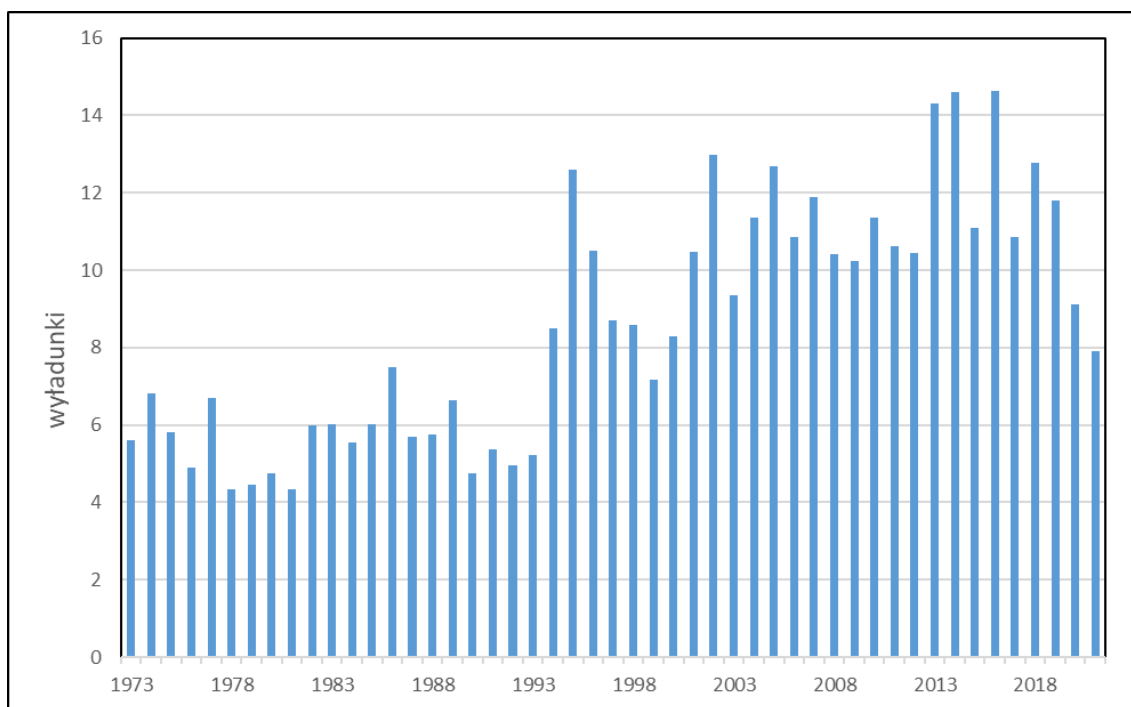
Analityczne oceny zasobów obu stad storni są w fazie eksperymentalnej. Wykonuje się je w trakcie specjalnych grup studyjnych lub warsztatów oraz w ramach projektów badawczych. Główne przyczyny trudności z oceną to:

- w niektórych państwach brak wystarczająco długiej serii danych odnośnie struktury wieku storni wyznaczonej nowymi, rekomendowanymi przez ICES metodami,
- trudności z wiarygodną oceną odrzutów storni w połowach ryb płaskich i dorszy na podstawie danych historycznych,
- 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 połowowego.

Stado storni w podobszarach 24–25

Wyładunki tego stada wykazywały tendencję wzrostową od lat 90. (Rys. II.107), zmniejszając nieco straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń połowów dorsza. W ostatnich kilku latach wyładunki osiągnęły wysoki poziom, ale w latach 2020–2021 roku uległy obniżeniu. Od 2014 roku oceniana jest wielkość odrzutów dla tego stada – wynosi ona 30 – 40% wyładunków.



Rys. II.107. Stornia z podobszarów 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2021 wg danych ICES (2022a,b).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

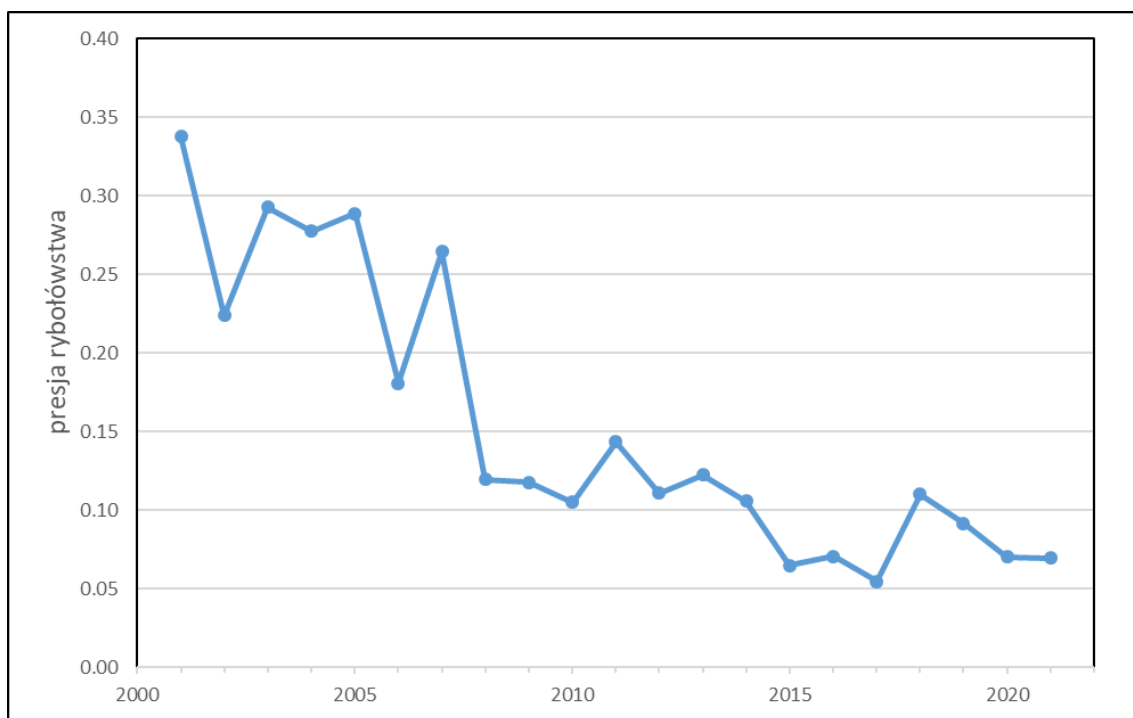
Ze względu na brak ocen analitycznych wielkości śmiertelności połowowej, posłużono się jej wskaźnikiem, obliczanym jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.108). Presja rybołówstwa mierzona powyższym stosunkiem zmniejszyła się 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)

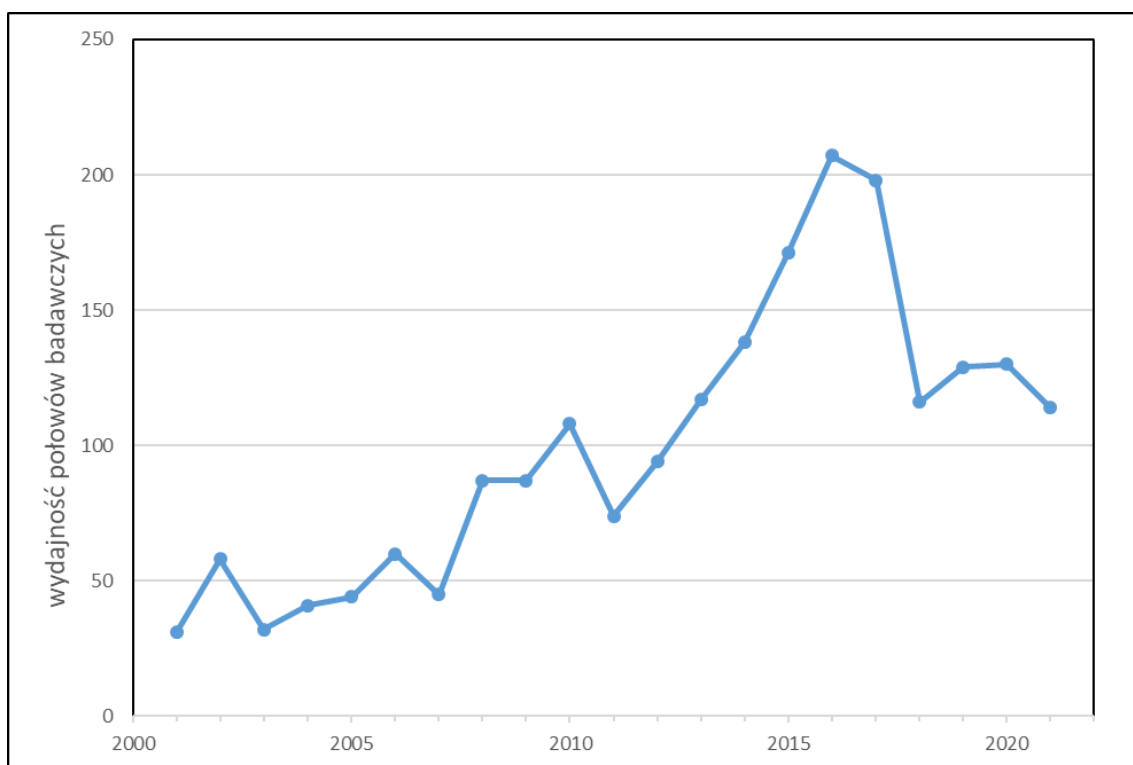
Dynamikę biomasy stada tartowego oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej od 20 cm (Rys. II.109); pozostałe ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi (poniżej 20 m głębokości).

W latach 2003-2017 wskaźnik wielkości biomasy wykazywał trend wzrostowy. Jednakże w okresie 2018-2021 oceniana na podstawie połowów badawczych biomasa stada obniżyła się znacząco (o ok. 40% w stosunku do średniej z trzech poprzednich lat), choć nadal była wyraźnie wyższa do średniej wieloletniej (o ok. 25%).

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



Rys. II.108. Stornia z podobszarów 24-25. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2022a,b).



Rys. II.109. Stornia z podobszarów 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2022a,b).

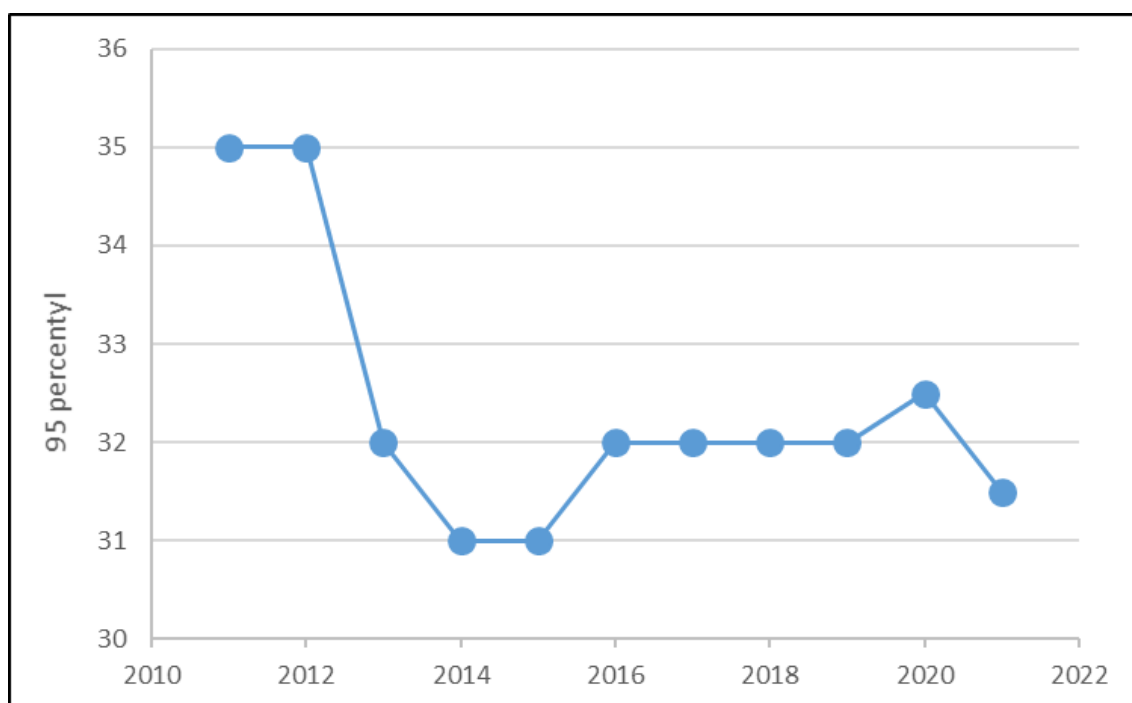
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2021 roku wynosił 31,5 cm i był o 1 cm niższy od średniej wieloletniej (Rys. II.110). 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.

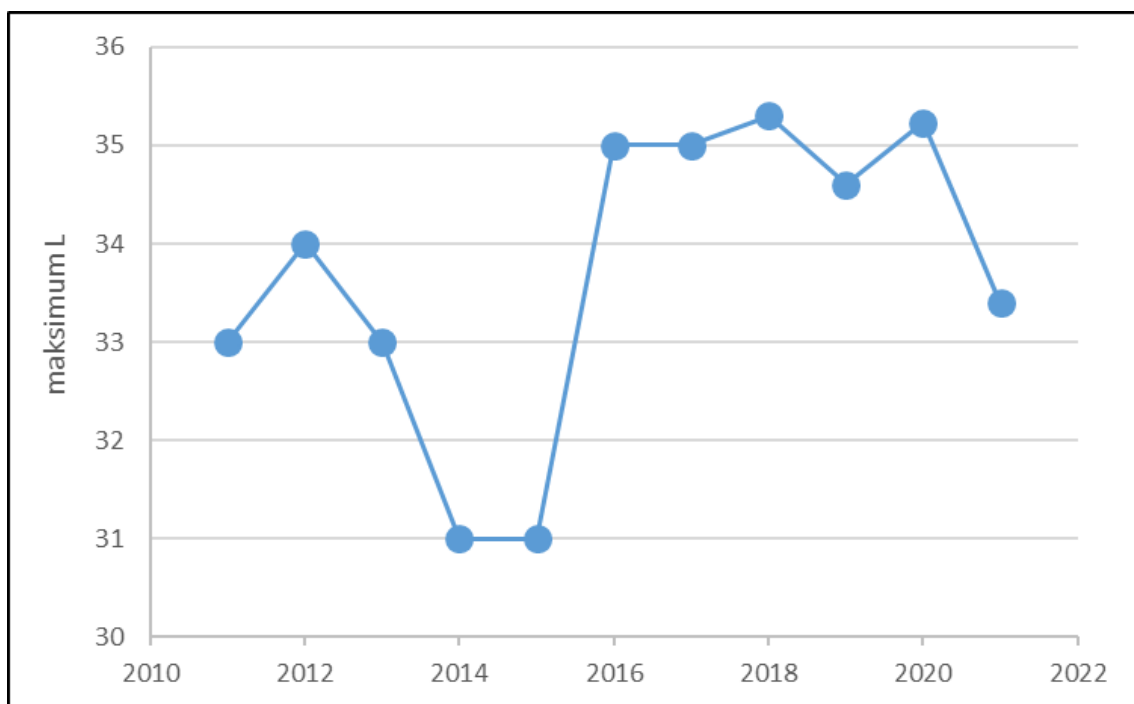
Średnia maksymalna długość odnotowana w połowach badawczych w 2021 roku spadła (do 33,4 cm) i była bliska średniej wieloletniej (Rys. II.111).

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 ww. połowów 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.



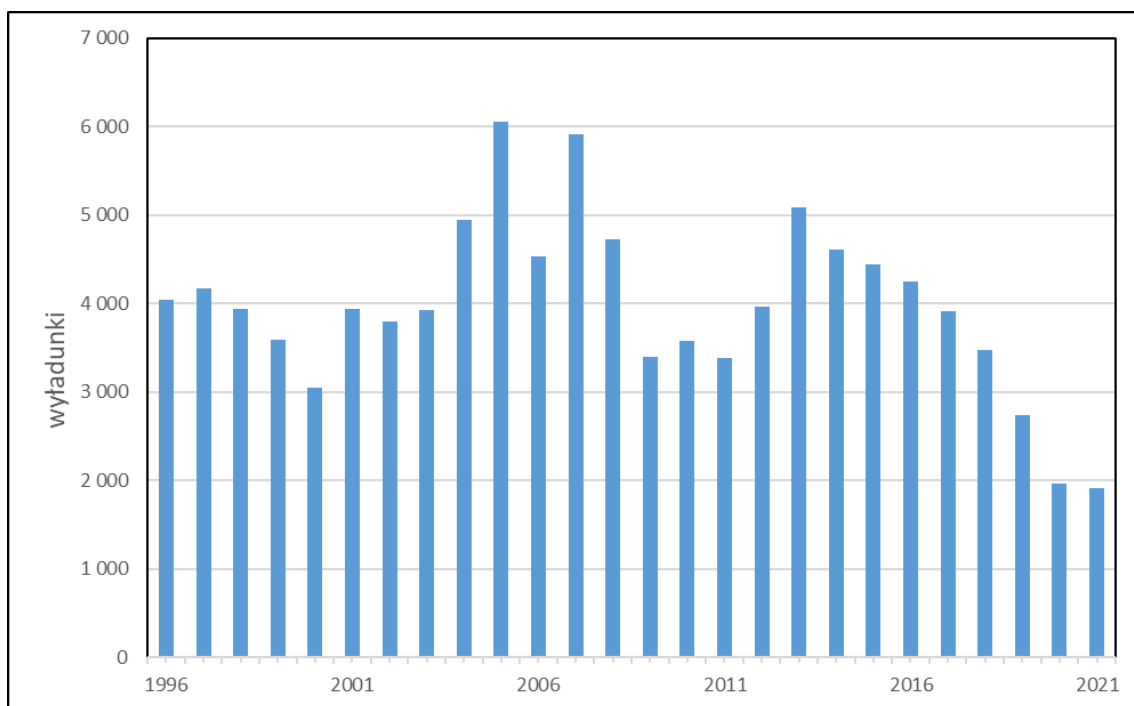
Rys. II.110. Stornia z podobszarów 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.111. Stornia z podobszarów 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.

Stado storni w podobszarach 26 i 28

Wylądunki stada w podobszarach 26 i 28 w okresie od roku 1996 wahały się najczęściej w granicach 3,5-6 tysięcy ton, wynosząc średnio 4 tys. ton (Rys. II.112). Odrzuty są oceniane dopiero od 2015 roku i wynoszą średnio kilka – kilkanaście procent wylądunków. Wylądunki w latach 2020-2021 roku obniżyły się i były o ponad 50% niższe niż średnia wieloletnia.



Rys. II.112. Stornia z podobszarów 26 i 28. Wylądunki (tys. ton) w okresie 1996-2021 wg danych ICES (2022a).

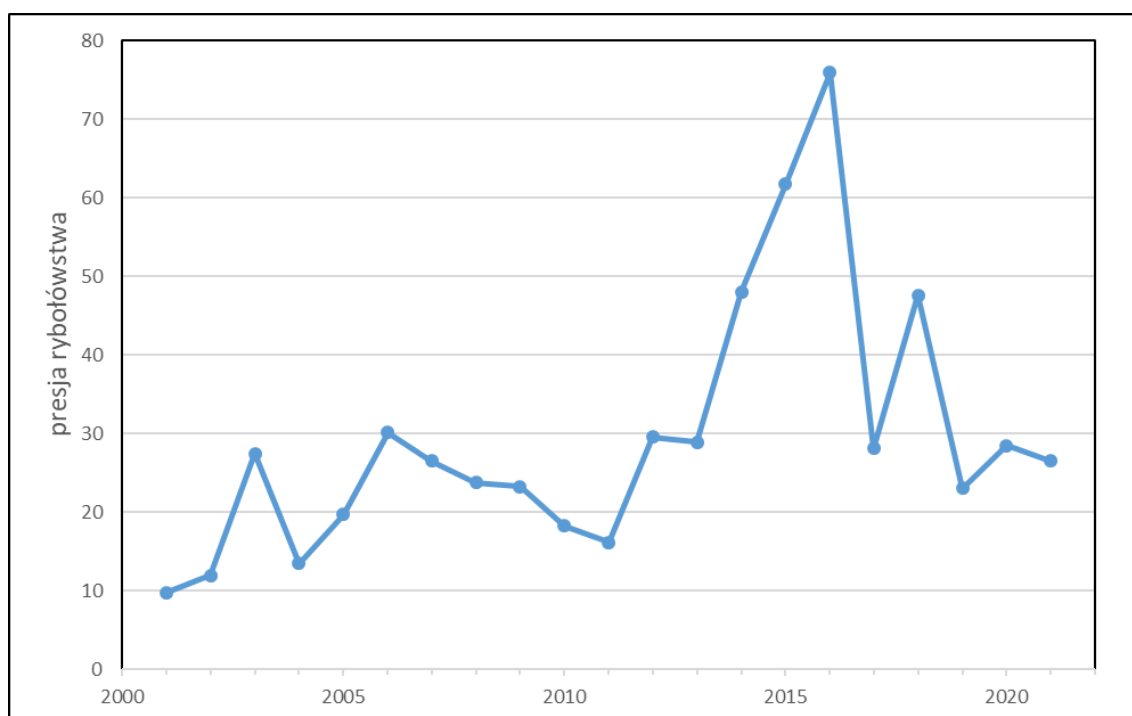
Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

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 podobozarach 24-25 (Rys. II.113). Tak mierzona presja rybołówstwa w latach 2017-2021 obniżyła się w porównaniu do wysokiego poziomu z okresu 2015-2016 i w 2021 roku była bliska średniej wieloletniej.

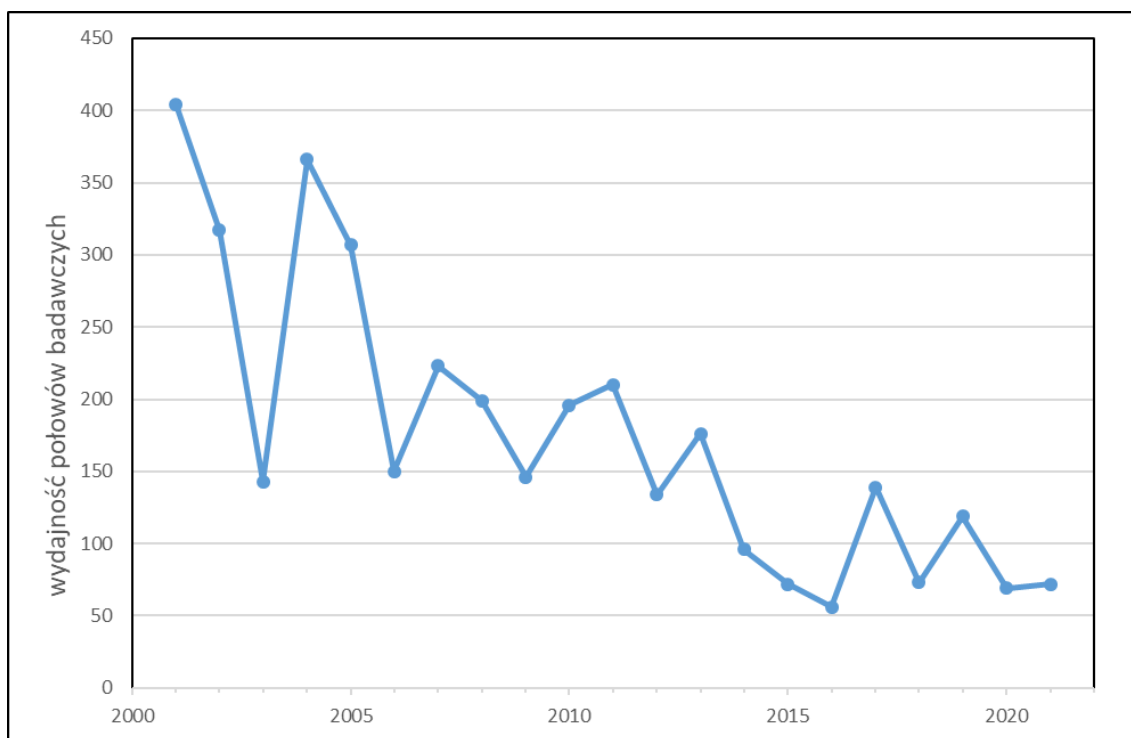
Kryterium D3C2 (biomasa stada tartowego)

Dynamikę biomasy stada tartowego oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej od 20 cm (Rys. II.114); 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. 45% niższego od średniej wieloletniej.



Rys. II.113. Stornia z podobozarów 26 i 28. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych storni ≥ 20 cm wg danych ICES (2022a).



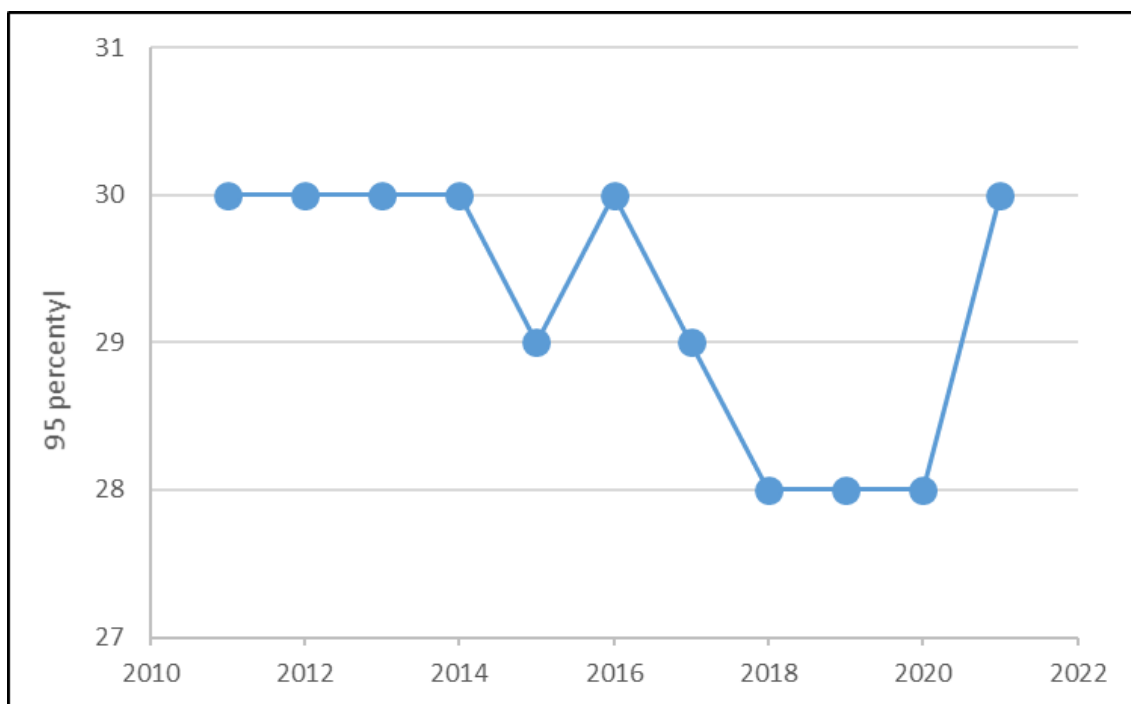
Rys. II.114. Stornia z podobszarów 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 2001–2021 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2022a).

Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości w populacji)

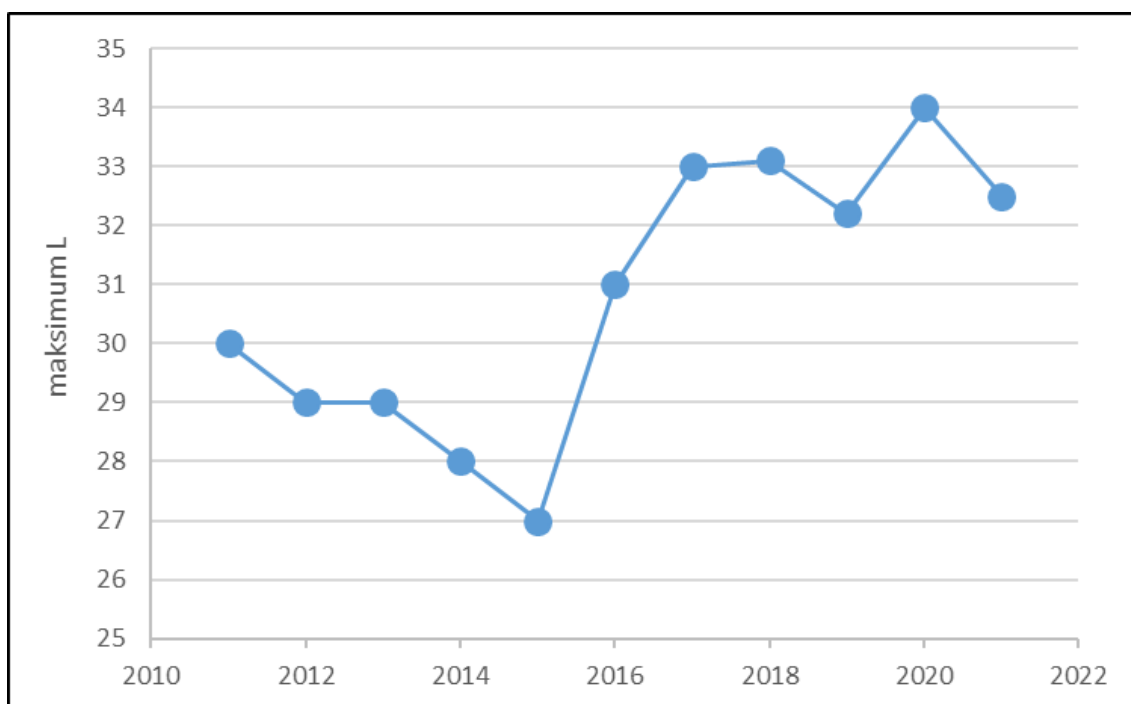
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wzrósł w 2021 roku do 30 cm, co jest najwyższą obserwowaną wartością, podobnie jak w latach 2011–2014 i 2016 (Rys. II.115).

Z kolei średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2021 roku 32,5 cm (Rys. II.116) i znacznie 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 dużo 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 2021 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.



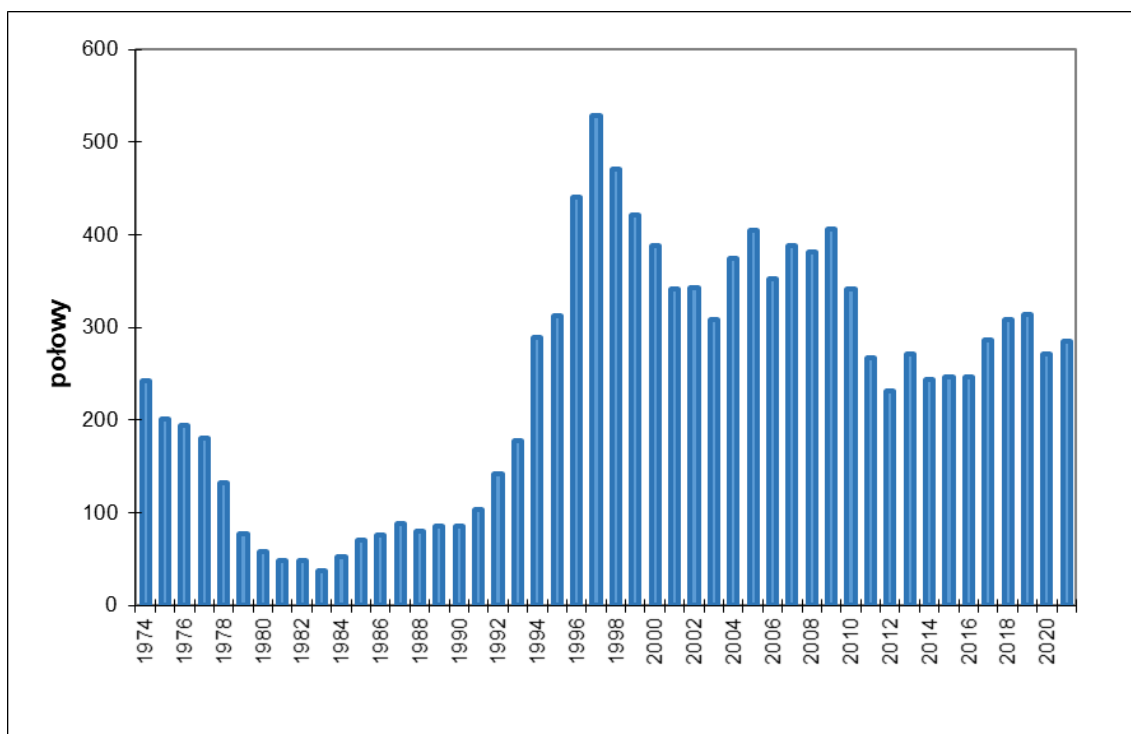
Rys. II.115. Stornia z podobszarów 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.116. Stornia z podobszarów 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

Stado szprota w podobszarach 22-32

Połowy szprota w latach 90. ub. wieku wzrosły znacząco - z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton w 1997 roku (Rys. II.117). Następnie połowy obniżyły się, a w ostatnich latach ustabilizowały w granicach 250 - 300 tys. ton. Wzrost połowów następował ze wzrostem biomasy, który był wynikiem kilku licznych pokoleń szprotów i zmniejszającej się presji dorszy (spadek biomasy) na śledziowate.



Rys. II.117. Szprot z podobszarów 22–32. Połow (tys. ton) w okresie 1974–2021 wg danych ICES (2022a,b).

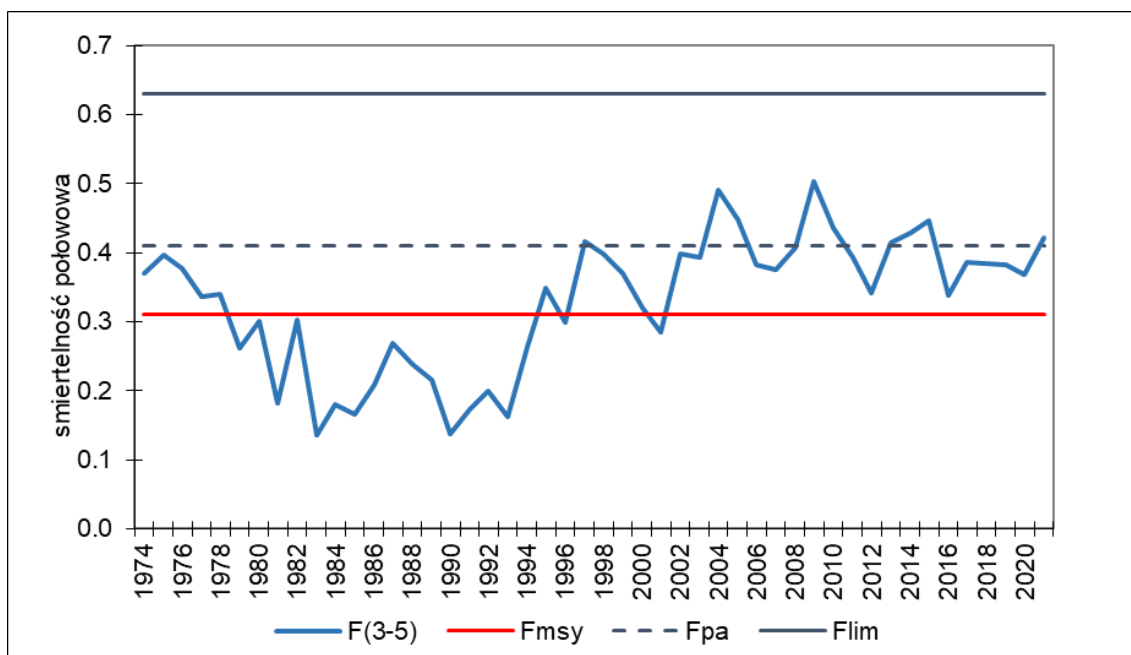
Od lat stan zasobów szprota jest oceniany za pomocą modeli analitycznych, zatem dla tego stada są dostępne podstawowe wskaźniki określające śmiertelność połowową i biomasę stada tartowego. Wobec niskiej biomasy dorszy punkty referencyjne dla szprota zostały zaktualizowane i referencyjne wartości śmiertelności połowowej wzrosły, natomiast wartości referencyjne biomasy pozostały na niezmienionym poziomie (ICES, 2020).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

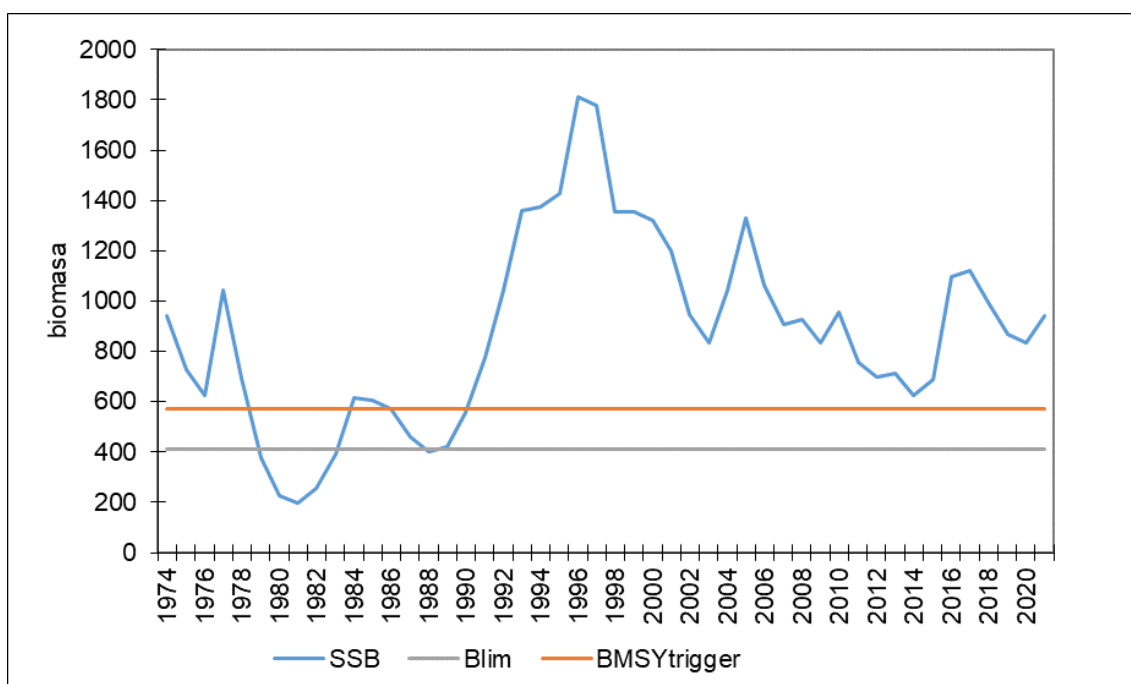
Śmiertelność połowowa w 2021 roku została oceniona na 0,42, wobec wartości $F_{MSY}=0,31$. Dodatkowo wyznaczono $F_{MSYgórne}$ równe 0,41. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: $F_{lim} = 0,63$, $F_{pa} = 0,41$ (w 2021 roku wprowadzono nowy sposób oceny F_{pa} ; poprzednio była wyliczana jako margines dla potencjalnego błędu F_{lim} , obecnie jest wyznaczana jako wartość F , przy której prawdopodobieństwo, że biomasa przy tym F w stanie równowagi byłaby większa od B_{lim} wynosi co najmniej 95%). Eksploatacja szprota w ostatnich kilku latach mieści się w granicach zasady przezorności i $F_{MSYgórne}$ (z wyjątkiem roku 2021, gdzie obie wartości są nieznacznie przekroczone), ale powoduje przekroczenie śmiertelności połowowej F_{MSY} (Rys. II.118).

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 2021 wynosi 939 tys. ton i znacznie przekracza wartość referencyjną $B_{MSYtrigger}$ (określoną na podstawie B_{pa} na 570 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim} , wynoszące odpowiednio 570 i 410 tys. ton (Rys. II.119).



Rys. II.118. Szprot z podobszarów 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2022a,b).



Rys. II.119. Szprot z podobszarów 22-32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2022a,b).

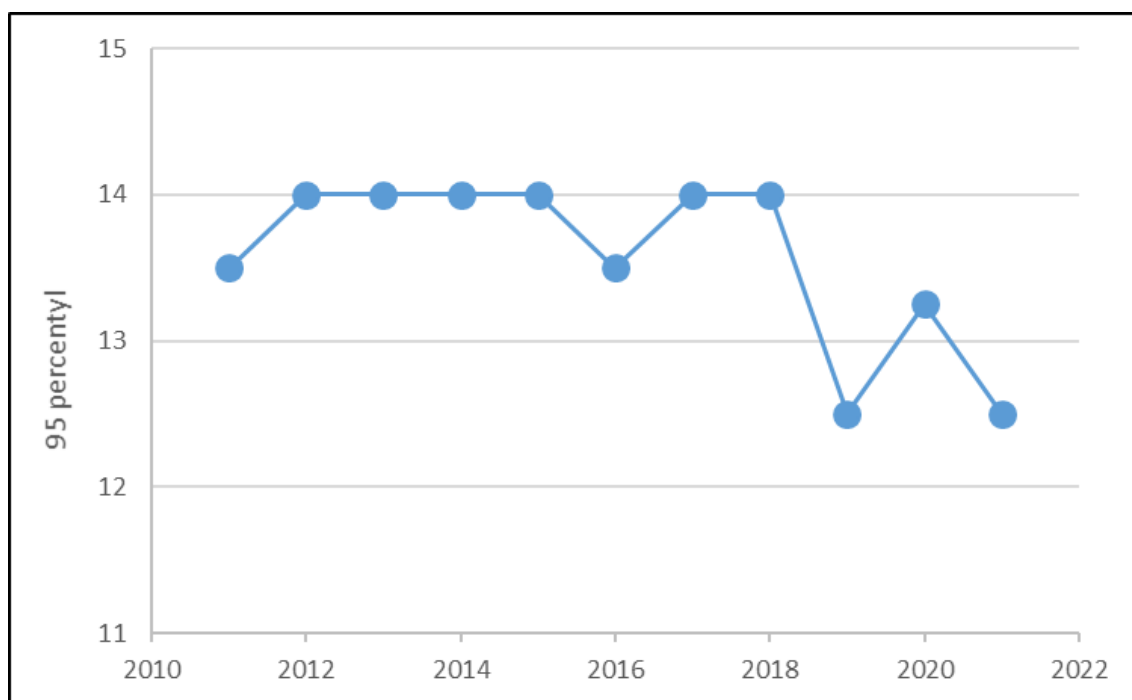
Kryterium D3C3 (Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych obniżył się w 2021 roku do 12,5 cm i – podobnie jak w roku 2019 – była to najniższa obserwowana wartość od 2011 r. (Rys. II.120). Do roku 2018 ten parametr był bardzo stabilny i nie odzwierciedlał dynamiki biomasy, która w tym okresie podlegała znacznym zmianom.

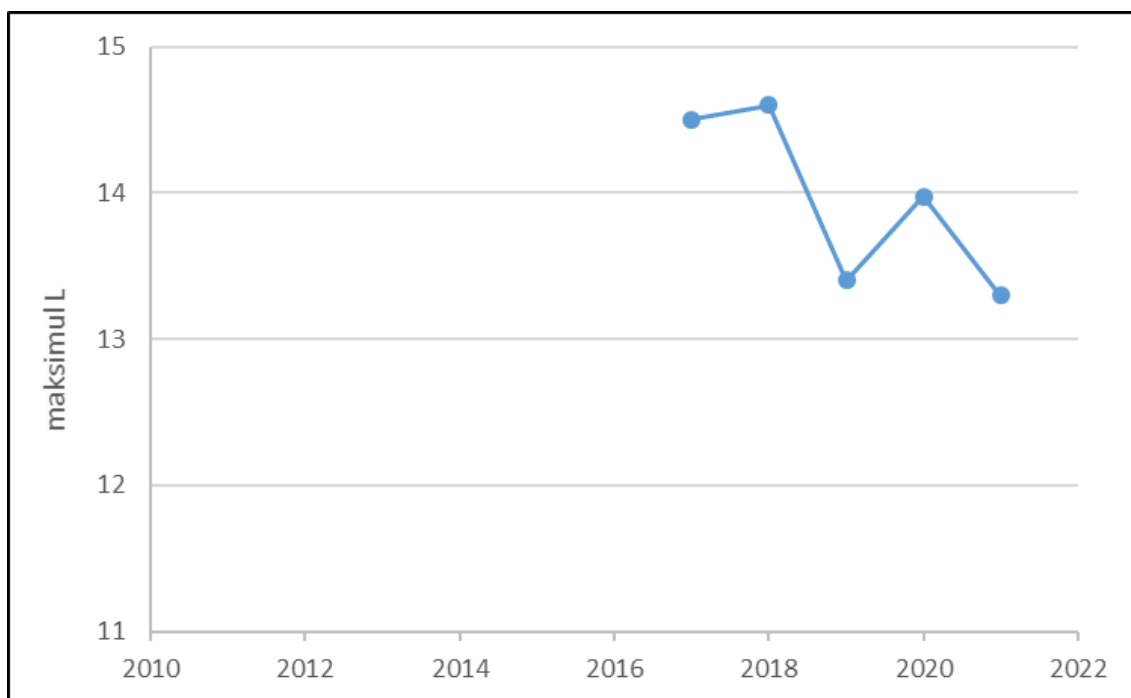
Średnia maksymalna długość odnotowywana w rejsach badawczych obniżyła się w 2021 roku do 13,3 cm - najniższej wartości od 2017 roku (Rys. II.121). Brak odpowiednich obliczeń dla lat wcześniejszych nie pozwala na przedstawienie tego parametru w dłuższej skali czasowej.

W 2021 roku 73% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej. Wskaźnik ten osiągnął najniższą w okresie obserwacji wartość, podczas gdy jego ocena dla roku poprzedniego był najwyższa (Rys. II.122).

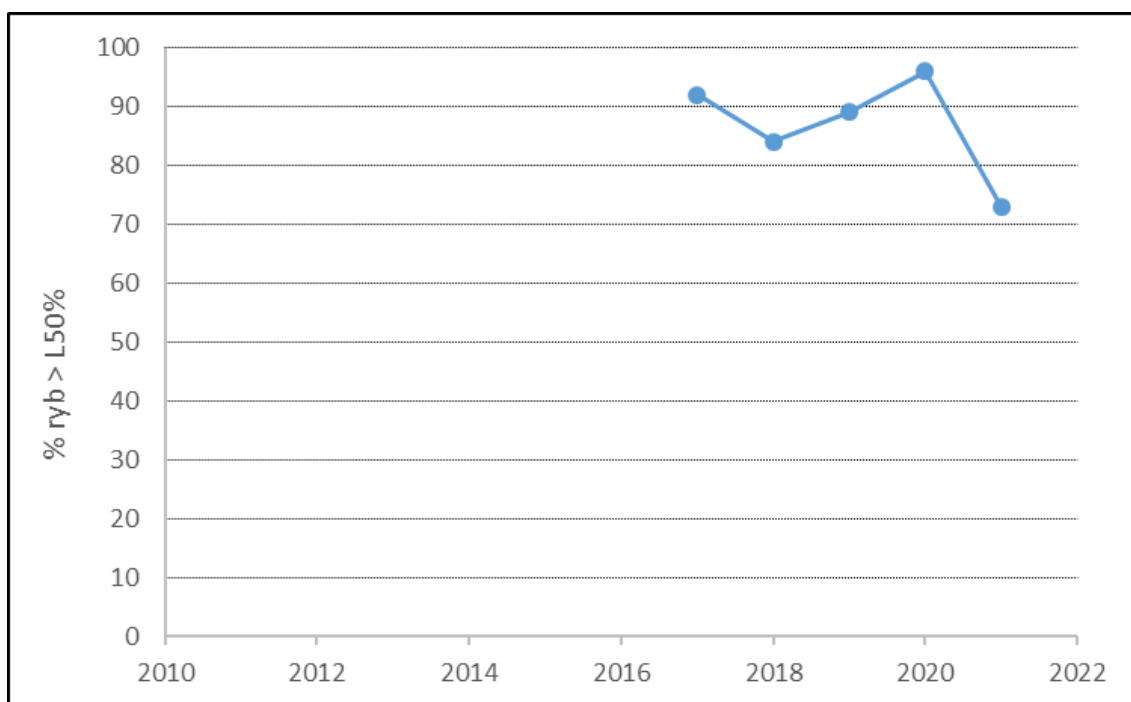
Podsumowując, można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada szprota 22-32 jest dobry: biomasa jest znacznie wyższa od biomas referencyjnych i średniej wieloletniej, a śmiertelność połowowa choć przekracza F_{MSY} , to na ogół mieści się w granicach wyznaczonych przez zasadę przezorności i $F_{MSYgórne}$. 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.120. Szprot z podobszarów 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.121. Szprot z podobszarów 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.



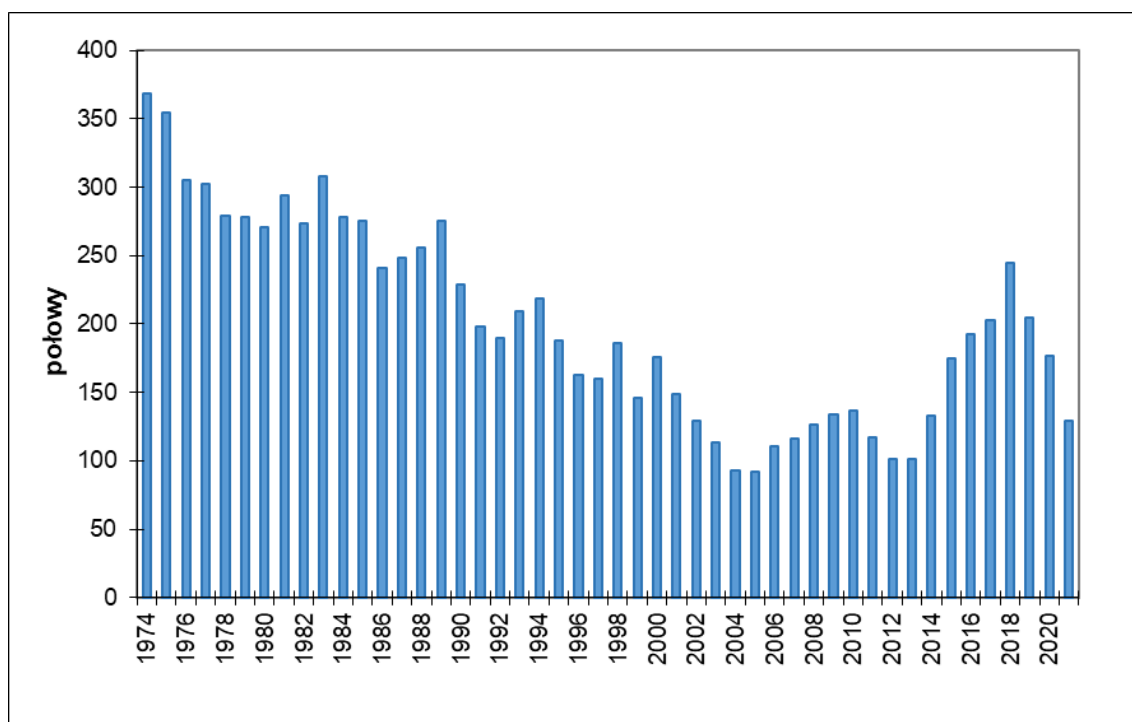
Rys. II.122. Szprot z podobszarów 22- 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Stado śledzia w podobszarach 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 przełomie wieków. Następnie połowy wykazywały tendencję wzrostową do 2018 roku, po czym obniżyły się i w 2021 roku złowiono jedynie ok. 130 tys. ton śledzi (Rys. II.123). Na spadek połowów w ub. wieku złożyło się głównie malejące tempo

wzrostu osobniczego śledzi, natomiast wzrost połowów w ostatnich latach to efekt bardzo liczebnego pokolenia z 2014 roku, które jednak już „wychodzi” z eksploatacji rybackiej.

Podobnie jak w przypadku szprota, punkty referencyjne dla śledzia zostały w 2020 roku zaktualizowane, uwzględniając obecny stan stada dorsza (ICES, 2020).



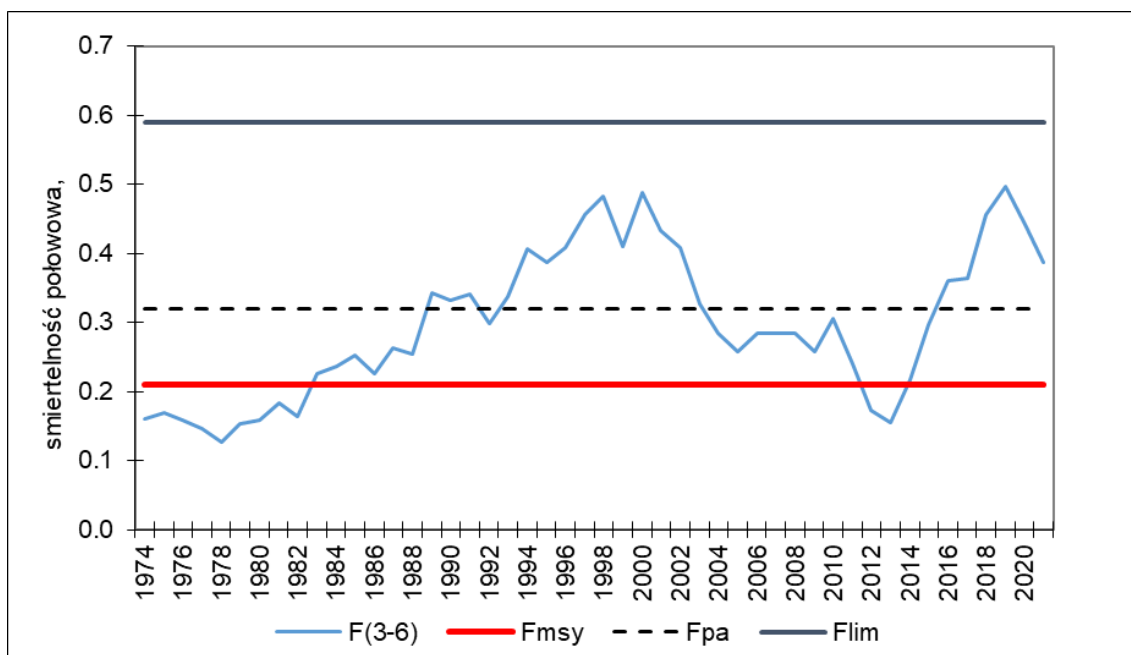
Rys. II.123. Śledź z podoboszarów 25–29 i 32. Połowowy (tys. ton) w okresie 1974–2021 wg danych ICES (2022a,b).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

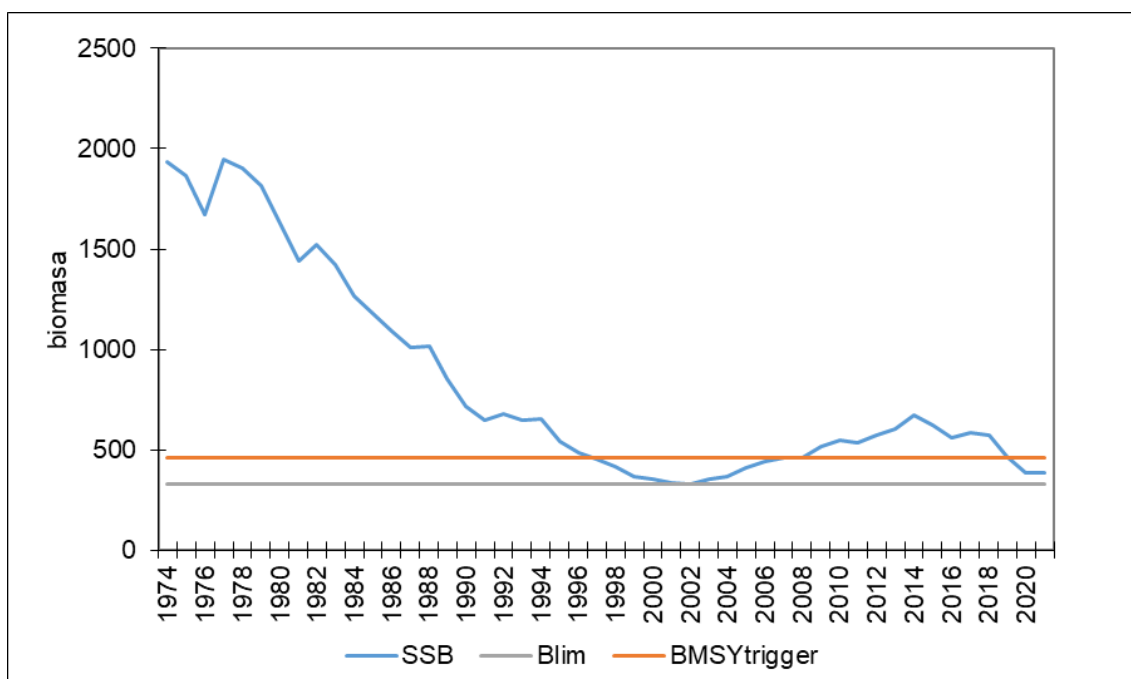
Śmiertelność połowowa w 2021 roku została oceniona na 0,39, wobec wartości $F_{MSY}=0,21$ i $F_{MSYgórne}=0,27$. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: $F_{lim}=0,59$, $F_{pa}=0,32$ (w 2021 roku wprowadzono nowy sposób oceny F_{pa} ; analogiczny jak opisany w przypadku szprota). Zatem eksploatacja śledzia przekracza śmiertelność połowową prowadzącą do MSY (w tym $F_{MSYgórne}$), a także może nie mieścić się w granicach zasady przezorności (jest większa od F_{pa}) (Rys. II.124).

Kryterium D3C2 (biomasa stada tartłowego)

W okresie 2000–2014 biomasa śledzi wzrastała do poziomu ok. 700 tys. ton, podwajając niskie wartości z początku wieku (Rys. II.125). Po krótkim okresie stabilizacji SSB w latach 2020–2021 obniżyła się do ok. 390 tys. ton i była znacznie niższa od wartości referencyjnych $B_{MSYtrigger}$ i B_{pa} (obie po 460 tys. ton). Jednocześnie biomasa rozrodcza stada nadal jest wyższa od B_{lim} , wynoszącej 330 tys. ton, czyli prawdopodobieństwo, że biomasa mieści się w granicach wyznaczonych przez zasadę przezorności jest zmniejszone (<95%, ale >=50%). Biomasa stada była wyższa od wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$ w latach 2006–2019 (wykazując GES w tym zakresie), jednakże wobec ostatniego spadku biomasy, GES pod względem wielkości biomasy nie był w latach 2020–2021 osiągnięty.



Rys. II.124. Śledź z podobszarów 25-29 i 32. Śmierćelność połowowa (średnia w wieku 3-6 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2022a,b).



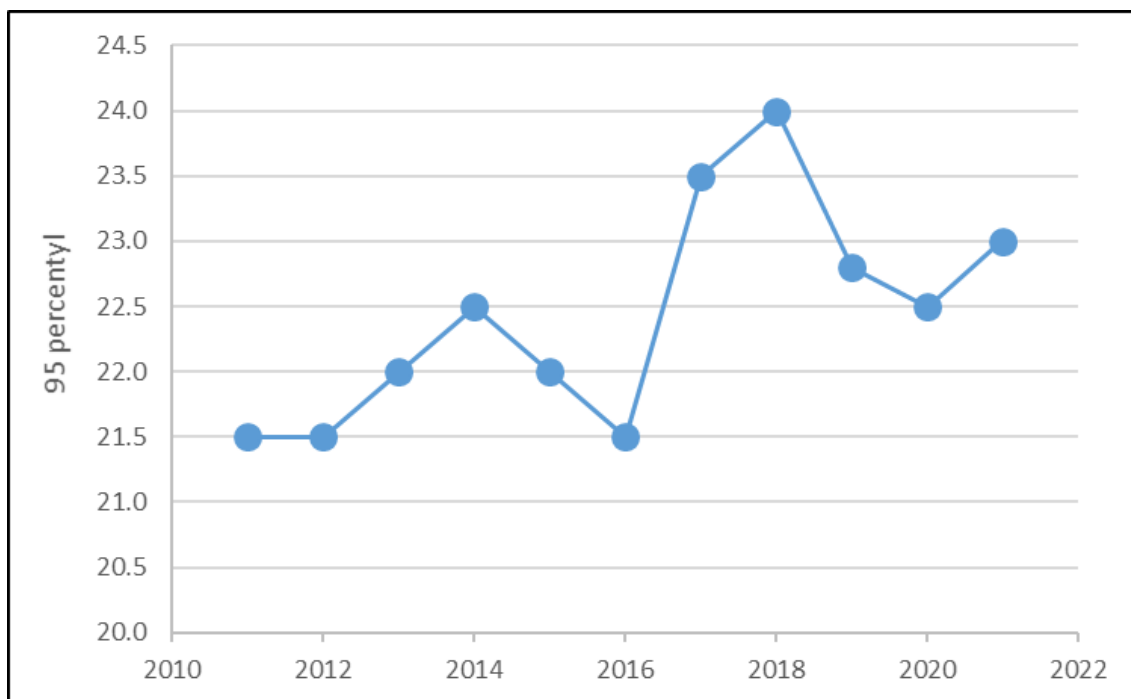
Rys. II.125. Śledź z podobszarów 25-29 i 32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi wg danych ICES (2022a,b).

Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

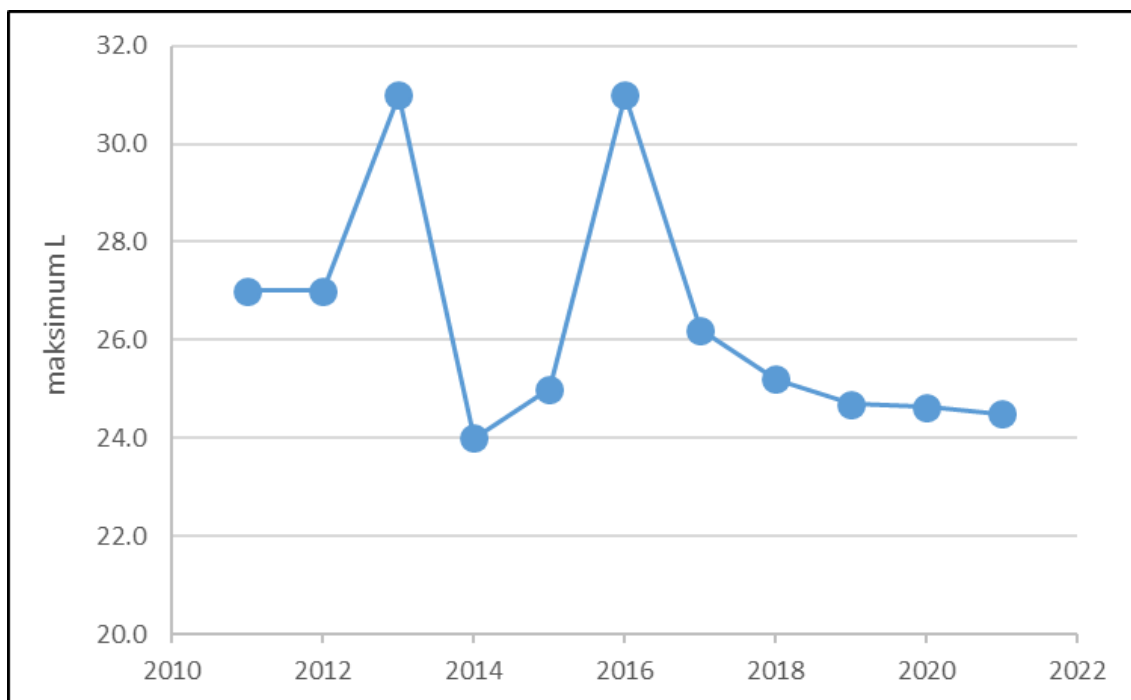
W 2021 roku 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wzrósł do 23 cm, przewyższając średnią wieloletnią (Rys. II.126). W 2014 roku urodziło się bardzo liczne pokolenie śledzi, które mogło mieć wpływ na spadek tego wskaźnika w latach 2015-2016.

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2021 roku 24,5 cm i była najniższą (poza rokiem 2014) wartością w okresie obserwacji (Rys. II.127).

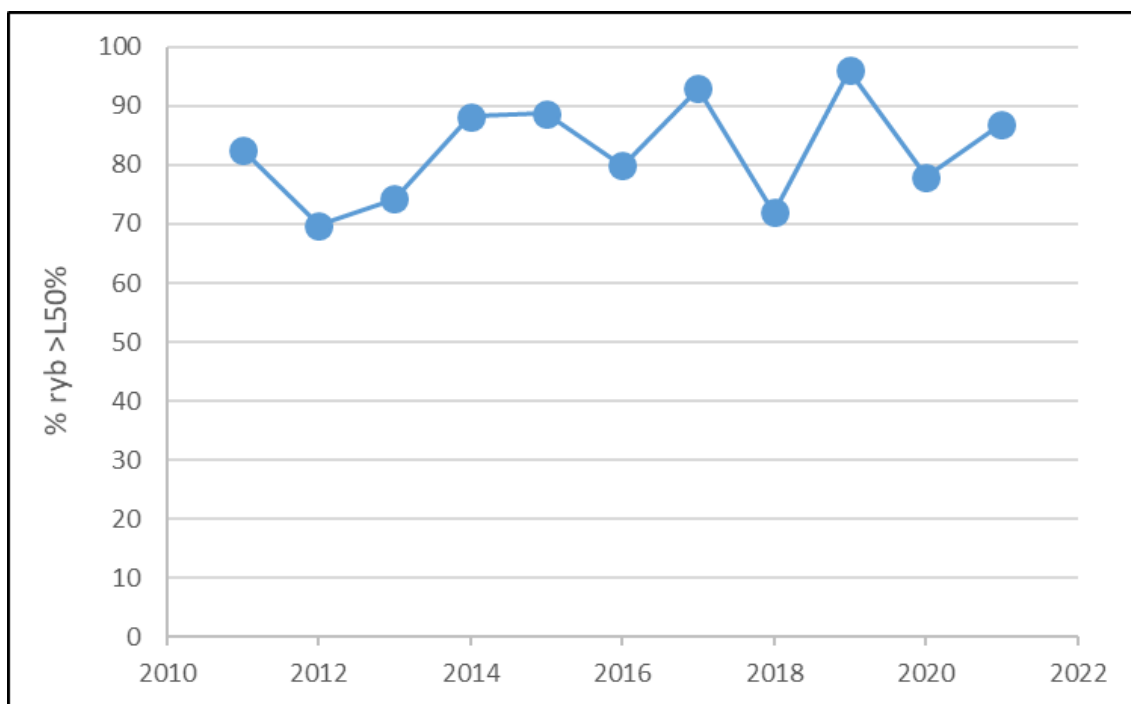
W50 2021 roku 87% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej (Rys. II.128). W okresie obserwacji wskaźnik ten zmienia się bez wyraźnego trendu wokół średniej ok. 83%. Podsumowując, można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada śledzia 25-29,32 jest zły: biomasa jest niższa od biomasy referencyjnej wymaganej dla GES, a śmiertelność połowowa znacznie przekracza F_{MSY} i F_{pa} . Kryteria długościowe nie są spójne (95. percentyl rozkładu długości nieco przewyższa średnią, ale maksymalna długość jest jedną z najniższych z wielolecia). Stado nie spełnia założeń GES ani w zakresie biomasy, ani w zakresie śmiertelności połowowej.



Rys. II.126. Śledź z podobszarów 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.127. Śledź z podobszarów 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

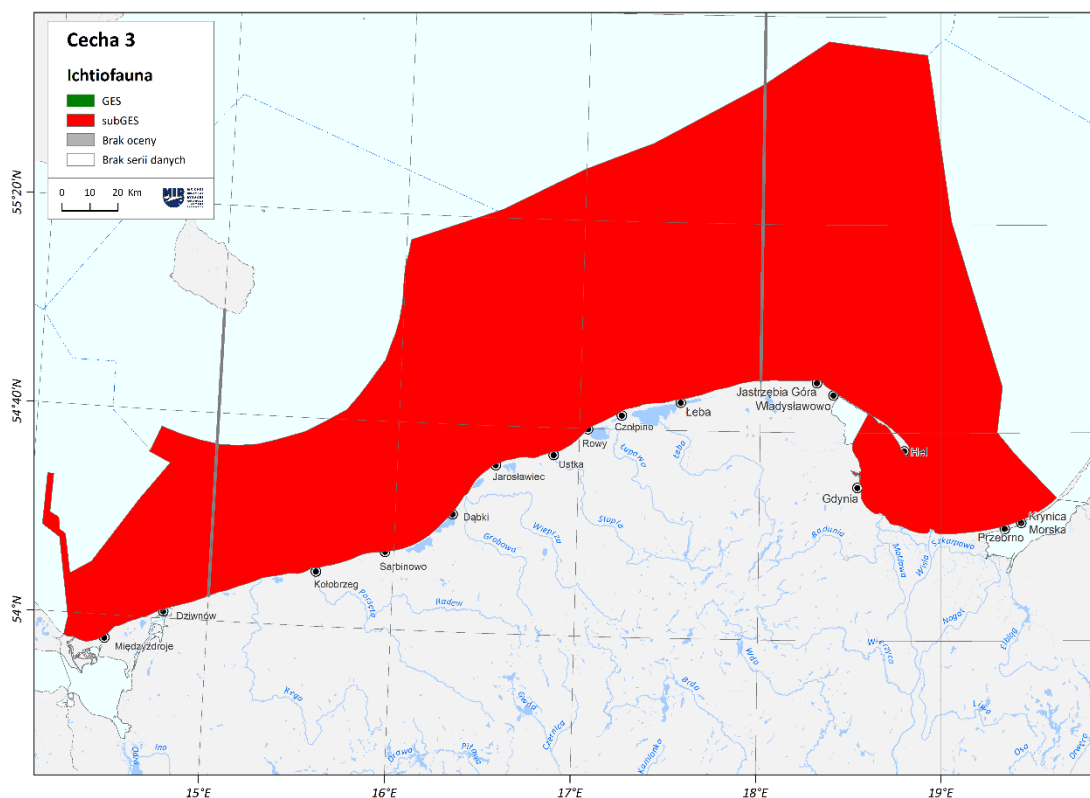


Rys. II.128. Śledź z podobszarów 25–29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarta.

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 2019–2020.

Ocenę GES za 2021 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. Żadne z analizowanych stad nie osiągnęło GES wg kryterium śmiertelności połowowej. 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 2021 przedstawiono w Tabeli II.48.



Rys. II.129. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2021 roku.

Tabela II.48. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2021 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			
Proporcja stad z GES*	0 z 2	1 z 3	0 z 3
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków (%)	0	47	0
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	2 z 5	3 z 5

*spośród stad ze znanym statusem

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.

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.

Kryterium biomasy stada tartowego również zawiera dwa wskaźniki: biomasę wyznaczoną w modelach analitycznych oraz wskaźnik wielkości tej biomasy, wyznaczony na podstawie wyników rejsów badawczych. Wiarygodność dynamiki i ocen biomasy stada tartowego, wyznaczonych za pomocą sprawdzonych modeli analitycznych, jest wysoka, podobnie jak wiarygodność analitycznie ocenionej śmiertelności połowowej. Dodatkowo, jest możliwość przeprowadzenia oceny GES poprzez odniesienie się do punktów referencyjnych biomasy. Natomiast wskaźnik biomasy w połowach badawczych jest jedynie przybliżeniem zdolności rozrodczej stada, stosowanym w sytuacjach, gdy nie ma wystarczających danych do wyznaczenia bezwzględnych wartości biomasy stada tartowego. 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 podobozarach 24+25 prawdopodobnie spełniałaby GES, a stornia w podobozarach 26+28 prawdopodobnie nie miałaby statusu GES, gdyby były dostępne wskaźniki podstawowe.

II.4.2. Eutrofizacja



Zgodnie z zaleceniami RDSM znowelizowanej Dyrektywą 2017/845 przeprowadzono ocenę stanu środowiska w roku 2021 w zakresie eutrofizacji w polskich obszarach morskich. 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 KE 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.

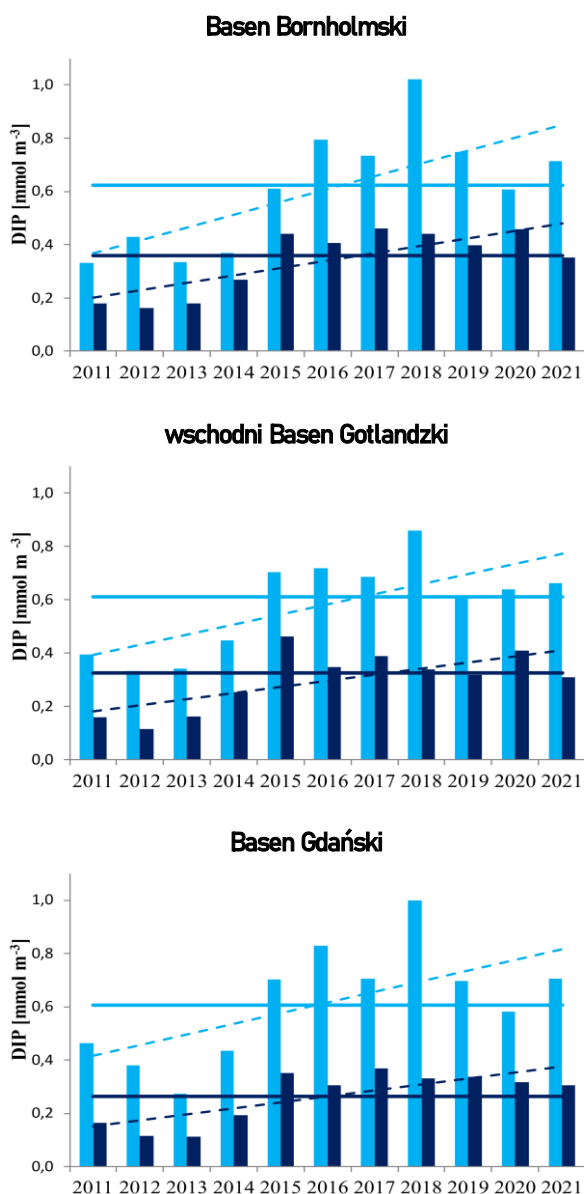
Od wielu lat w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) badane są regularnie stężenia substancji odżywczych oraz tlenu w wodzie morskiej, a także koncentracje chlorofilu a oraz przezroczystość. Badania te są wykonywane zgodnie z wytycznymi HELCOM COMBINE. W 2021 r. zostało przeprowadzonych 6 rejsów, 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

Zawartość substancji pokarmowych w wodzie morskiej jest najistotniejszym wskaźnikiem opisującym proces eutrofizacji w Morzu Bałtyckim. 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.

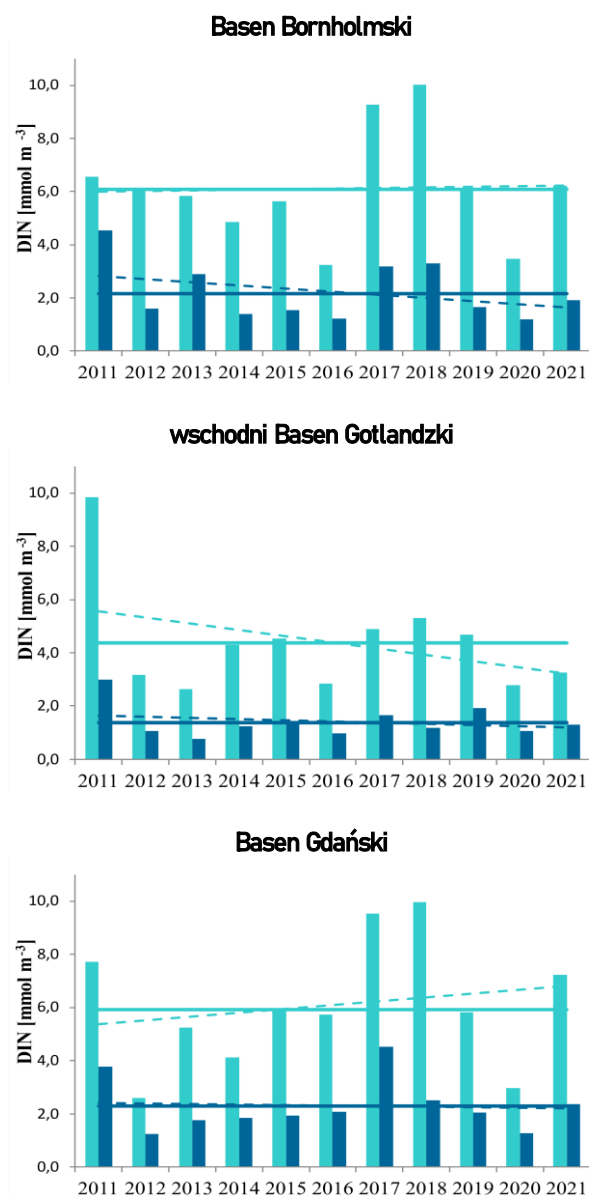
Poziom nieorganicznych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) badany jest głównie w okresie zimowym, gdy, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym, produkcja pierwotna osiąga swoje minimum, a wartości stężeń soli pokarmowych są najwyższe w ciągu roku. O intensywności produkcji pierwotnej w następnym sezonie 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 2021 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 2011–2020. W przypadku średnich rocznych, świadczących o dostępności tych związków w cyklu całorocznym, zanotowano spadek stężeń tych związków w poszczególnych akwenach w porównaniu z rokiem poprzednim, jednak nie wpłynęło to na zahamowanie niekorzystnej tendencji obserwowanej w ostatnim dziesięcioleciu. Stężenia fosforanów w warstwie powierzchniowej w poszczególnych akwenach w 2021 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.130). 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).



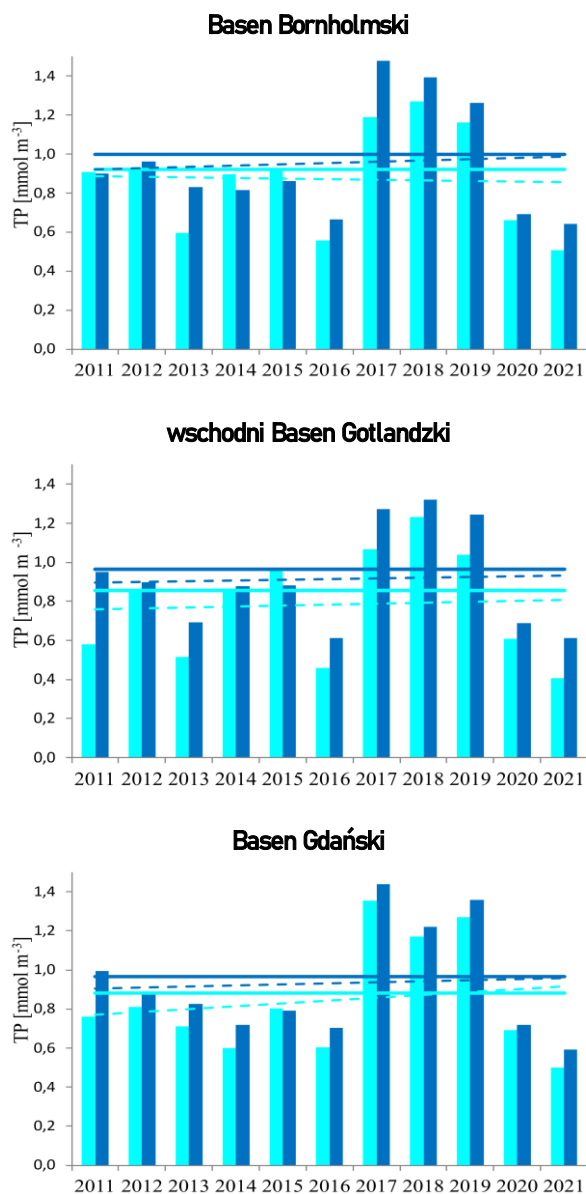
Rys. II.130. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0–10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011–2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011–2020, linie przerywane – tendencje.

W odniesieniu do azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej średnie roczne zawartości tych związków z 2021 r. były nieznacznie niższe niż średnia z ostatniej dekady, natomiast fakt iż wartości te były znacznie podwyższone w stosunku do poprzedniego roku nie wpłynął na uwidocznienie tendencji ani w Basenie Gdańskim ani Gotlandzkim, jedynie w Basenie Bornholmskim zarysował się nieznaczny, pozytywny kierunek zmian. Również stężenia tych związków w okresie zimowym 2021 r. były wyraźnie wyższe w porównaniu z rokiem ubiegłym, ale tylko w Basenie Bornholmskim osiągnęły poziom średniej wieloletniej 2011-2020. Natomiast w Basenie Gotlandzkim były niższe, a w Basenie Gdańskim przewyższyły tę wartość. Takie zmiany w omawianym roku badań tylko w Basenie Gdańskim wpłynęły na utrzymanie niekorzystnej tendencji wzrostu średnich wartości stężeń azotu nieorganicznego w miesiącach zimowych. Na pozostałym obszarze tendencje były niejednoznaczne jak w Basenie Bornholmskim, a nawet przechyliły się w kierunku spadkowym, co zaobserwowano w Basenie Gotlandzkim (Rys. II.131).



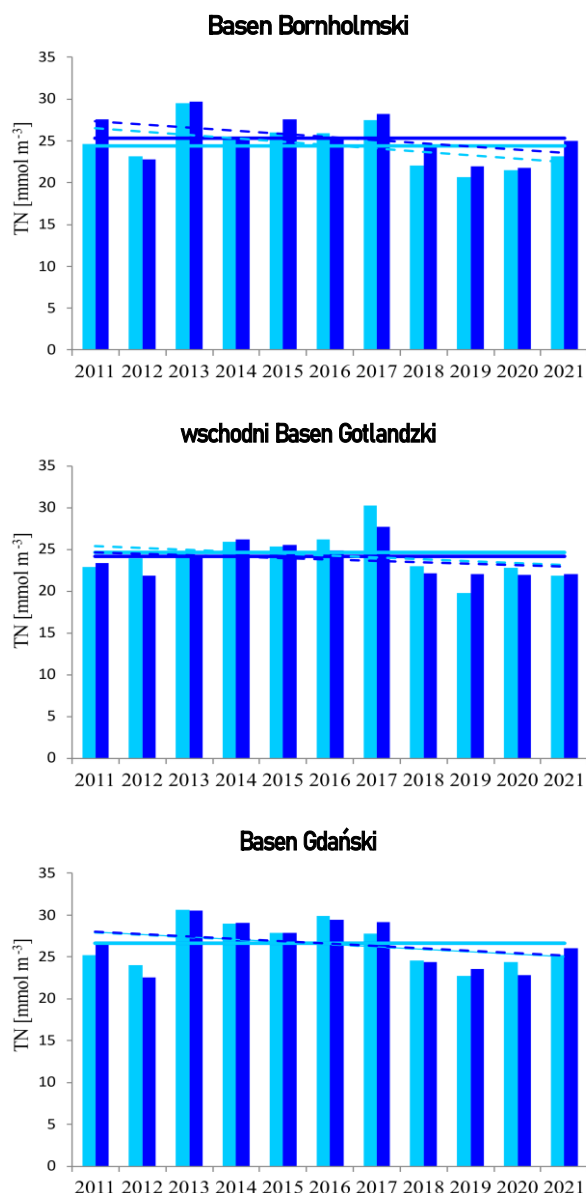
Rys. II.131. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011-2020, linie przerywane – 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.132 oraz Rys. II.133. Średnie stężenia fosforu całkowitego w warstwie powierzchniowej, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu całorocznym, były w 2021 r. niższe w porównaniu z rokiem poprzednim, były również niższe od średniej z ostatniej dekady (Tabela II.49). We wszystkich badanych akwenach wartości te okazały się także najniższe w okresie ostatnich dziesięciu lat 2011–2020. Taki stan rzeczy wpłynął na zahamowanie niekorzystnych zmian w całym obszarze objętym badaniami: zanikowi uległa wzrostowa tendencja zanotowana w poprzednim roku.



Rys. II.132. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011–2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011–2020, linie przerywane – tendencje.

W przypadku azotu całkowitego, we wszystkich monitorowanych akwenach, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu całorocznym, średnie wartości stężeń były niższe od średniej wieloletniej. Wprowadźcie średnie wartości, i sezonowe i roczne, były nieznacznie wyższe w porównaniu z rokiem ubiegłym, ale nie wpłynęło to negatywnie na tendencje zmian w badanych akwenach: utrzymała się słaba tendencja spadkowa obserwowana w poprzednich latach (Rys. II.133).



Rys. II.133. Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011–2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011–2020, linie przerywane – tendencje.

Tabela II.49. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2021 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 2011–2020)

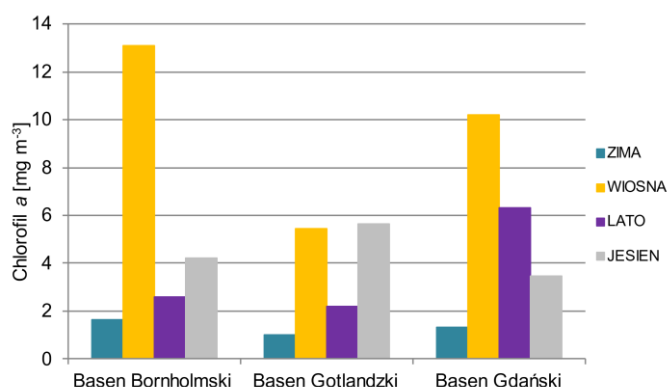
Akwen	okres	DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	2021	0,71	6,20	0,51	23,17
	2011–2020	(0,62)	(6,07)	(0,92)	(24,44)
wschodni Basen Gotlandzki	2021	0,66	3,27	0,50	21,85
	2011–2020	(0,61)	(4,38)	(0,85)	(24,60)
Basen Gdański	2021	0,71	7,24	0,41	25,19
	2011–2020	(0,61)	(5,92)	(0,88)	(26,61)

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 2021 r. w wodach badanych akwenów polskich obszarów morskich koncentracje chlorofilu a w sezonie letnim były niższe od średnich rocznych (Tabela II.50.). Wynika to z faktu, iż najintensywniejszy zakwit zarejestrowano wiosną 2021 r. (Rys. II.134.). Jedynie w Basenie Gdańskim sytuacja była odwrotna: średnia wartość w sezonie letnim przewyższała średnią z całego roku (Rys. II.135).



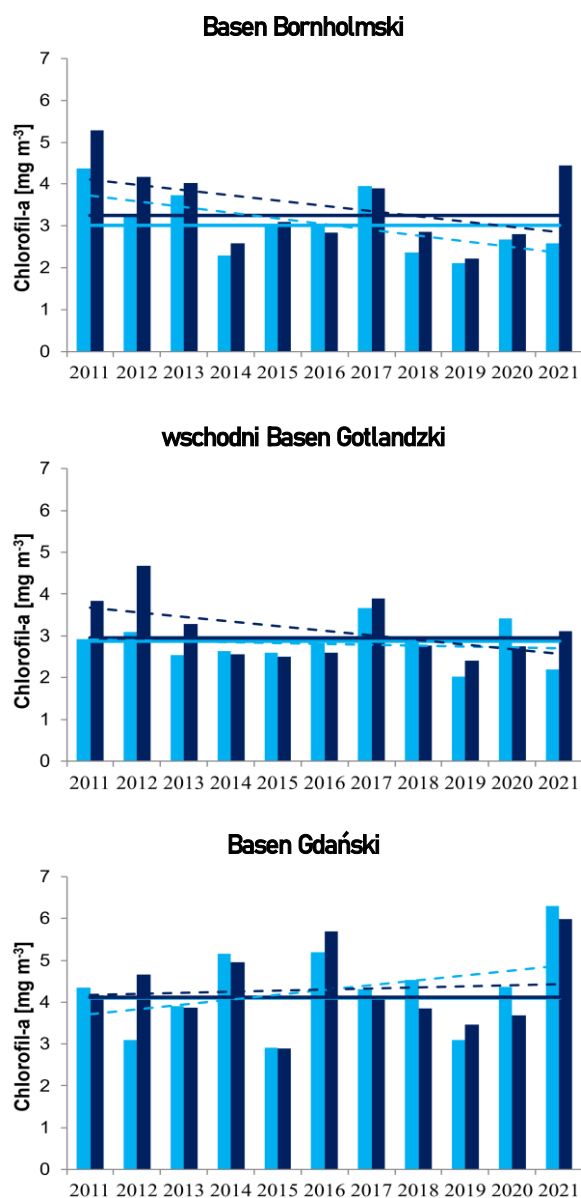
Rys. II.134. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2021 r. (0–10 m).

Na całym obszarze objętym badaniami monitoringowymi zanotowano utrzymującą się nadal, słabą tendencję spadkową zarówno dla wskaźników sezonowych jak i w cyklu całorocznym, mimo iż tylko średnie wartości w okresie letnim były niższe od tych z poprzedniego roku oraz od średniej z ostatnich dziesięciu lat (2011–2020). Zależności takie nie wystąpiły w Basenie Gdańskim. Dużo wyższe średnie zawartości chlorofilu a z okresu letniego oraz całoroczne od tych z ubiegłego roku, a także od odpowiednich średnich z wielolecia 2011–2020, wpłynęły na pojawienie się niekorzystnego kierunku zmian: z braku inklinacji na tendencję wzrostową.

W 2021 r. największy zakwit fitoplanktonu przypadał na okres wiosenny. Najintensywniejsza produkcja pierwotna została zanotowana w Basenie Bornholmskim na poziomie prawie dwukrotnie wyższym niż w Basenie Gotlandzkim. We wschodnim Basenie Gotlandzkim zakwit wiosenny był na podobnym poziomie jak zakwit jesienny. Największy zakwit w sezonie letnim został zarejestrowany w Basenie Gdańskim (Rys. II.135).

Tabela II.50. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2021 r.; (średnie z okresu 2011–2020)

Akwen	okres	Chl-a (VI–IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	2021	2,58	4,45
	2011–2020	(3,01)	(3,25)
wschodni Basen Gotlandzki	2021	2,19	3,11
	2011–2020	(2,87)	(2,95)
Basen Gdański	2021	6,30	6,25
	2011–2020	(4,10)	(4,12)



Rys. II.135. Zmiany zawartości chlorofilu a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011–2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011–2020, 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.

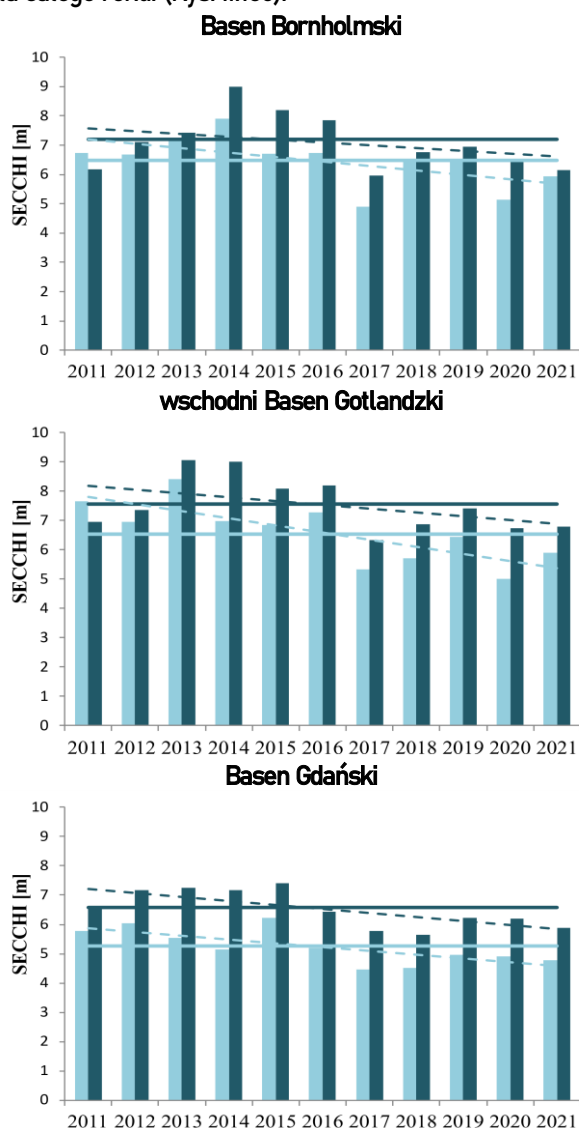
Sezonowa zmienność przezroczystości związana jest więc głównie z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany wyrażone widzialnością krążka Secchi'ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zawartości chlorofilu a.

Przezroczystość wody w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich zmieniała się w zakresie od 1 m, zmierzona podczas wiosennego zakwitu w strefie płytkowodnej Zatoki Pomorskiej do 15 m zanotowana w okresie zimowym w obszarze Basenu Gdańskiego. Podobnie jak w poprzednim roku, najniższą średnią, zarówno dla miesięcy letnich jak i roczną, przezroczystość zanotowano w Basenie Gdańskim. Średnia roczna przezroczystość była najwyższa we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Tabela II.51).

Tabela II.51. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2021 r.; (średnie z okresu 2011–2020).

Akwen	okres	Secchi (VI–IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	2021	6,0	6,1
	2011–2020	(6,5)	(7,2)
wschodni Basen Gotlandzki	2021	5,9	6,8
	2011–2020	(6,5)	(7,6)
Basen Gdański	2021	4,8	5,9
	2011–2020	(5,3)	(6,6)

W 2021 r. średnia przezroczystość w miesiącach letnich w obszarze objętym badaniami była wyższa od średniej z poprzedniego roku, wyjątkiem był Basen Gdański gdzie wartości te były na porównywalnym poziomie. Takie zależności w żaden sposób nie wpłynęły na pojawienie się jakichkolwiek tendencji zmian. W odniesieniu do średnich z całego roku wartości w poszczególnych akwenach były niższe zarówno od średnich z ubiegłego roku jak i od średniej z ostatniej dekady 2011–2020, co pozwoliło zaobserwować niekorzystne kierunki zmian, a więc zmniejszenie średniej głębokości widzialności krążka Secchi'ego dla całego roku. (Rys. II.136).

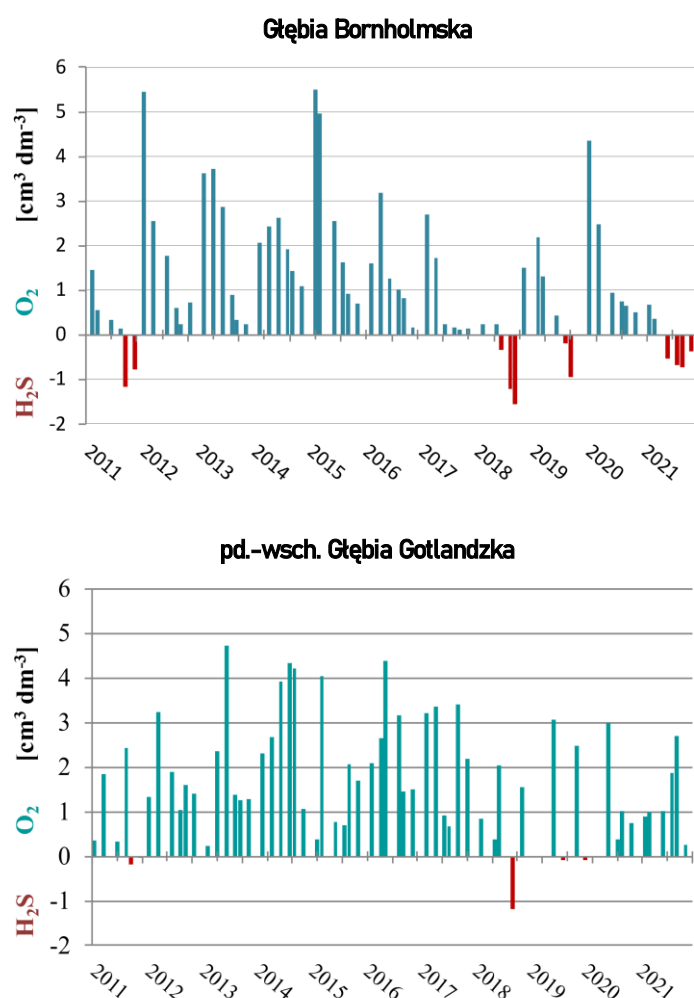


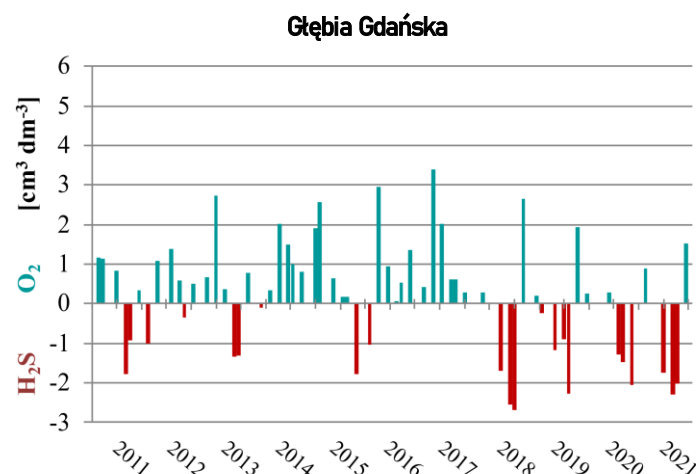
Rys. II.136. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011–2020 oraz w 2021 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011–2020, linie przerywane – tendencje.

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 2011-2021, powodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego (Rys. II.137). 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.137. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2011–2021. siarkowódór 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 oscylowało wokół wartości $5,5 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ (Tabela II.52).

Tabela II.52. Minimalne stężenie tlenu [$\text{cm}^3 \text{ dm}^{-3}$] przy dnie w lecie 2021 r. w polskich obszarach morskich (min. 2011–2020).

Akwen	okres	strefa	O ₂ min (VI–IX)
Basen Bornholmski	2021 2011–2020	głębokowodna	-0,71 (-1,17)
	2021 2011–2020	płytkowodna	5,22 (4,50)
	2021 2011–2020	Zatoka Pomorska	5,02 (3,91)
wschodni Basen Gotlandzki	2021 2011–2020	głębokowodna	1,01 (-0,19)
	2021 2011–2020	płytkowodna	5,76 (4,00)
Basen Gdański	2021 2011–2020	głębokowodna	-2,29 (-2,27)
	2021 2011–2020	płytkowodna	5,52 (4,00)

siarkowódór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

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 2021 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 2021 r. żaden ze wskaźników nie osiągnął wartości docelowej RDSM, a w konsekwencji żaden z obszarów morskich objętych oceną nie osiągnął dobrego stanu (GES) (Tabela II.53).

Stan środowiska polskich obszarów morskich w 2021 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, a także nadmierne zakwity fitoplanktonu skutkujące przekroczeniem wartości granicznej dla koncentracji chlorofilu a oraz przezroczystości przyczyniły się do uznania stanu środowiska morskiego za nieodpowiedni (Rys. II.138–Rys. II.141).

Tabela II.53. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2021 roku (źródło danych PMS)

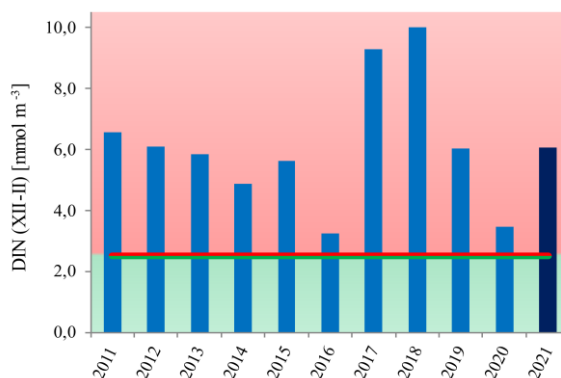
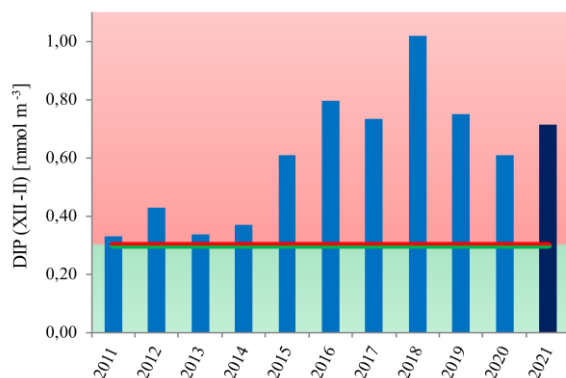
Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena Cecha D5
	DIN	DIP	TN	TP	śr. ER	CHL a	SECCHI	CyaBl Wskaźnik zakwitu sinic *	śr. ER	Dług tlenowy *	Index B	śr. ER	
polskie wody Basenu Bornholmskiego	2,48	2,38	1,73	1,05	1,91	1,43	1,19	1,12	1,25	1,27	1,13	1,20	sub GES (1,52)
polskie wody Basenu Gdańskiego	1,72	1,96	1,38	0,99	1,51	2,87	1,36	1,19	1,81	1,25	2,51	1,88	sub GES (1,88)
polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego	1,26	2,29	1,34	0,90	1,45	1,15	1,29	1,10	1,18	1,25	1,10	1,18	sub GES (1,47)

* dostępne wartości z II oceny holistycznej Morza Bałtyckiego (HOLAS 2) z okresu 2011-2016

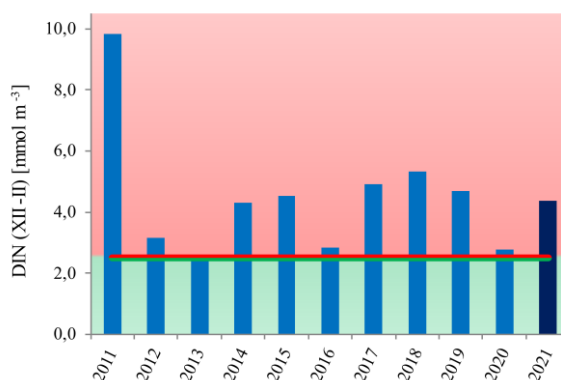
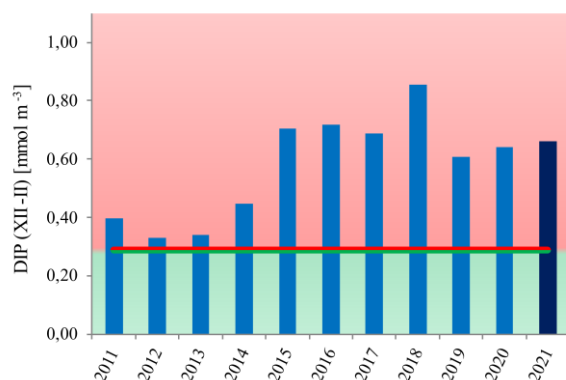
GES (kolor zielony) subGES (kolor czerwony)

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

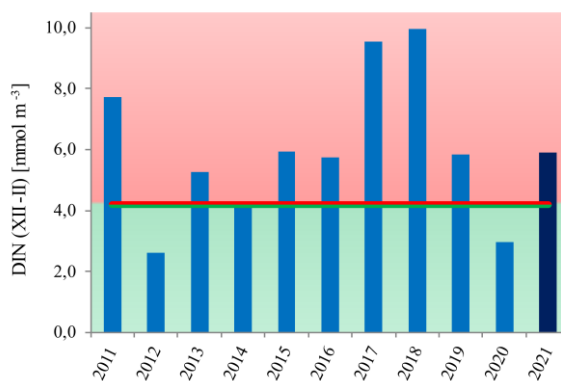
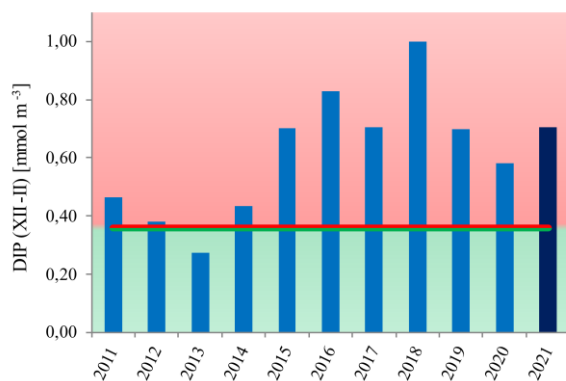
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

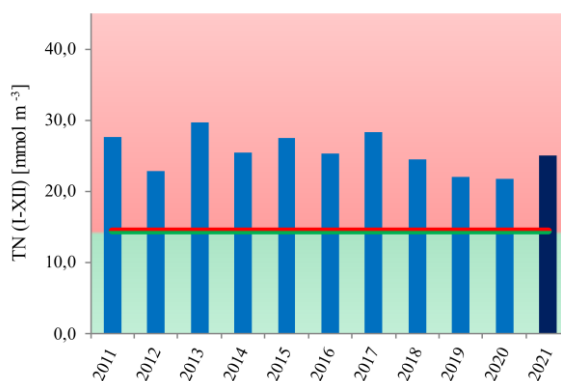
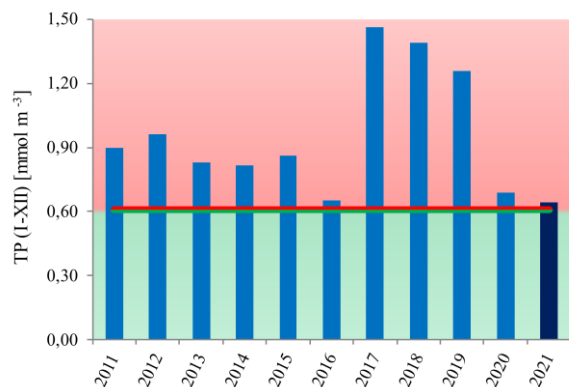


Basen Gdański

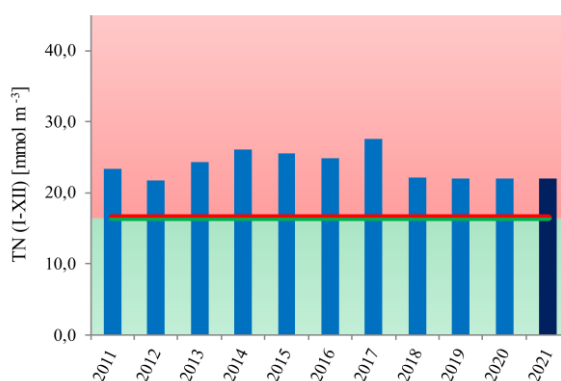
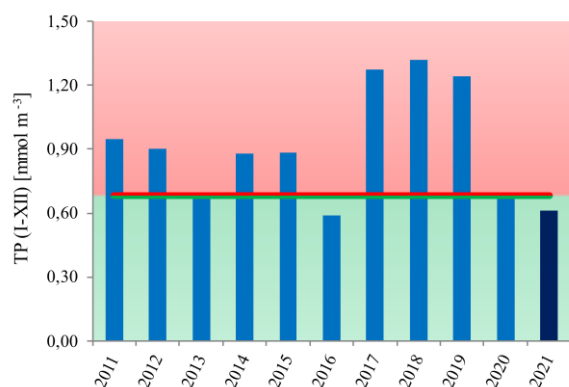


Rys. II.138. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10m, w okresie zimowym w latach 2011–2021 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

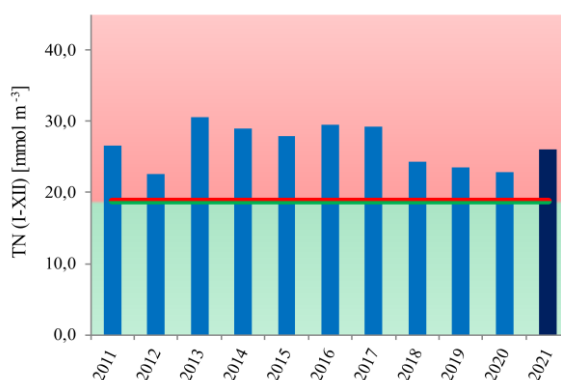
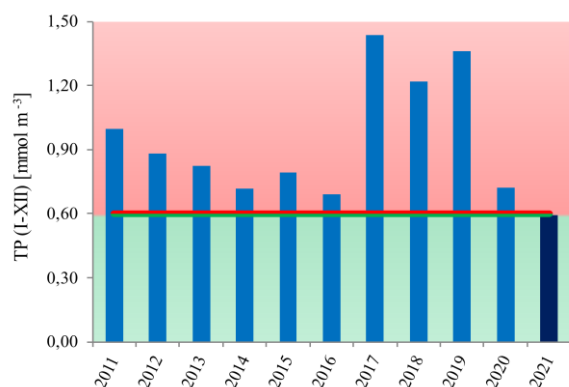
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



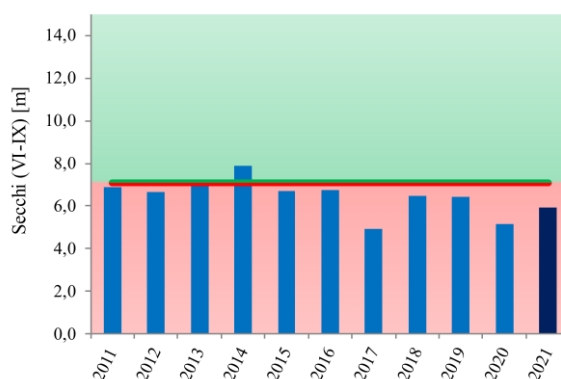
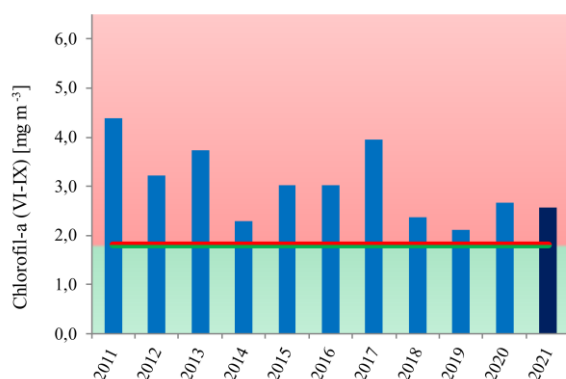
Basen Gdański



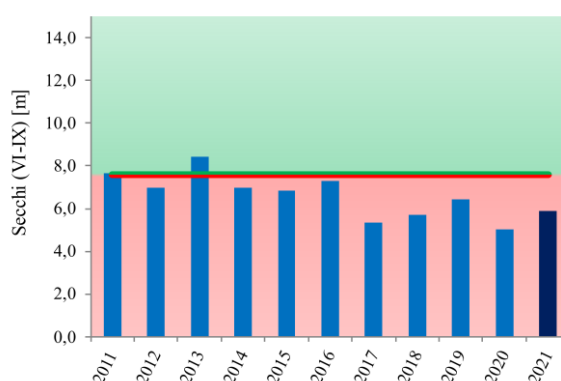
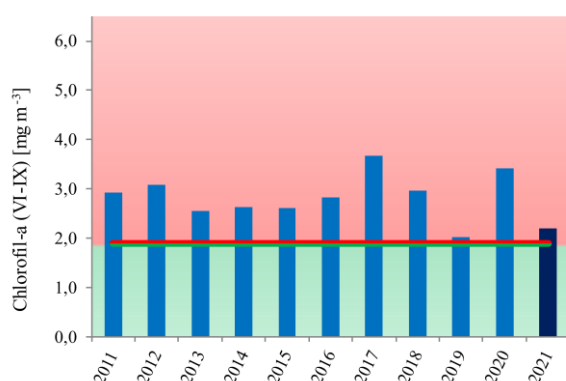
Rys. II.139. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10m w latach 2011–2021 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

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

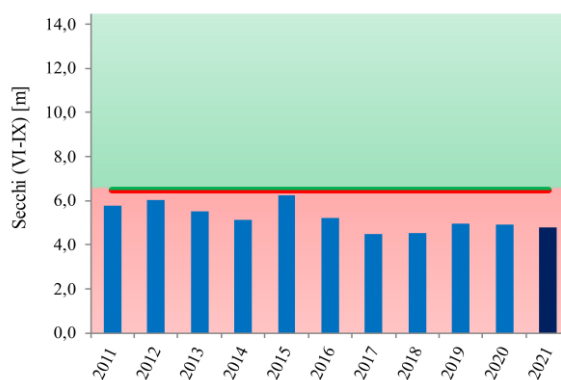
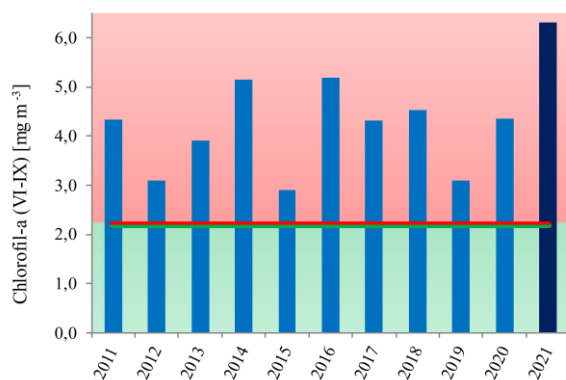
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

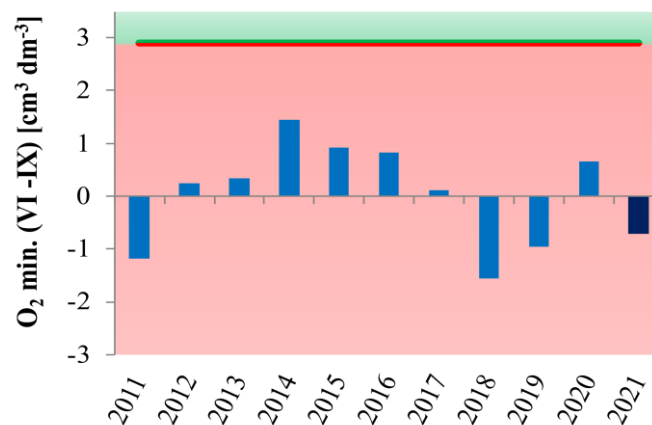


Basen Gdański

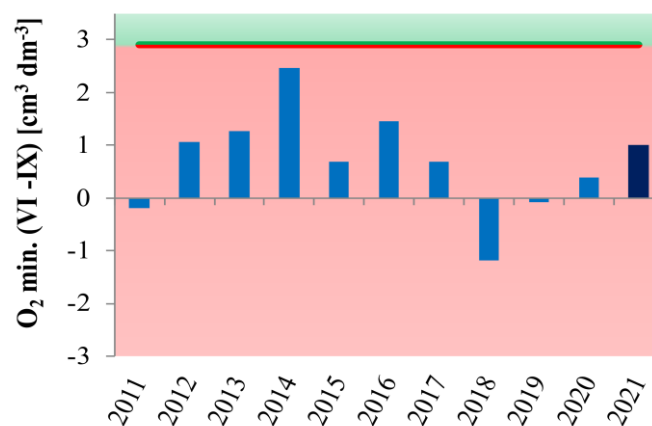


Rys. II.140. Zmiany koncentracji chlorofilu *a* w warstwie 0–10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2011–2021 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

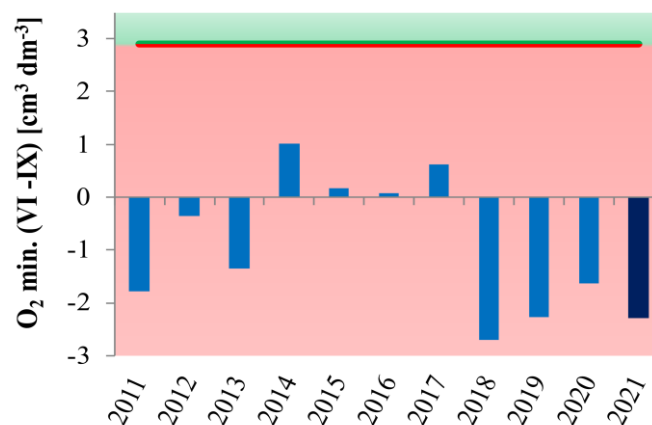
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

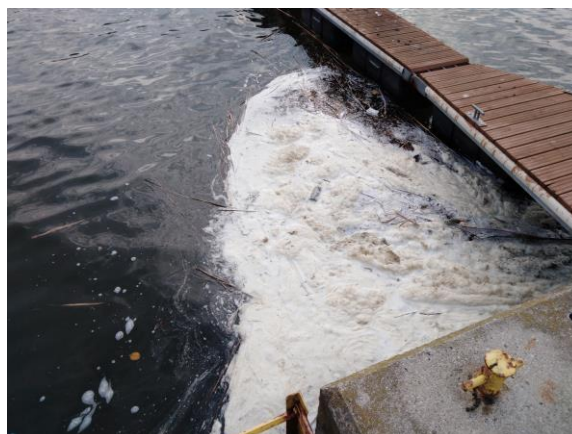


Basen Gdański



Rys. II.141. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2011–2021. 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 2021 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 trwają działania mające na celu przeprowadzenie kolejnej, 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

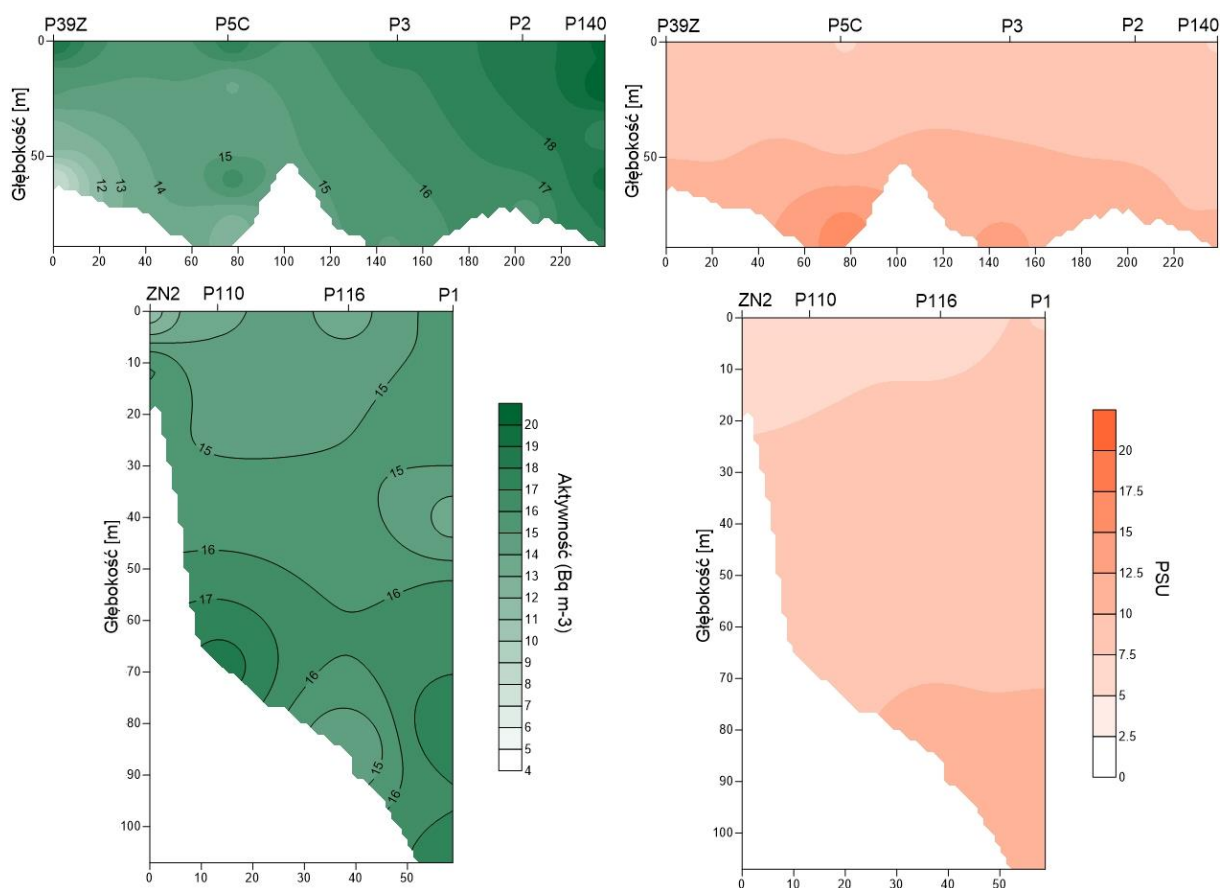
Woda morska

W 2021 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).

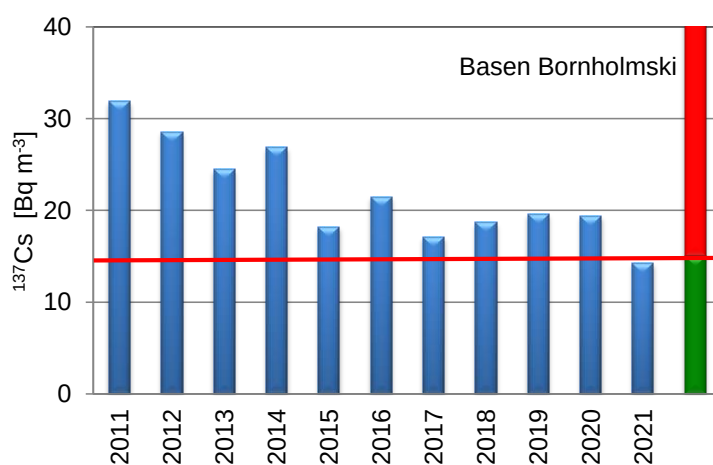
Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2021 roku, obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło $15,6 \text{ Bq m}^{-3}$ i było zdecydowanie niższe od stężenia odnotowanego w roku poprzednim $19,4 \text{ Bq m}^{-3}$ (GIOŚ 2021) i jednocześnie ponad dwa razy niższa od średniej aktywności omawianego izotopu w 2011 roku ($31,7 \text{ Bq m}^{-3}$) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny.

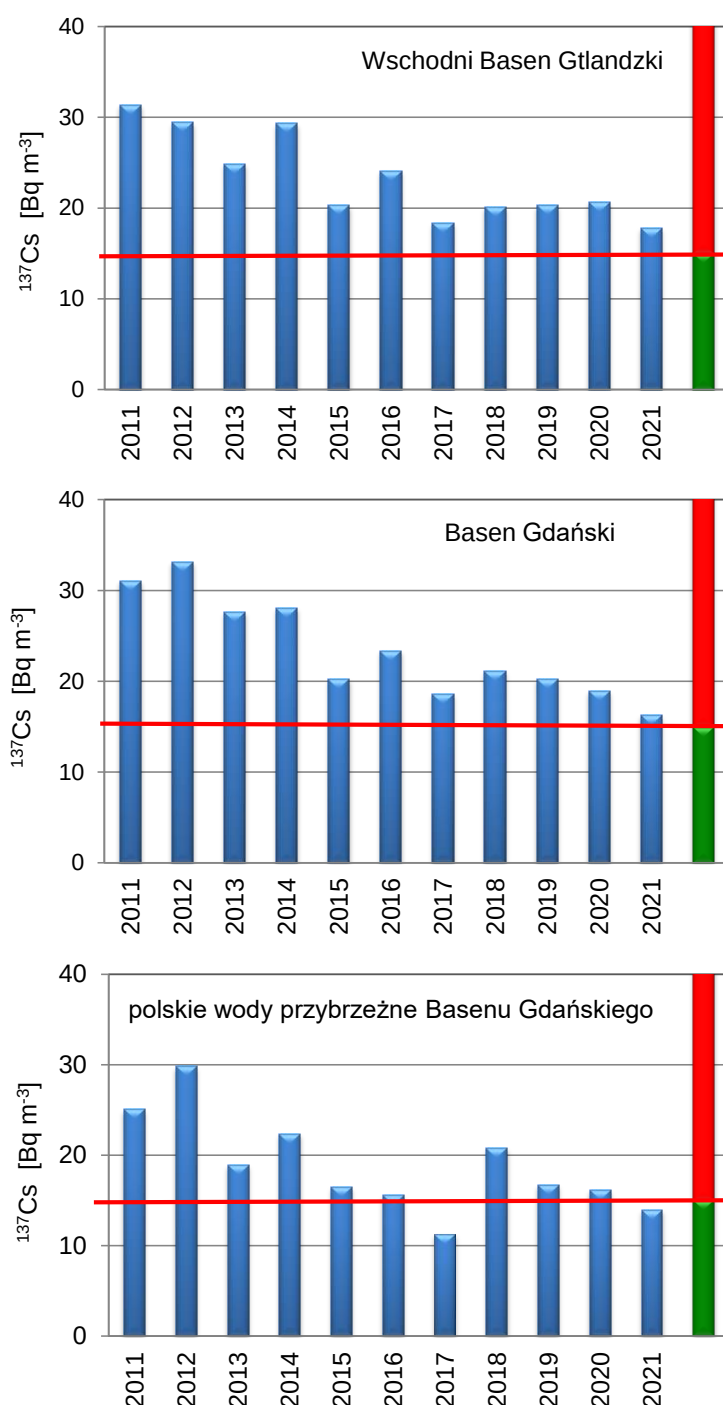
Aktywność ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku w 2021 roku pozostawały w zakresie od $7,3 \text{ Bq m}^{-3}$ do $20,9 \text{ Bq m}^{-3}$ i była uzależniona od dopływów wód rzecznych i wlewów z Morza Północnego, które jako wody o mniejszej aktywności badanego izotopu spowodowały rozcieńczenie ^{137}Cs w morzu. Wody z Morza Północnego charakteryzują się dużo wyższym zasoleniem oraz gęstością, dlatego „cięższa” niż woda bałtycka, woda ta po dnie przemieszcza się do kolejnych basenów. Średnia aktywność ^{137}Cs w wodach przydennych na stacjach pełnomorskich (P1, P140, P5C, P39Z, P2, P3) była o 20% niższa niż aktywność wód powierzchniowych i zależała od wielkością zasolenia, przy czym wyższemu zasoleniu towarzyszyły niższe stężenia izotopu (Rys. II.142). W przypadku stacji ZN2 oraz SW3 znajdujących się pod wpływem wód rzecznych, które jako wody o dużo niższej gęstości przemieszczały się po powierzchni morza Bałtyckiego obserwowano odpowiednio 30% i 40% niższe aktywności w wodach powierzchniowych niż w wodach przydennych, i w przeciwieństwie do wód pełnomorskich niższemu zasoleniu towarzyszyła niższa aktywność (Rys. II.142).



Rys. II.142. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2021; odległość wyrażona w km.

W 2021 najwyższą średnią aktywność prezentowały wody w Wschodnim Basenie Gotlandzkiego ($17,8 \text{ Bq m}^{-3}$) a najniższe w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ($13,9 \text{ Bq m}^{-3}$) (Rys. II.143). Średnie aktywności ^{137}Cs w wszystkich basenach w badanym roku były zdecydowanie niższe niż w roku 2020 (Rys. II.143).

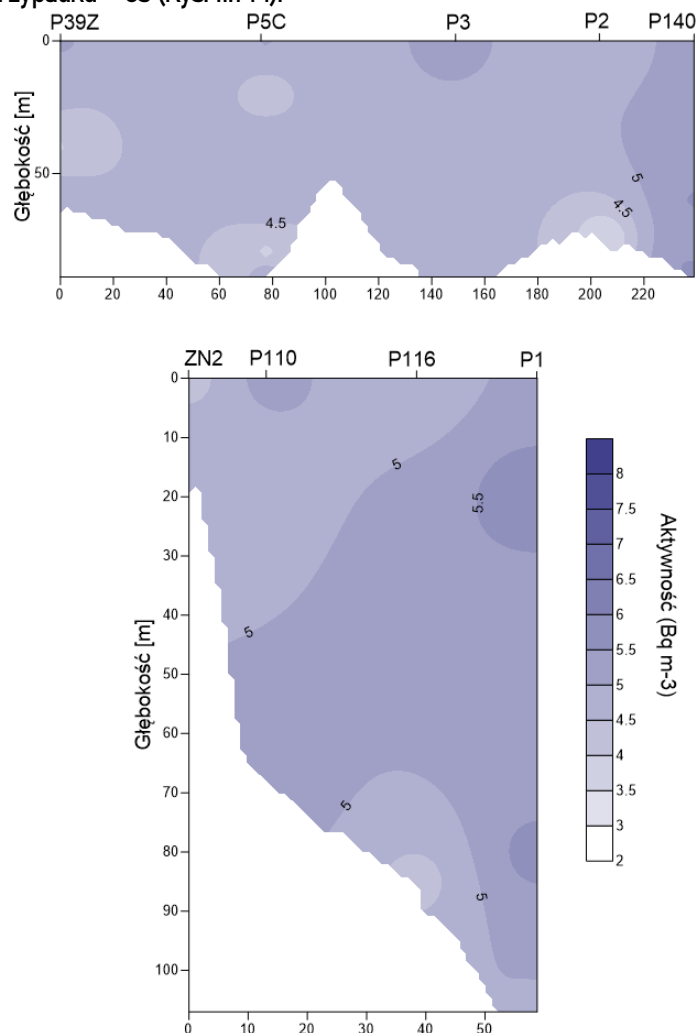




Rys. II.143. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2011–2021, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

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 2021 po raz pierwszy w dwóch basenach: Basen Bornholmski ($14,3 \text{ Bq m}^{-3}$) oraz w polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego ($13,9 \text{ Bq m}^{-3}$) stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczego izotopem ^{137}Cs można uznać za odpowiedni według wymagań RDSM. W obszarach Basenie Gdańskim oraz wschodnim Basenie Gotlandzkim podobnie jak w latach wcześniejszych stan środowiska jest nieodpowiedni.

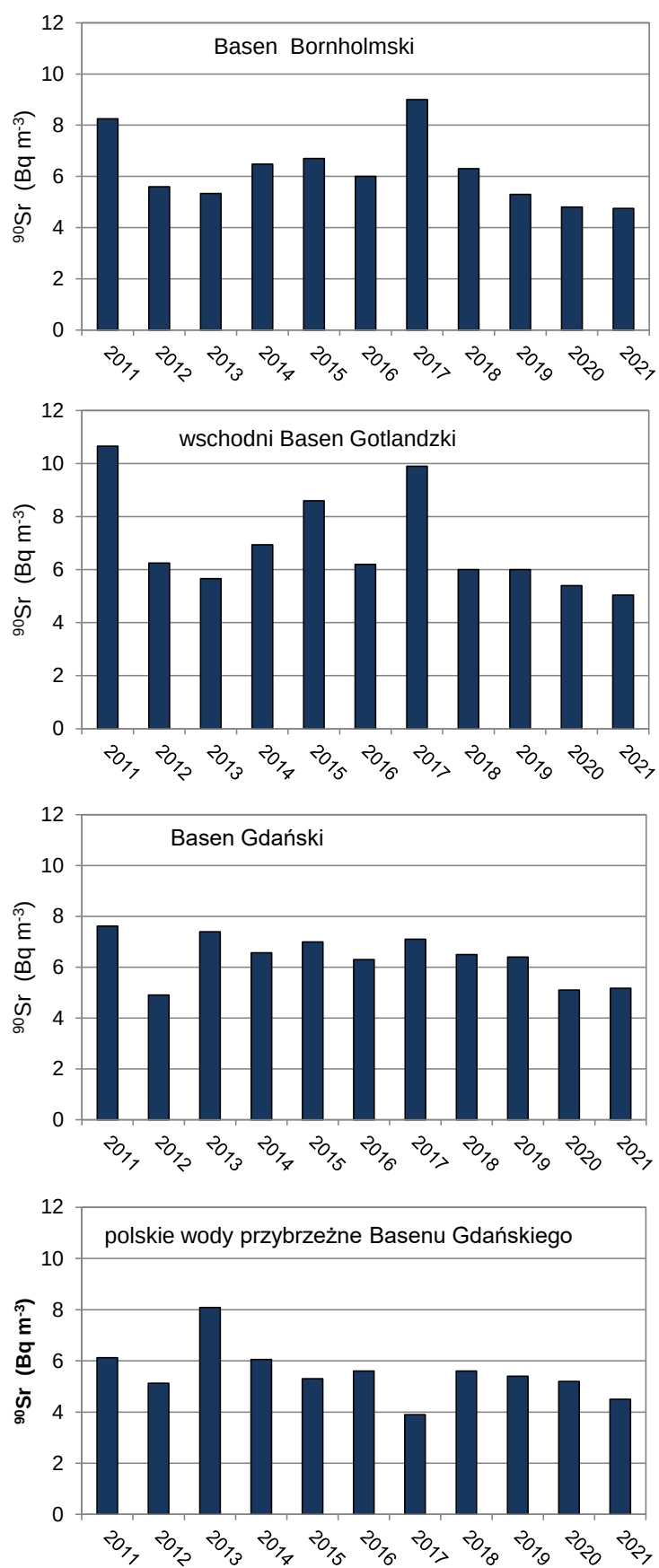
W roku 2021 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła $4,9 \text{ Bq m}^{-3}$ i była niższa od obserwowanej w roku poprzednim o $0,1 \text{ Bq m}^{-3}$. Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs stężenia ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku pozostawały w szerokim zakresie od $3,6 \text{ Bq m}^{-3}$ do $6,0 \text{ Bq m}^{-3}$. Najniższe stężenia ^{90}Sr na poziomie $< 4,0 \text{ Bq m}^{-3}$ stanowiły łącznie 6% wszystkich wyników. Stężenia w przedziale zbliżonym do średniej aktywności stanowiły łącznie 39% wszystkich wyników. W wodach Zatoki Gdańskiej średnia aktywność wody powierzchniowej była nieznacznie niższa od aktywności wody przydennej, w przypadku wód pełnomorskich wody powierzchniowe charakteryzowała wyższa aktywność w porównaniu do wody naddennej i było to związane z takimi samymi procesami jak w przypadku ^{137}Cs (Rys. II.144).



Rys. II.144. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2021; odległość wyrażona w km.

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w okresie objętym oceną w żadnym z akwenów, jednak od roku 2017 obserwuje się stały spadek aktywności wraz z czasem. Należy jednak podkreślić, że dla tego izotopu nie wyznaczono wartości granicznych i w związku z tym nie dokonano oceny stanu środowiska zgodnie z przyjętymi zasadami.

Najmniejsze średnie stężenie ($4,5 \text{ Bq m}^{-3}$) charakteryzowało polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i było niższe o $0,7 \text{ Bq m}^{-3}$ od obserwowanego w roku poprzednim. W trzech pozostałych basenach wartości były zbliżone: $5,0 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim, $4,8 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim i $5,2 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim (Rys. II.145).



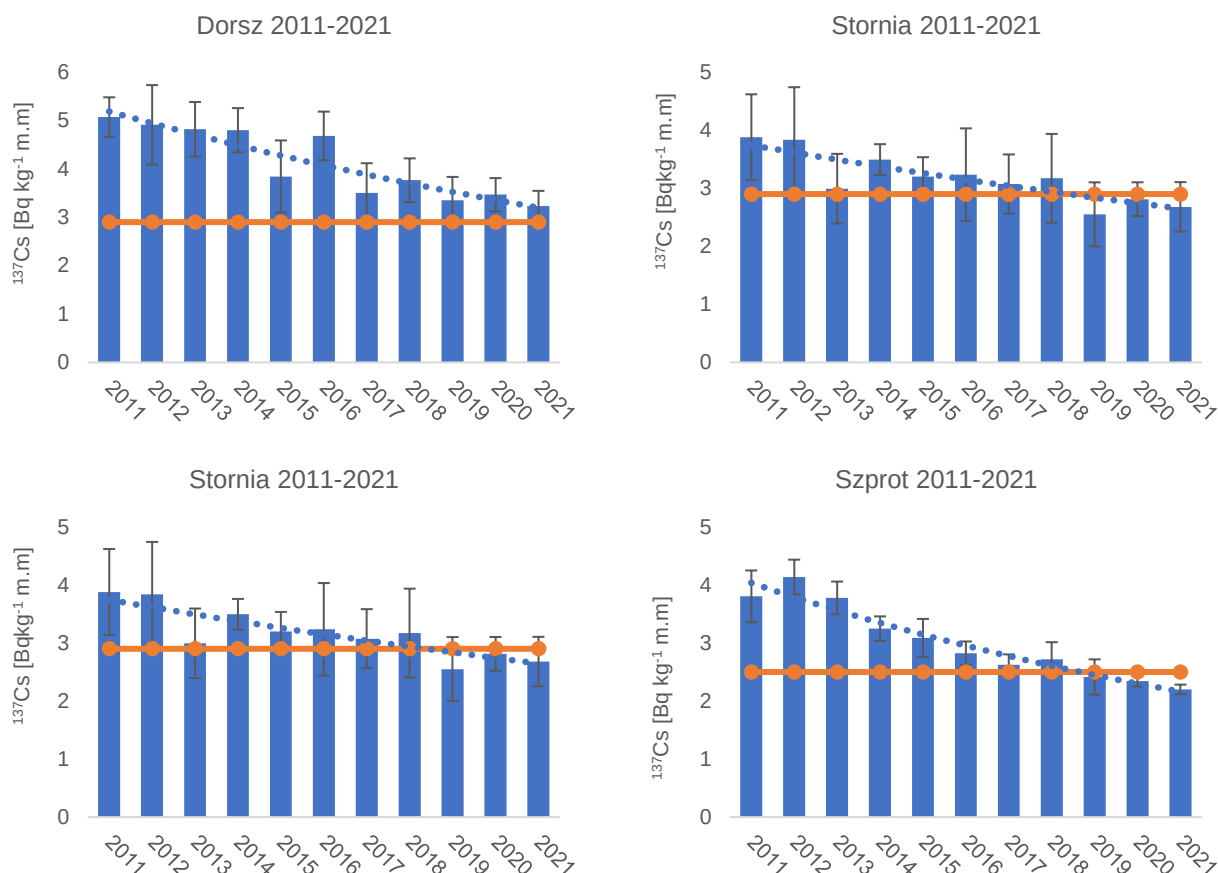
Rys. II.145. . Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2011-2021, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

Ryby

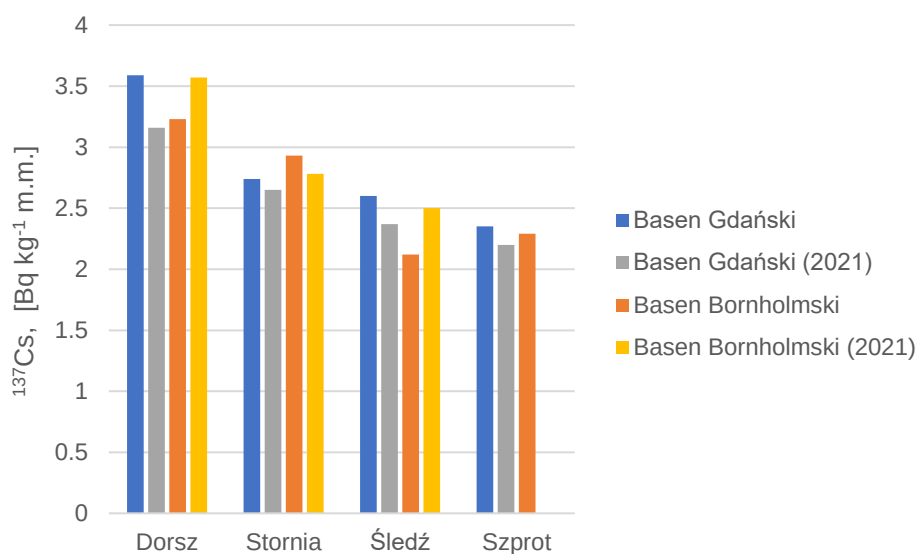
W 2021 roku przeprowadzono oznaczenia ^{137}Cs w rybach, kontynuując wieloletni monitoring skażeń promieniotwórczych ryb bałtyckich realizowany przez Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej (finansowany przez Państwową Agencję Atomistyki). Zakres badań obejmował cztery gatunki ryb: szprota, śledzia, dorsza i stornię, gatunki najczęściej konsumowane i popularnie występujące w rejonie Bałtyku Południowego. Próbkę ryb pochodziły z trzech obszarów: dwóch w rejonie Basenu Gdańskiego (PL1 i PL2) oraz jednego w Basenie Bornholmskim (PL4) (Rys. II.2). Analizy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs prowadzono w 5-6 zbiorczych próbkach ryb z różnych lokalizacji. Każda z próbek w zależności od gatunku składała się od kilku (dorsz) do kilkudziesięciu (szprot) sztuk ryb. Do badań w przypadku szprotów brano całe tuszki bez głów, natomiast śledzie, dorsze i stornie analizowano po filetowaniu (wraz ze skórą).

Rys. II.146 prezentuje wartości średnie stężeń ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach wyznaczone na podstawie wszystkich danych z określonego roku. W 2021 roku, tak jak i w poprzednich latach, najwyższe stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs określono w dorszach $3,23 \pm 0,36 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Niższe stężenie ^{137}Cs charakteryzowało stornie - $2,68 \pm 0,36 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i śledzie - $2,37 \pm 0,10 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$, a najniższe szproty - $2,20 \pm 0,31 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ 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. Wartości stężeń są zbliżone do oznaczonych w roku 2020. Przyjmując wartości progowe na poziomie $2,9 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ dla dorsza i stornia oraz $2,5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ dla śledzia i szprota, kryteria dobrego stanu środowiska zostały osiągnięte w przypadku stornia, śledzia i szprota, a stężenia izotopu w dorszu jest bardzo zbliżone do granicy dobrego stanu.

Biorąc pod uwagę obszary badań, dobry stan środowiska nie został osiągnięty w obu basenach tylko w przypadku dorsza (Rys. II.147). W przypadku pozostałych gatunków poziomy stężeń ^{137}Cs w rybach w 2021 roku są na lub poniżej granic dobrego stanu. Różnice w stężeniach ^{137}Cs obserwowane w poszczególnych gatunkach w dwóch obszarach badań nie są znaczące.



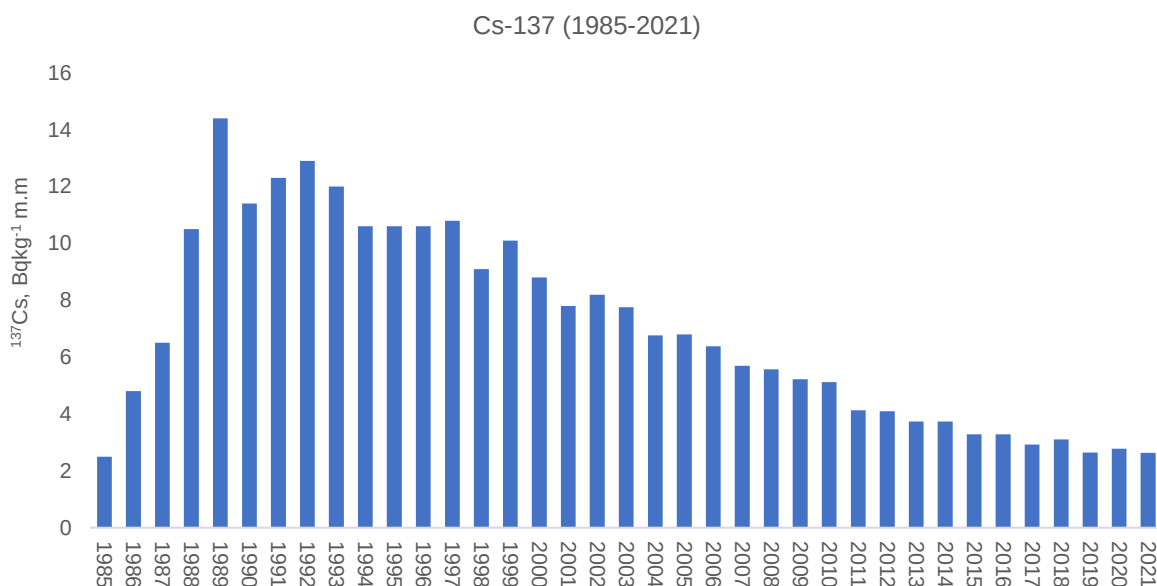
Rys. II.146. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2011-2021; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.



Rys. II.147. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2011-2021.

Ryby są uznanym bioindykatorem długoterminowych zmian stężeń radionuklidów obserwowanych w obszarach morskich, o czym świadczą zmiany w latach 1985 -2021 (Rys. II.148). Po awarii elektrowni w Czarnobylu w 1985 roku stężenia ^{137}Cs w rybach wzrosły w sposób istotny osiągając wartości na poziomie 12-14 Bq kg⁻¹ m.m., co oznaczało kilkukrotny wzrost. Od 1992 roku zmiany stężeń ^{137}Cs w badanych rybach charakteryzują się zdecydowanym trendem malejącym, odzwierciedlając zmiany zachodzące w wodzie morskiej.

Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w 2021 r. wyliczone dla czterech gatunków ryb wyniosło 2,63 Bq kg⁻¹ m.m. i jest porównywalne z określonym w roku 2020 wynoszącym 2,79 Bq kg⁻¹ m.m.

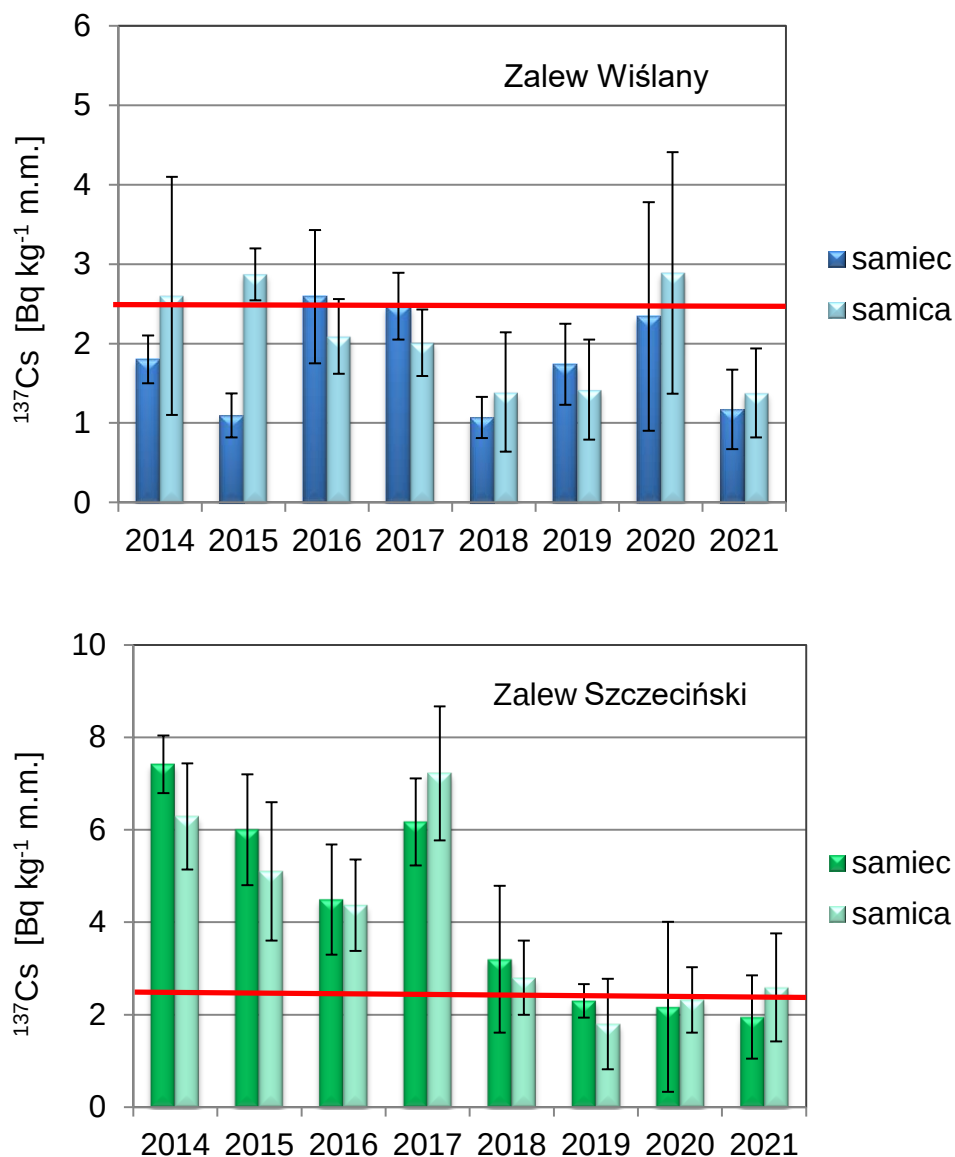


Rys. II.148. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985-2021.

W 2021 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 1,1 do 4,5 Bq kg⁻¹ m.m. od 0,9 do

4,3 Bq kg⁻¹ m.m. w przypadku samców (Rys. II.149). Średnie aktywność ¹³⁷Cs u samców wynosiła 2,0 Bq kg⁻¹ m.m. i była nieznacznie niższa niż u samic 2,6 Bq kg⁻¹ m.m. W Zalewie Wiślanym stężenia badanego izotopu w przypadku obydwu płci pozostawały na niższym poziomie i zaobserwowana znaczący spadek w porównaniu do próbek z roku 2020. Średnie wartości wynosiły odpowiednio 1,4 Bq kg⁻¹ m.m. (samice) i 1,2 Bq kg⁻¹ m.m. (samce).

Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego równego 2,5 Bq kg⁻¹ m.m. określonego dla śledzi (dla okoni taka wartość nie została wyznaczona), stan środowiska Zalewu Wiślanego w zakresie skażenia ryb promieniotwórczym należy uznać za stan dobry, w przypadku Zalewu Szczecińskiego docelowa wartość została przekroczona przez samice o wartość 0,1 Bq kg⁻¹ m.m.



Rys. II.149. Stężenia ¹³⁷Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 – 2021 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.3.2. Metale ciężkie

Ryby i małże

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2021 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 uzgodniono na poziomie HELCOM oraz zastosowano wartość 0,160 mg kg⁻¹ m.m. 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 kotobrzezsko-dartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej. Stan wód Basenu Gdańskiego oceniono na podstawie stężeń metali w tkankach storni pozyskanych w 2021 roku. Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o zawartość metali w storni odłowionej w rejonie Dartówka. Bazą do oceny polskich 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.54 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 2021 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 charakteryzuje się wątroba śledzia z Basenu Bornholmskiego (0,516 mg kg⁻¹ m.m.). Na podobnym poziomie kształtowało się stężenie kadmu w wątrobie śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (0,467 mg kg⁻¹ m.m.) oraz storni z polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (0,487 mg kg⁻¹ m.m.). Pomiary wykazały, że stężenia kadmu w wątrobach storni z Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego były czterokrotnie oraz trzykrotnie niższe i wynosiły odpowiednio – 0,120 i 0,162 mg kg⁻¹ m.m. Stężenie kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego było niższe kilkunastokrotnie (0,048 mg kg⁻¹ m.m.), a w okoni z Zalewu Wiślanego ponad siedmiokrotnie niższe – 0,071 mg kg⁻¹ 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 0,021–0,059 mg kg⁻¹ m.m. Jedynie wyższe wartości stężeń ołowiu w wątrobie odnotowano w przypadku storni z Basenu Gdańskiego oraz z polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (0,063 i 0,095 mg kg⁻¹ m.m.). W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się stosunkowo wysokimi stężeniami rtęci (0,035 – 0,072 mg kg⁻¹ m.m.), a jej stężenie w śledziu było na niższym poziomie (0,022 – 0,023 mg kg⁻¹ m.m.).

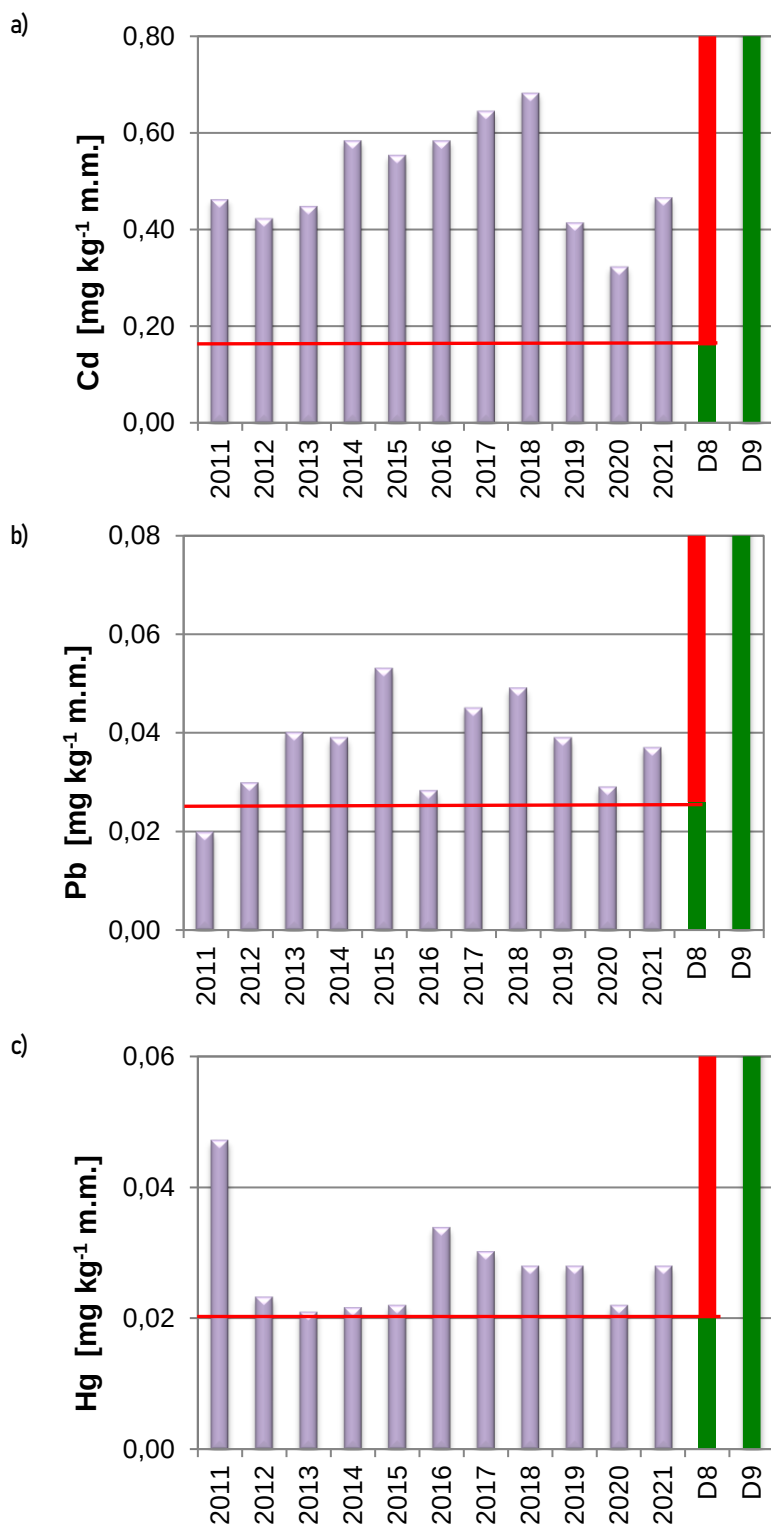
Tabela II.54. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2021 r.; w nawiasach średnia z okresu 2011–2020.

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	0,467 (0,511)	0,037 (0,037)	0,022 (0,028)
Basen Bornholmski	śledź	0,516 (0,493)	0,059 (0,038)	0,023 (0,026)
	stornia	0,162 (0,221) ¹	0,026 (0,044) ¹	0,035 (0,039) ¹
Basen Gdański	stornia	0,120 (0,207) ²	0,063 (0,070) ²	0,054 (0,059) ²
polские wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	0,487 (0,737) ³	0,095 (0,135) ³	0,072 (0,078) ³
polские wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek	0,122 (0,184)	0,098 (0,119)	0,007 (0,010)
Zalew Szczeciński	okoń	0,048 (0,058) ⁴	0,036 (0,039) ⁴	0,049 (0,054) ⁴
Zalew Wiśłany	okoń	0,071 (0,156) ⁴	0,021 (0,032) ⁴	0,051 (0,075) ⁴

¹ – średnia wartość stężenia z lat 2012–2020, ² – średnia wartość stężenia z lat 2016–2020, ³ – stężenie z 2020 r., ⁴ – średnia wartość stężenia z lat 2014–2020

Na niższym poziomie co stężenia metali ciężkich w wieloleciu, kształtują się w 2021 r. stężenia w omulku pochodzącym ze strefy polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Tabela II.54).

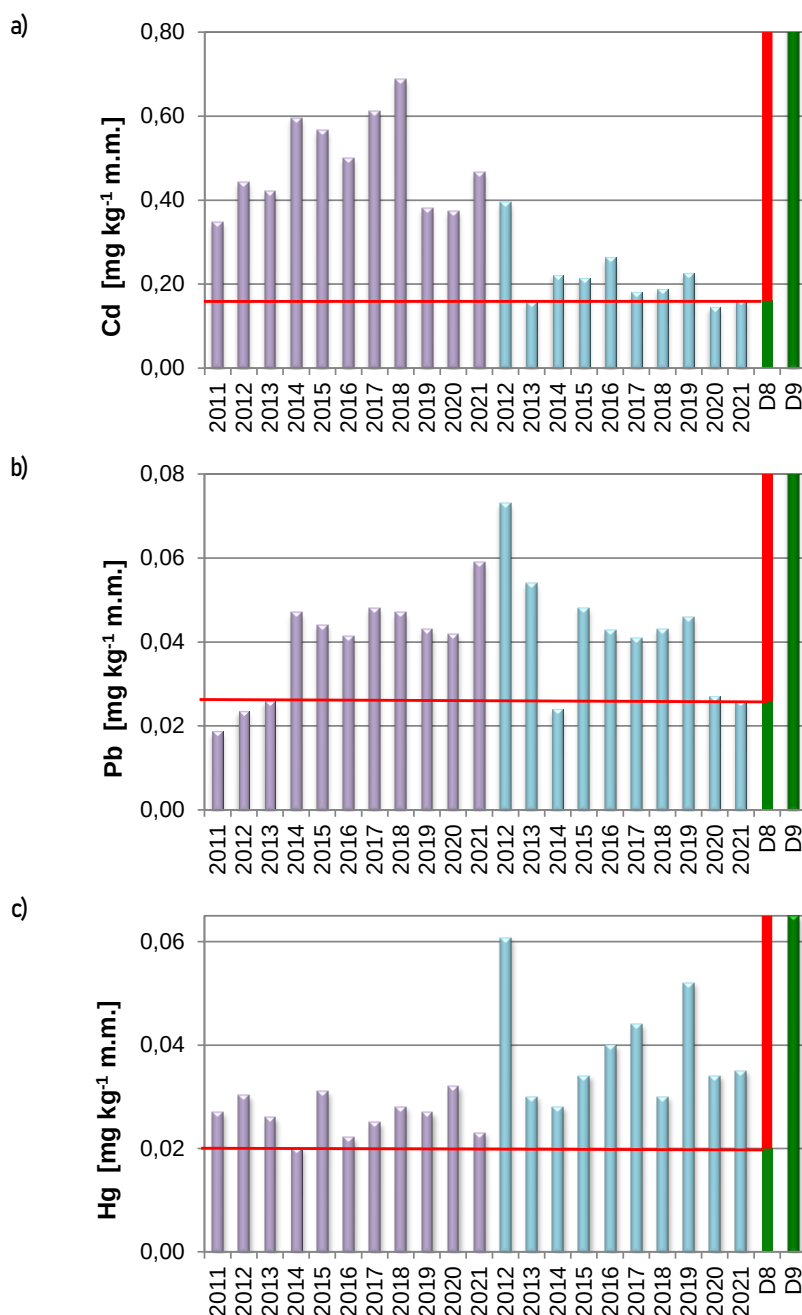
W wątrobach śledzia z łowiska władystawowskiego w okresie 2011–2013 odnotowano spadek, a w następnych latach wzrost stężenia kadmu do poziomu 0,683 $\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$ (Rys. II.150a). W 2020 r. odnotowano najniższe stężenie kadmu w wieloleciu – 0,324 $\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$, jednak w 2021 r. zawartość kadmu wzrosła do 0,467 $\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$ Stężenie ołowiu nie przekroczyło granicy GES/subGES (0,026 $\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$) tylko w 2011 roku. Najwyższe stężenie ołowiu odnotowano w roku 2015 i 2018 – 0,053 i 0,049 $\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$ (Rys. II.150b). W 2021 r. stężenie ołowiu kształtowało się na tym samym poziomie co stężenie w wieloleciu – 0,037 $\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$ Stężenia rtęci w tkance mięśniowej śledzia w omawianym dziesięcioleciu nie wykazywały istotnych kierunków zmian (Rys. II.150c). Najwyższe stężenie rtęci, 0,047 $\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$, stwierdzono w 2011 r. W 2021 r., tak jak w przypadku kadmu i ołowiu, odnotowano wyższą zawartość rtęci niż w 2020 r. W 2021 roku stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach oraz rtęci w mięśniach śledzia przekroczyły granice GES/subGES dla cechy D8. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).



Rys. II.150. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg⁻¹ m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2011-2021; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

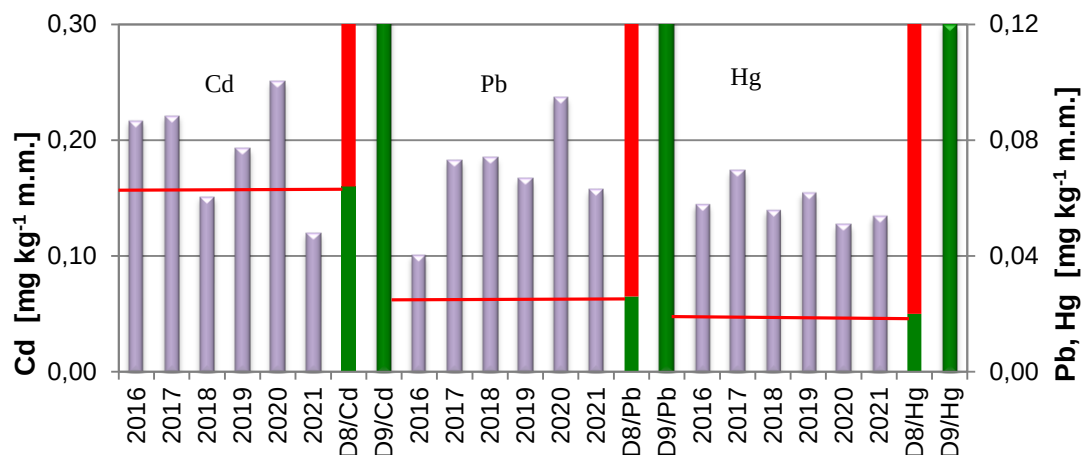
Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje stan wód Basenu Bornholmskiego jako nieodpowiedni w całym okresie 2011-2021 (Rys. II.151a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło wartości 0,026 mg kg⁻¹ m.m., określającej granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu wód, tylko w latach 2011-2013 (Rys. II.151b). Poziom rtęci w tkance śledzia w całym

okresie 2011–2021 (z wyjątkiem roku 2014) przekraczał wartość graniczną GES/subGES – $0,020 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Rys. II.151c). 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.151). Ponieważ pięć z sześciu wartości stężeń omawianych metali w 2021 r. przekracza granicę GES/subGES dla cechy D8, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



Rys. II.151. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Bornholmskiego w latach 2011–2021 (stółki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012–2021 (stółki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

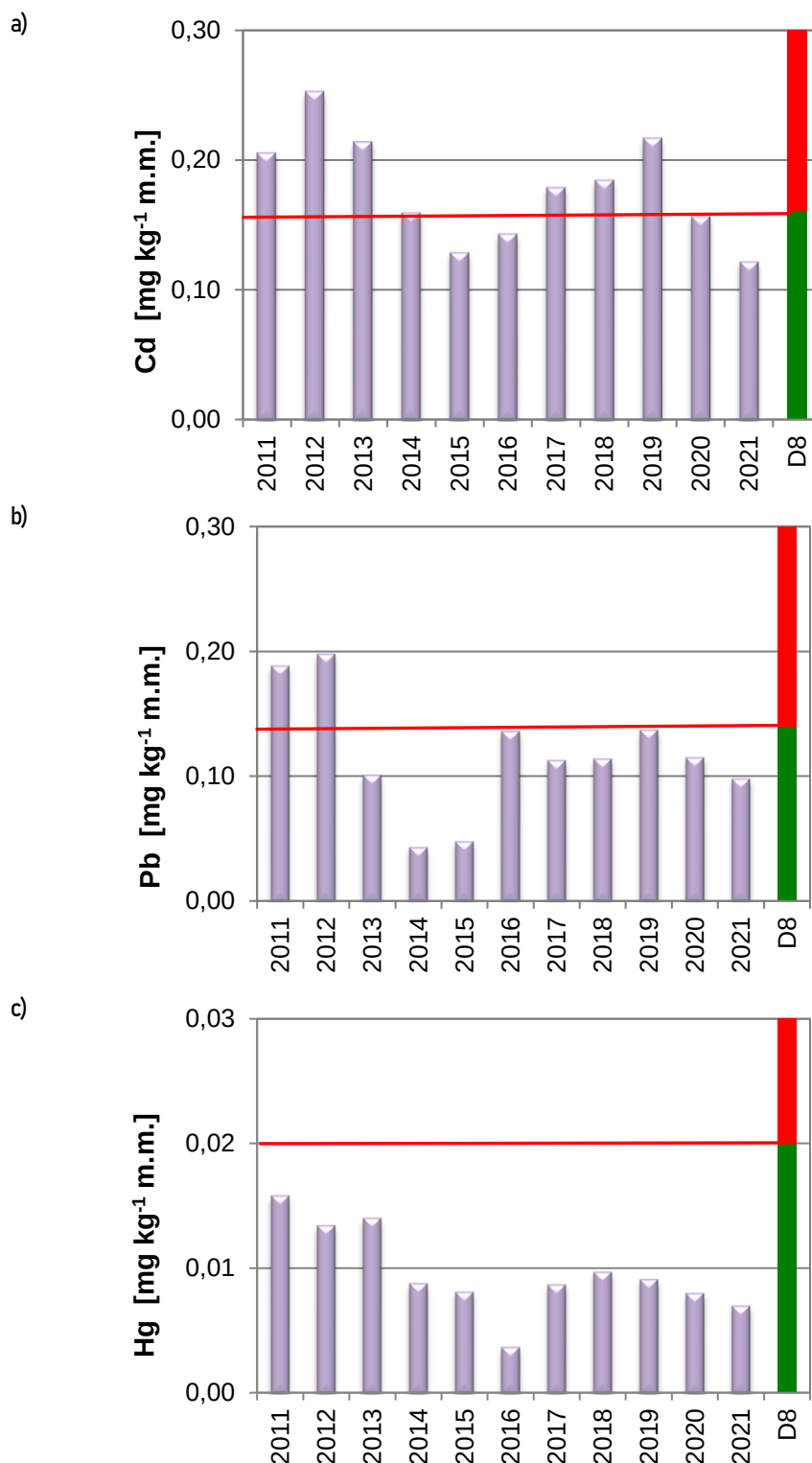
Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Gdańskiej mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska w roku 2018 i 2021. Stężenie ołowiu w wątrobie oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekraczają poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.152). W 2021 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.152. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg⁻¹ m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016–2021; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

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

Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w okresie pomiarów (2011–2021) nie przekraczało poziomu 0,160 mg kg⁻¹ m.m., określającego dobry stan środowiska, w latach 2015 – 2016 i 2020 – 2021 (Rys. II.153a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2011–2012 polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem (stan wód nieodpowiedni), natomiast stan dobry obserwowano w latach 2013 – 2021 (Rys. II.153b). Stężenie rtęci w małżach zmieniało się od wartości najwyższej 0,016 w 2011 roku do najniższej 0,004 mg kg⁻¹ m.m. w 2016 roku. Zanieczyszczenie małży rtęcią w całym okresie pomiarów utrzymywało się na poziomie właściwym dla dobrego stanu wód (Rys. II.153c).

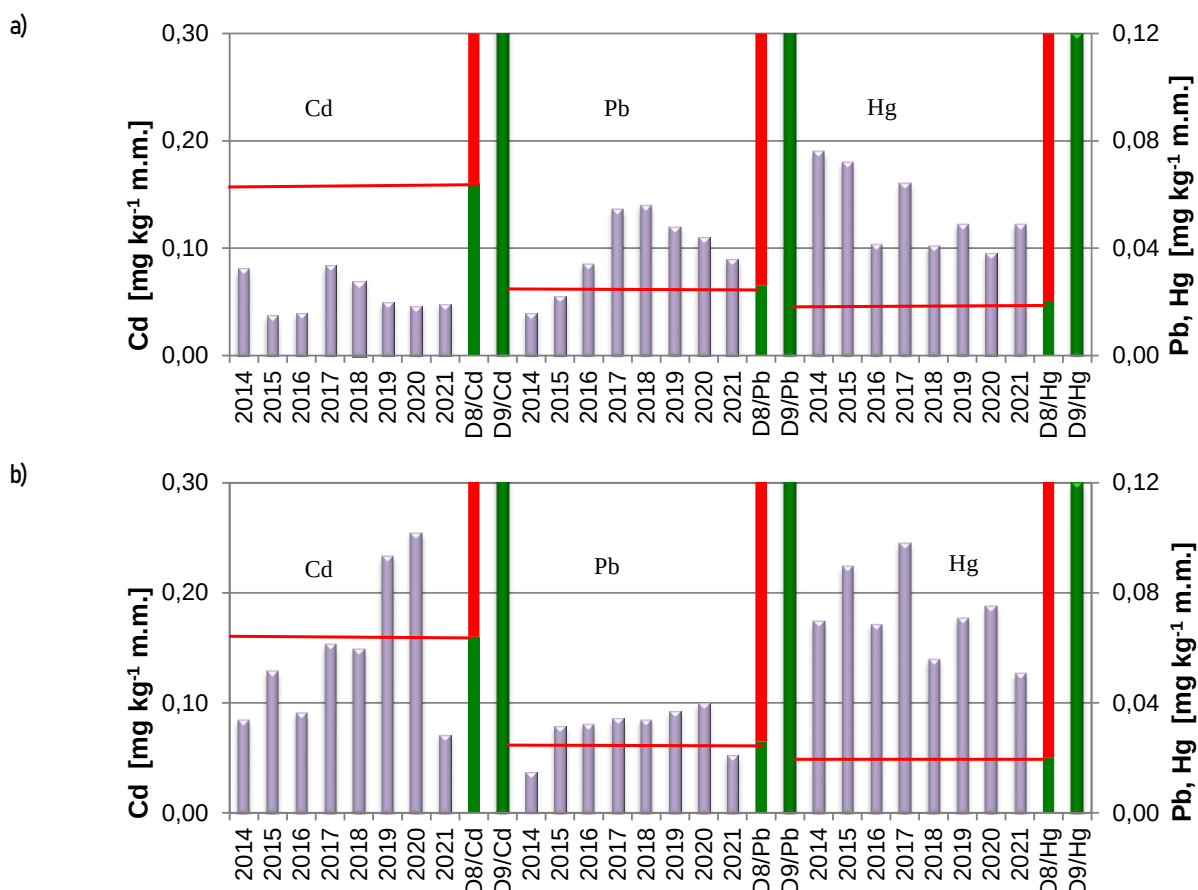


Rys. II.153. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg⁻¹ m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2011–2021; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.

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 okoń z Zalewu Wiślanego w latach 2019 – 2020) mieściły się w granicach określonych dla dobrego stanu wód (Rys. II.154a, b). Średnie stężenie kadmu w okoniu z Zalewu Wiślanego w 2021 r. było o 50% wyższe od stężenia w okoniu odłowionym w Zalewie Szczecińskim.

Stężenie ołowiu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 i 2015 oraz w okoniu z Zalewu Wiślanego w roku 2014 nie przekroczyło wartości $0,026 \text{ mg kg}^{-1}$ określającej granicę dobrego stanu dla zanieczyszczenia ołowiem. W przypadku Zalewu Wiślanego również w 2021 r. roku stężenie ołowiu w wątrobach okonia nie przekroczyło wartości granicznej dobrego stanu wód. 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 2021 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.154. 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 2014–2021; 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 w całym okresie pomiarów nie przekroczyły podanych wartości. Biorąc pod uwagę powyższe należy stwierdzić, że stężenia metali ciężkich w rybach odłowionych w polskich obszarach morskich Bałtyku w 2021 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 makrofitobentosowe

W 2021 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofitobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w ramach monitoringu stanu makrofitobentosu 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*, *Coccotylus truncatus* i *Ceramium diaphanum*, trzy należące do roślin naczyniowych – *Zostera marina*, *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris*, jeden gatunek reprezentujący ramienice: *Chara Baltica*. *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.155-Rys. II.158) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach w danej lokalizacji.

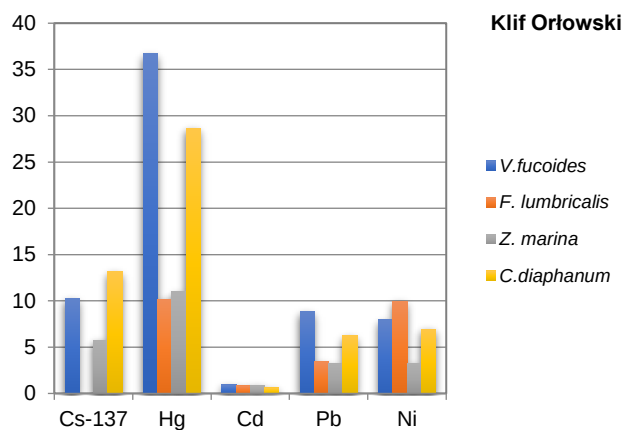
W 2021 roku, największe stężenia Hg, charakteryzowały, podobnie jak w roku poprzednim, tkanki krasnorostów. Najwyższą wartość równą $56,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. zidentyfikowano w *F. lumbricalis* w rejonie Rowów, Nieco mniejsza wartość wystąpiła ($43 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) w *V. fucoides* i *C. diaphanum* w tej samej lokalizacji, podczas gdy w rejonie Klifu Orłowskiego, gatunki te charakteryzowały się wartościami odpowiednio $36,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. i $28,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. Stężenia Hg w tkankach krasnorostów w rejonie Ławicy Słupskiej były na poziomie $14\text{--}16 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m., co może świadczyć o mniejszej presji lądowej w tym rejonie. Podobne poziomy Hg wystąpiły w gatunkach: *S. pectinata* i *Z. palustris* w rejonie Jamy Kuźnickiej, podczas gdy pozostałe gatunki tam występujące charakteryzowały się nieznacznie mniejszymi stężeniami.

Stężenia Pb pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od $1,9 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. do $4,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w przypadku większości tkanek krasnorostów. Wyjątek stanowiły poziomy Pb w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego i Rowów wynoszące odpowiednio $8,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. i $15,0 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. W przypadku gatunków roślin naczyniowych stężenia Pb były bardzo wyrównane w rejonie Jamy Kuźnickiej ($4,0\text{--}4,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.).

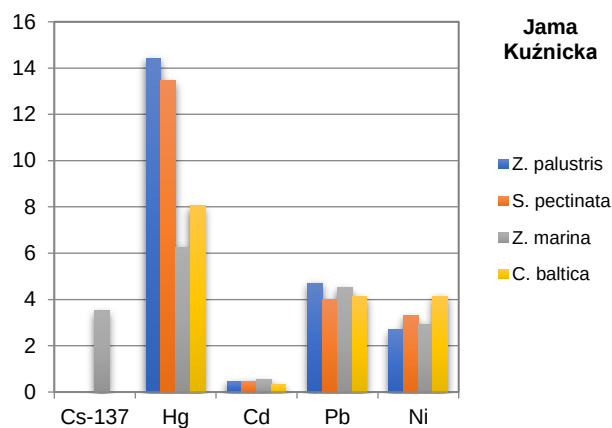
W 2021 roku stężenia Cd w tkankach roślin makrofitobentosowych były zasadniczo niższe niż w roku poprzednim. W przypadku krasnorostów pozostawały w zakresie od $0,4$ do $0,9 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. Największa wartość charakteryzowała, jak przypadku Pb, próbki *V. fucoides* pobrane w rejonie Rowów ($1,2 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.). Zawartość Cd w tkankach roślin naczyniowych była na poziomie $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

Największe stężenie Ni odnotowano w *F. lumbricalis* na Ławicy Słupskiej ($12,8 \text{ mg kg}^{-1}$ 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 $7,9 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i $8,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w Rowach. W przypadku *C. diaphanum* poziomy Ni pozostawały na zbliżonym poziomie 7 mg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i Ławicy Słupskiej. Zawartość Ni w tkankach roślin naczyniowych z Jamy Kuźnickiej pozostawała na poziomie 3 mg kg^{-1} s.m., natomiast w *C. baltica* wyniosła $4,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

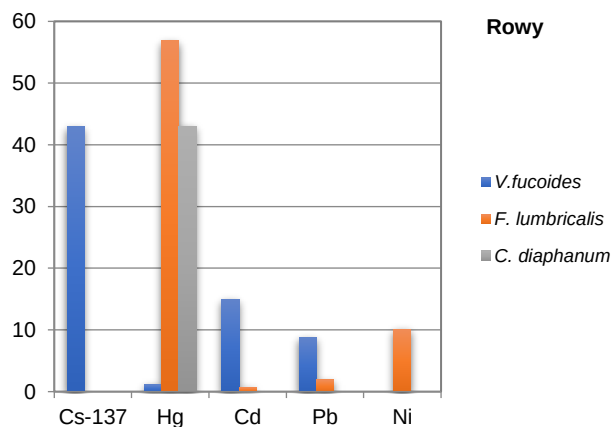
W 2021 roku największa średnia aktywność ^{137}Cs ($13,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ s.m.) wystąpiła w *C. diaphanum* w rejonie Klifu Orłowskiego. Stężenia ^{137}Cs w *V. fucoides* wynosiło 10 Bq kg^{-1} s.m., a *Z. marina* – $5,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ s.m.



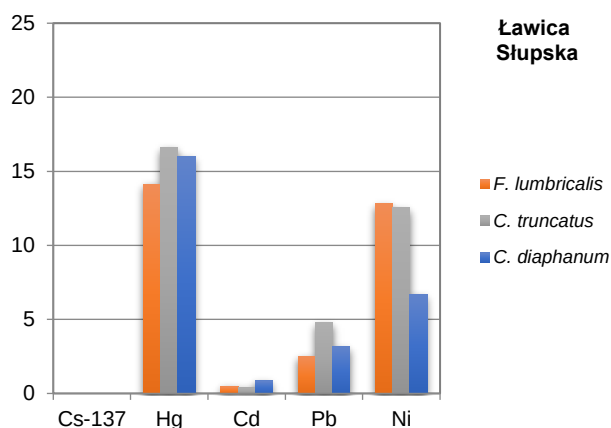
Rys. II.155. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w czterech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2021 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).



Rys. II.156. 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 makrofytobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2021 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).

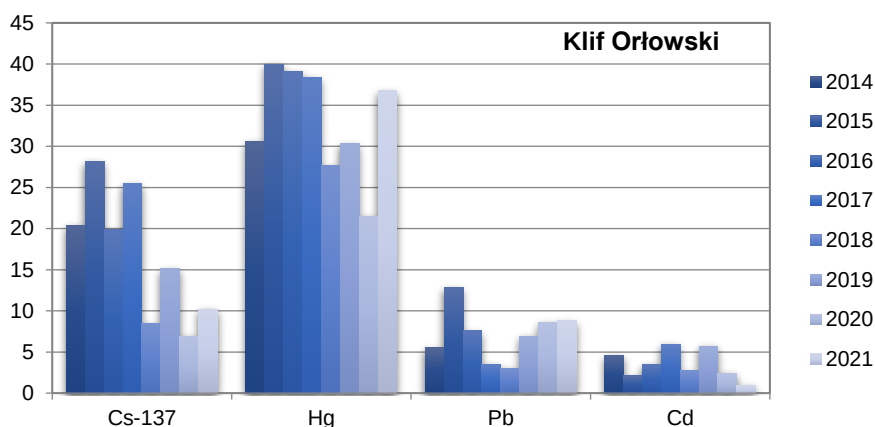


Rys. II.157. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2021 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).



Rys. II.158. 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 2021 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).

W latach 2014–2021 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.159). Stężenie Hg w 2021 roku wyniosło 36,7 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. i było wyższe niż w roku poprzednim. Stężenie Pb w 2021 roku było praktycznie identyczne, jak w 2020 i wyniosło 8,8 mg kg^{-1} s.m. Stężenie Cd (0,9 mg kg^{-1} s.m.) uległo znacznemu obniżeniu i było najniższym w całej historii badań. 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 2021 r. wyniosło 10,2 Bq kg^{-1} s.m.



Rys. II.159. 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 2014–2021 (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26).

Biorąc pod uwagę lokalizację obszarów występowania roślinności makrofytobentosowej, stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego może być opisany na podstawie wyników uzyskanych dla rejonu Klifu Orłowskiego i Jamy Kuźnickiej, rejon Rowów charakteryzuje polskie 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: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, polskich 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 makrofytobentosowych można uznać za dobry.

II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2021 roku zgodnej z RDSM dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenylesterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenie 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 2014–2021. 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.55 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 2012–2021 z wód wszystkich badanych akwenów.

W 2021 r. zaobserwowano niewielki wzrost zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni odłowionej z wód Basenu Gdańskiego w porównaniu do 2020 r. osiągając zbliżone wartości stężeń do 2019 r. Stężenie 6 kongenerów PBDE w tkankach mięśniowych storni oraz śledzia z wód Basenu Bornholmskiego w 2021 r. utrzymały się na podobnych poziomach zanieczyszczeń co w ostatnich 2–óch latach badań. Podobną tendencję zaobserwowano analizując zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia odłowionego z wód Basenu Gotlandzkiego, gdzie dodatkowo od 2016 r. obserwuje się zbliżone wartości stężeń PBDE. W tkankach okonia odłowionego z wód Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego odnotowano najwyższe zawartości difenylesterów (kolejno 0,13 ng g⁻¹ m.m. i 0,18 ng g⁻¹ m.m.) od początku prowadzenia monitoringu zawartości tych związków (od 2014 r.). W 2021 r. – w drugim roku badań zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni (*Platichthys flesus*) pochodzących z polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego zaobserwowano wysoki spadek stężeń PBDE z 4,45 ng g⁻¹ m.m. na 0,12 ng g⁻¹ m.m. Ocenę stanu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń PBDE w tkankach omułka odłowionego w latach 2012–2021. W 2021 r. w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu odnotowano spadek stężenia PBDE w porównaniu z 2020 r. uzyskując stężenie odpowiadające poziomowi stężeń z 2018 r.

Tabela II.55. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [ng g⁻¹m.m.] i w tkance miękkiej małży [ng g⁻¹m.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2021; 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	ΣPBDE									
			2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
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
Basen Bornholmski	śledź		0,67	1,29	0,9	0,63	0,23	0,23	0,20	0,24	0,18	0,21
	stornia		0,82	1,39	0,67	0,45	0,03	0,01	0,02	0,08	0,09	0,11
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,12	0,11	0,09	0,18	0,14	0,17
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
Zalew Wiśłany	okoń		b.d.	b.d.	0,030	0,020	0,01	0,04	0,004	0,01	0,09	0,13
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	b.d.	0,040	0,070	0,02	0,01	0,01	0,13	0,12	0,18
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
	omutek		0,013	0,199	0,029	<0,0053	0,084	0,014	0,008	b.m.	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 stornia.

Na podstawie otrzymanych wartości stężeń heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach odłowionych w 2021 r. z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego (Tabela II.56) 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. We wszystkich przypadkach odnotowano spadek wartości stężeń analizowanego związku względem roku 2020, przy czym w większości przypadków stężenie spadło ponad 10-krotnie. Ponadto, zmierzone wartości były najniższymi jakie uzyskano od rozpoczęcia badań monitoringowych w 2012 roku. Wyjątkiem był okoń odłowiony w Zalewie Wiślanym, dla którego najniższe stężenie HBCDD zanotowano w roku 2016.

Tabela II.56. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [µg kg⁻¹m.m.] i w tkance miękkiej małży [µg kg⁻¹s.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Gatunek	Wartość GES/subGES	HBCDD									
			2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
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
Basen Bornholmski	śledź		1,37	0,11	0,94	0,71	1,211	0,378	0,319	0,120	0,298	0,013
	stornia		0,05	1,19	0,08	0,04	0,022	0,053	0,052	0,065	0,132	0,013
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,051	0,097	0,077	0,108	0,251	0,013
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
Zalew Wiśłany	okoń		b.d.	b.d.	0,09	0,06	0,014	0,042	0,073	0,074	0,075	0,018
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	b.d.	0,10	0,07	0,037	0,061	0,046	0,096	0,237	0,020
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,118	0,010
	omutek		0,53	3,404	0,053	<0,119	0,012	<0,03	0,0008	b.m.	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 stornia.

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.57). W 2021 r. odnotowano najniższe wartości stężeń PFOS w tkance mięśniowej ryb we wszystkich badanych akwenach od rozpoczęcia badań monitoringowych. Najwyższe poziomy zanieczyszczeń PFOS w 2021 r. zaobserwowano w tkance śledzi pochodzących z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego, z kolei najniższe stężenia odnotowano w tkance mięśniowej storni z polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. W roku 2021 roku, podobnie jak w latach 2014–2020, 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.

Tabela II.57. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

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

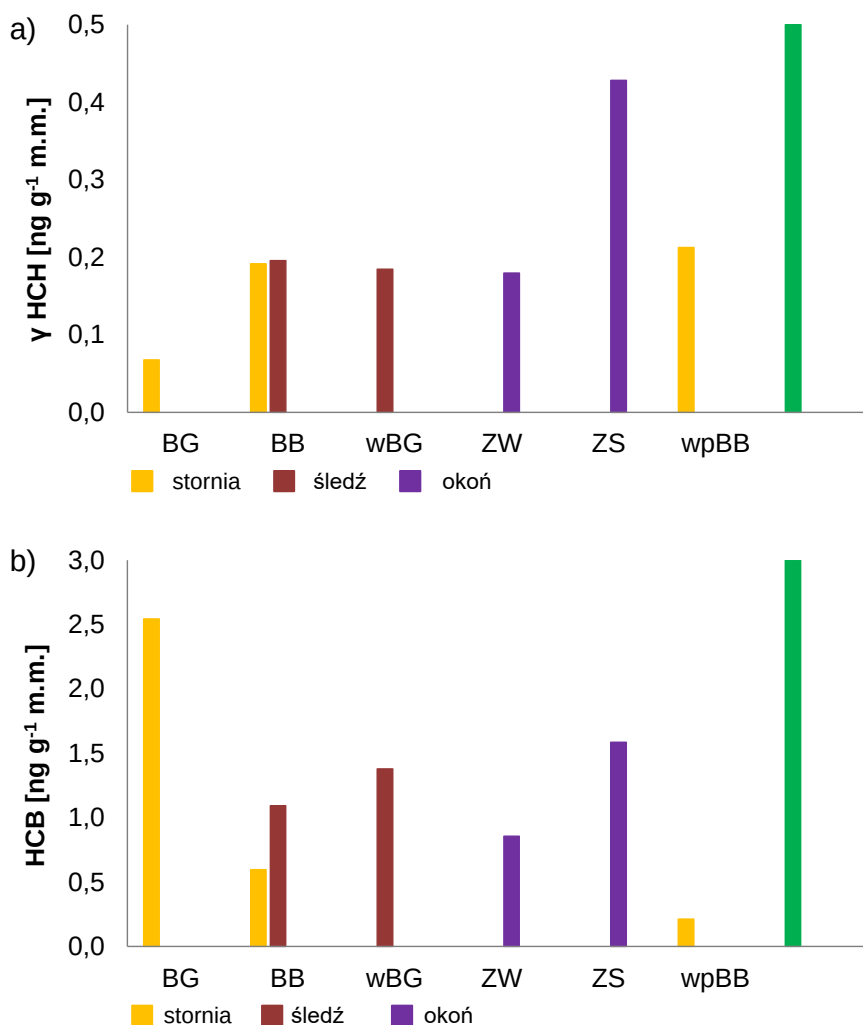
b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2016 i 2020 roku

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 2021 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 kołobrzescodartowskiego 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 omułka jadalnego z okolic Sopotu).

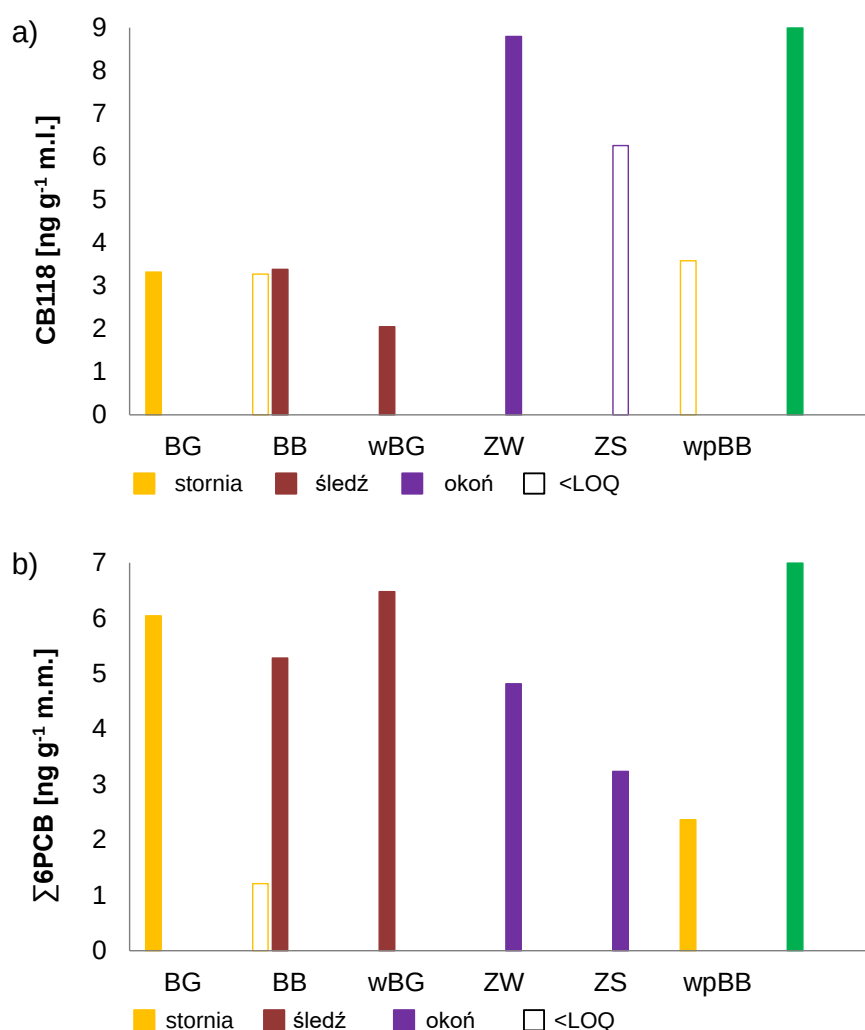
Ocenę stanu środowiska morskiego dla wszystkich badanych akwenów dokonano w oparciu o wartości docelowe heksachlorobenzenu (HCB) i lindanu (gamma HCH) w tkankach mięśniowych ryb. Na wykresach (Rys. II.160) zaprezentowano wartości średnie HCB i gamma HCH w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich omawianych akwenach uzyskane w 2021 r. Stan wód w roku 2021 pod względem zanieczyszczenia lindanem i heksachlorobenzenem można uznać za dobry (GES) – według wymogów RDSM we wszystkich badanych akwenach. Dodatkowo badania zawartości lindanu (HCH) oraz heksachlorobenzenu (HCB) w tkankach mięśniowych śledzia w latach 2006–2021 kwalifikują stan

środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymagań RDSM.



Rys. II.160. Średnie stężenie lindanu γ -HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2021 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).

Rys. II.161 przedstawia średnie stężenie CB 118 oraz $\Sigma 6$ PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kotobrzESCO-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 2021 r. $\Sigma 6$ PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) we wszystkich badanych akwenach wskazują na dobry stan środowiska (GES) – według RDSM. Podobną sytuację zaobserwowano w badaniach zawartości CB 118 w tkankach mięśniowych ryb. W żadnym z analizowanych akwenów nie odnotowano przekroczenia wartości granicznej dobrego stanu środowiska, w związku z tym stan wód we wszystkich badanych akwenach należy określić jako dobry – GES – według RDSM. Na przestrzeni dwunastu 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.161. Średnie stężenia CB 118 (a) i Σ6 PCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2020 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).

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

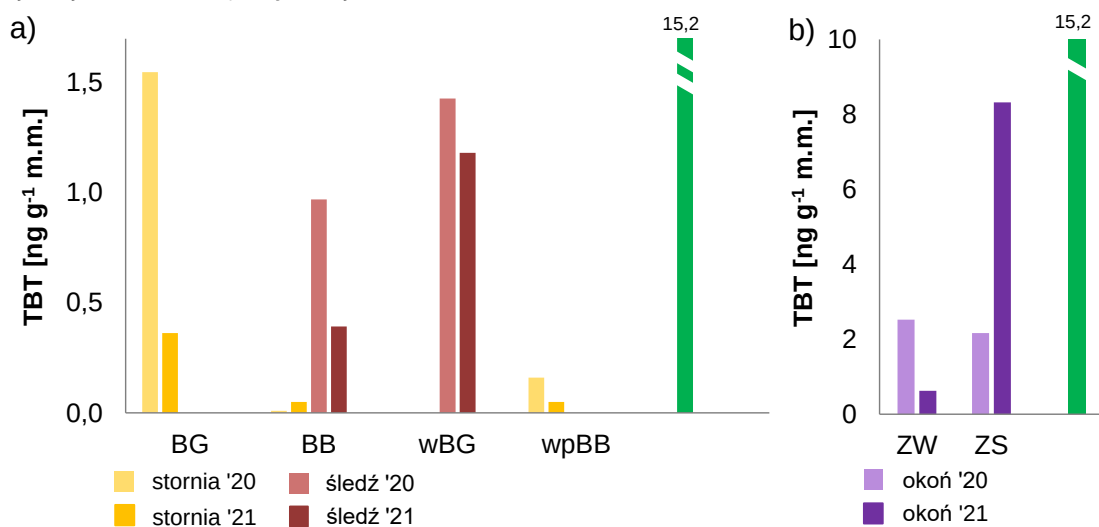
W 2021 r. kontynuowano rozpoczęte w 2013 r. analizy mające na celu dokonanie oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodarami aromatycznymi. Stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono na podstawie wartości stężeń 5 wskaźnikowych 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.58) pozwoliły na określenie stanu środowiska Basenu Gdańskiego jako dobry (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia WWA. Żadne ze stężeń zmierzonych w tkance omutka w 2021 r. nie przekroczyło wartości granicznej. Najbliżej wartości wyznaczającej dobry stan środowiska, było stężenie indeno(1,2,3-cd)pirenu ($2,27 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.). W przypadku wszystkich analizowanych związków, za wyjątkiem benzo(g,h,i)peryleny, odnotowano też spadek wartości stężeń analitów względem roku 2020.

Tabela II.58. 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 2013–2021; 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
Fluoranten	30,00	12,00	27,90	0,60	0,30	2,10	2,10	<3,0	7,6	1,47
Benzo(k)fluoranten	260,00	2,60	114,40	2,60	2,60	49,40	2,60	<2,48	9,5	<1,25
Benzo(a)piren	5,00	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	4,80	14,17	<4,20	4,92	<2
Benzo(g,h,i)perylen	110,00	8,80	44,00	<2,2	11,00	16,50	<2,2	<1,99	<1	2,19
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

Organiczne związki cyny

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2021 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 tributylcyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).



Rys. II.162. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w latach 2020 – 2021; 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.162 przedstawia średnie stężenie tributylcyny (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 5-ciu badanych akwenach. Wyjątek stanowiły wody Zalewu Szczecińskiego, gdzie w 2021 roku odnotowano najwyższe stężenia TBT w tkankach mięśniowych okonia (4-krotnie wyższe niż w 2020 r.). Jednakże uzyskane stężenie TBT w tym rejonie wskazuje na dobry stan środowiska (GES) według RDSM. Pozostałe akweny również wskazują na dobry stan środowiska (GES) – według RDSM pod względem zawartości TBT.

Oceny stanu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie oznaczeń TBT w tkankach miękkich omutka odtowionego w 2021 roku. W porównaniu do 2020 r. podobnie jak w tkankach mięśniowych ryb odnotowano spadek zawartości TBT w tkankach miękkich małży odtowionych z okolic Sopotu z wartości 2,52 ng g⁻¹ m.m. na 1,44 ng g⁻¹ m.m. Otrzymane stężenie TBT wskazuje na dobry (GES) stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (subGES) według RDSM.

Farmaceutyki

Tabela II.59 oraz Tabela II.60 przedstawiają zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestradiolu (EEA2) w próbkach wody morskiej w latach 2014–2021. Od 2019 r., po rozszerzeniu monitoringu zanieczyszczeń Morza Bałtyckiego farmaceutykami o dodatkowe dwie stacje: ZN4 oraz ZP6, próbki wody powierzchniowej (do 1 m 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 2021 r., w przypadku wszystkich poddanych ocenie akwenów (Tabela II.59.). Najwyższą wartość (0,271 ng dm⁻³) odnotowano na stacji ZP6 w polskich wodach przybrzeżnych basenu Gdańskiego. Stężenie substancji na pozostałych stacjach było przynajmniej o rząd wielkości niższe w porównaniu do roku 2020 i wyniosło < 0,04 ng dm⁻³.

Tabela II.59. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2021; 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
Basen Bornholmski	K6	10,00	<0,6 3	<0,6 3	<0,15	<0,1	<0,01	0,802	0,263	<0,04
	SW3		<0,6 3	<0,6 3	<0,15	<0,1	<0,01	0,627	1,838	<0,04
	P16		<0,6 3	<0,6 3	<0,15	<0,1	<0,01	0,832	0,538	<0,04
	P5		<0,6 3	2,95	<0,15	<0,1	<0,01	0,504	0,361	<0,04
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,6 3	<0,6 3	<0,15	<0,1	<0,01	0,540	1,686	<0,04
	P140		<0,6 3	<0,6 3	<0,15	<0,1	<0,01	1,110	0,309	<0,04
Basen Gdański	P1		<0,6 3	3,09	<0,15	<0,1	<0,01	0,521	0,416	<0,04
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,853	0,592	<0,04
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104		<0,6 3	<0,6 3	<0,15	<0,1	<0,01	0,541	1,425	<0,04
	ZN2		9,52	<0,6 3	<0,15	<0,1	4,62	1,030	0,694	<0,04
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	1,280	0,701	0,271

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku;

W 2021 r. podobnie jak w poprzednich latach badań monitoringowych (2014–2020) kontynuowano analizy zawartości 17-alfa etynyloestradiolu w wodzie powierzchniowej pobranej na stacjach w czterech ocenianych akwenach Morza Bałtyckiego. Wyjątek stanowią stacje P16 (Basen Bornholmski) oraz ZN2 z obszaru polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie w 2018 r. uzyskano wartości stężeń wskazujące na zły stan środowiska morskiego (subGES) wg RDSM

(Tabela II.60.). W latach 2014 – 2020, stosowane metody analityczne charakteryzowały się limitem detekcji przewyższającym granicę dobrego stanu, co uniemożliwiało przeprowadzenie oceny. Jedynie 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.60). W 2021 roku, w wyniku zmiany metody analitycznej oznaczeń 17-alfa etynyloestradiolu uzyskano limit oznaczalności równy wartości granicznej pomiędzy dobrym (GES) a złym (subGES) stanem środowiska morskiego wg RDSM (0,035 ng dm⁻³). Tym samym, wyniki monitoringu stężeń 17-alfa etynyloestradiolu wskazują na dobry stan środowiska morskiego (GES) wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

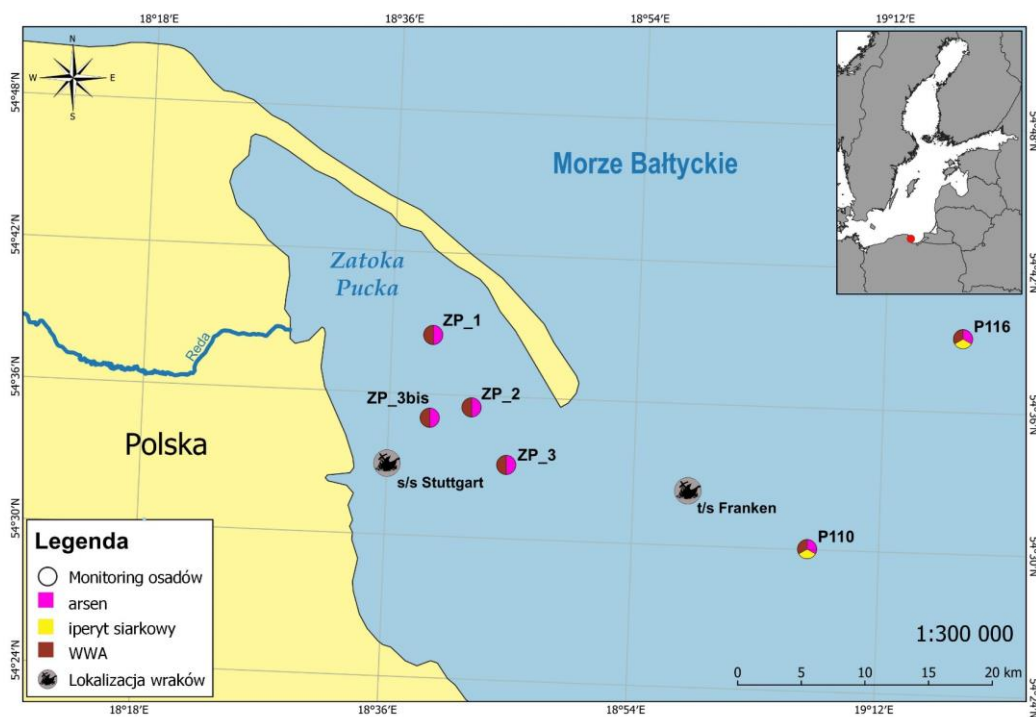
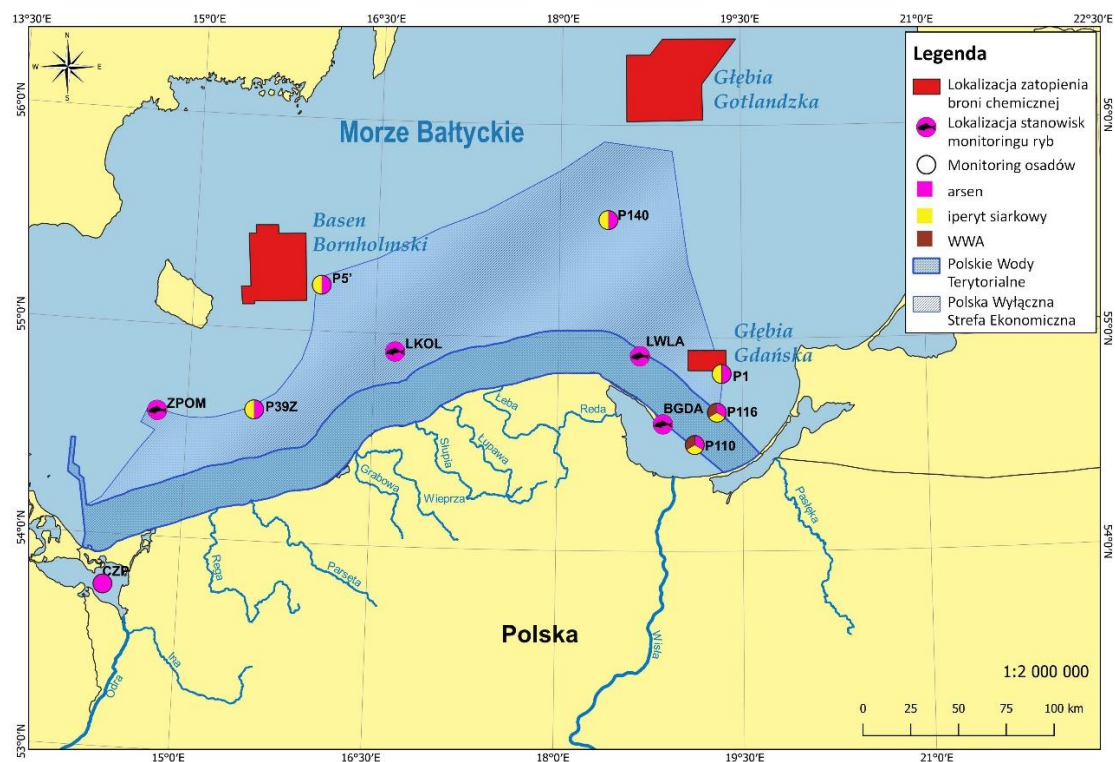
Tabela II.60. Stężenie 17 α -etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	EE2 [ng dm ⁻³]							
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Basen Bornholmski	K6	0,035	<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035
	SW3		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035
	P16		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,70	<0,6	<0,6	<0,035
	P5		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035
	P140		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035
Basen Gdański	P1		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	<0,6	<0,6	<0,035
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P104		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035
	ZN2		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,95	<0,6	<0,6	<0,035
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	<0,6	<0,6	<0,035

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku.

II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki

W 2021 roku, zgodnie z aktualizacją Programu Monitoringu Wód Morskich, przeprowadzono badania 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.163). Badania obejmowały iperyt oraz arsen całkowity, jako kompleksowy wskaźnik 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 kotobrzasko-dartowskiego i władystawowskiego. Wskaźnikami skażenia wynikającego z wydostającego się z wraków paliwa są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), których analizy w 2021 roku przeprowadzono w osadach dennych pobranych na stacjach w Zatoce Puckiej (stacje ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) i Zatoce Gdańskiej (stacje P110 i P116).

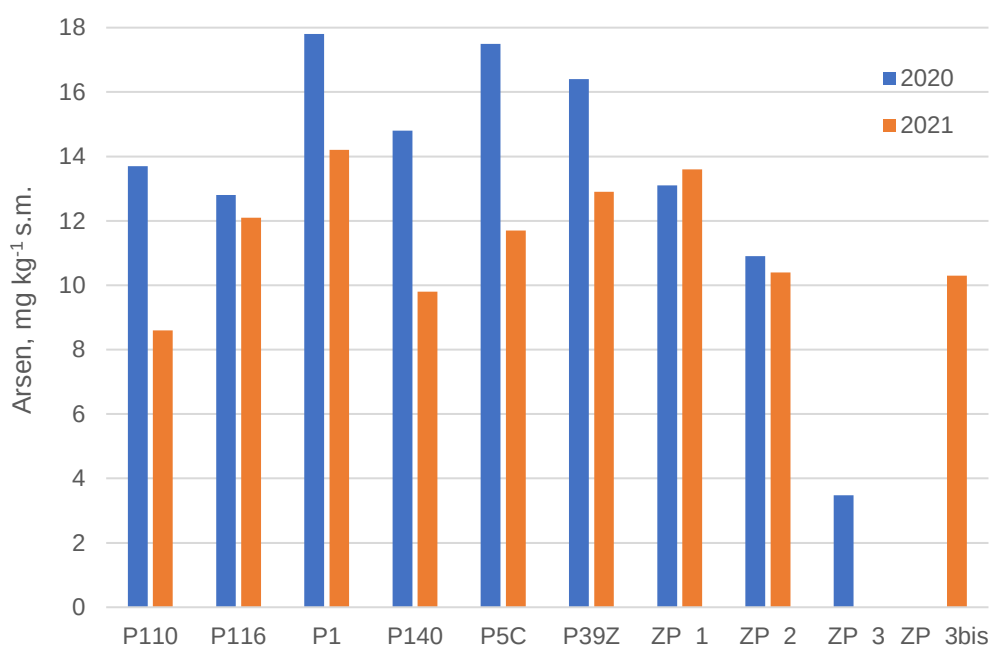


Rys. II.163. Lokalizacja stacji pobierania próbek osadów dennych do badań arsenu, iperytu siarkowego i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i obszarów pozyskania ryb do badań arsenu (lokalizacja obszarów zatopienia broni chemicznej na podstawie projektu CHEMSEA, lokalizacja zatopienia wraków 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)).

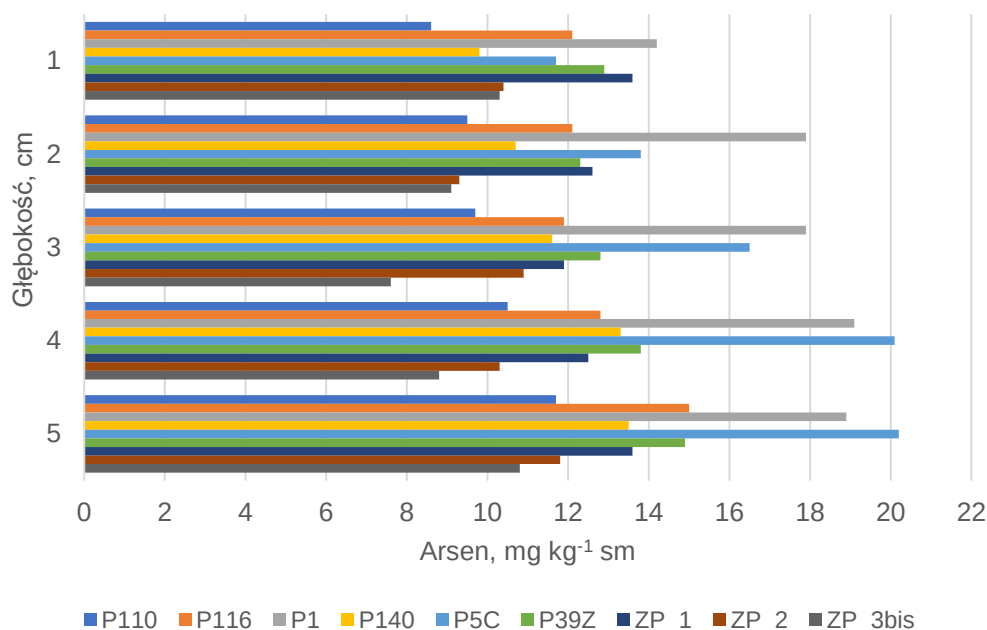
W 2021 roku, stężenia arsenu w warstwach powierzchniowych osadów we wszystkich lokalizacjach pozostawały w zakresie od 8,6 do 14,2 mg kg⁻¹ s.m (Rys. II.164), mieszcząc się w typowym zakresie stężeń charakterystycznych dla osadów powierzchniowych południowego Bałtyku (< 5 do 29 mg kg⁻¹ s.m.) (Uścińowicz, 2011). We wszystkich lokalizacjach, w których kontynuowano badania poziomy arsenu były nieznacznie mniejsze od tych odnotowanych w 2020 roku. Najniższe stężenia As wystąpiło na stacjach P110, najwyższe w Głębi Gdańskiej (P1). W Głębi Bornholmskiej, na stacji P5C najbardziej zbliżonej do miejsca zatopienia broni chemicznej stężenie As w warstwie powierzchniowej wyniosło 11,7 mg kg⁻¹ s.m., natomiast we wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140) zawartość arsenu wyniosła 9,8 mg kg⁻¹ s.m. 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.).

W 2021 roku badania stężeń arsenu przeprowadzono w warstwach od 0 do 5 cm głębokości (Rys. II.165). Na stacjach zlokalizowanych w obszarze pełnomorskim odnotowano nieznaczny wzrost stężeń arsenu wraz z głębokością, co obserwowano również w roku poprzednim. Zmiany na poziomie 2– 3 mg kg⁻¹ s.m. wystąpiły na stacjach P110, P116, P39Z i P140. Na stacji P1 wystąpił wzrost stężenia As na głębokości 5 cm w stosunku do warstwy powierzchniowej o 4,7 mg kg⁻¹ s.m., natomiast największa zmiana o 8 mg kg⁻¹ s.m. dotyczyła Głębi Bornholmskiej. W Zatoce Puckiej, pomimo nieznacznych różnic pomiędzy poziomami, stężenia w warstwie najgłębszej były zbliżone do powierzchniowej.

W 2021 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 0,7 mg kg⁻¹ s.m.



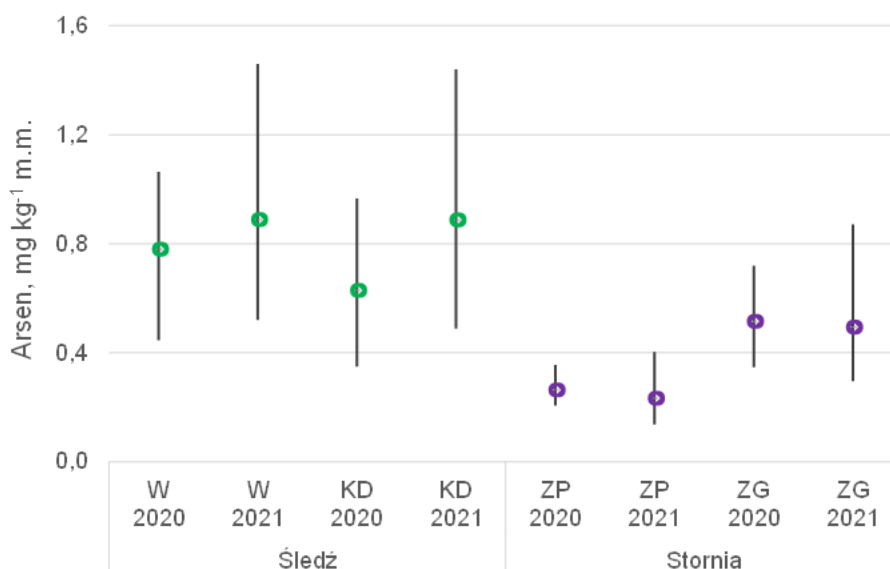
Rys. II.164. Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0–1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w latach 2020–2021.



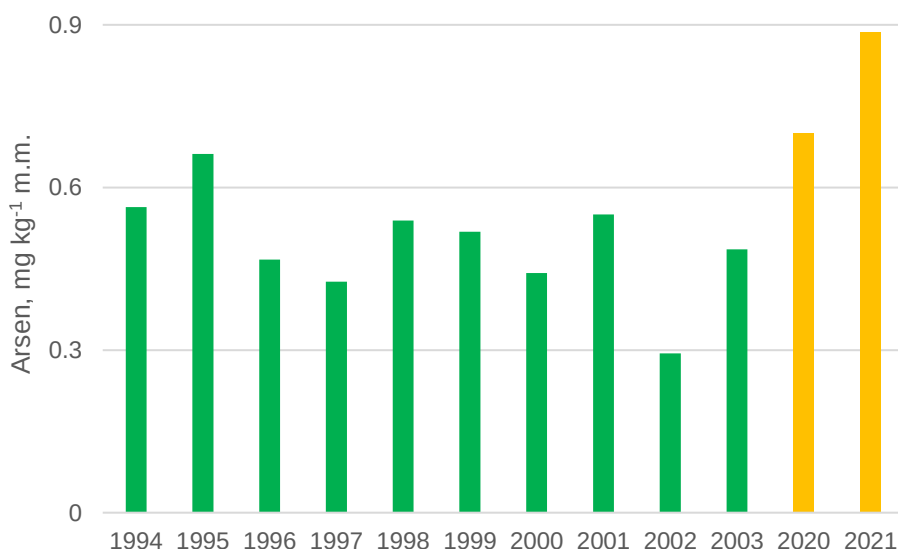
Rys. II.165. Stężenia arsenu w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2021 roku.

Tak jak w roku poprzednim, w 2021, badania stężeń arsenu przeprowadzono w mięśniach dwóch gatunków ryb: śledzi i storni. Średnie stężenia w śledziu z łowiska władysławowskiego i łowiska kołobrzESCO-dartowskiego były identyczne i wynosiły $0,89 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Rys. II.166). Oznacza to nieznaczny wzrost w stosunku do roku poprzedniego, w którym wartość średnia w przypadku łowiska władysławowskiego wynosiła $0,78 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, a kołobrzESCO-dartowskiego $0,63 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Średnie stężenia As w storniach były bardzo zbliżone do tych obserwowanych w 2020 roku i wynosiły $0,23 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w Zatoce Pomorskiej i $0,49 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w Zatoce Gdańskiej. Odnosząc uzyskane wyniki do roku 2020 oraz do danych literaturowych dla okresu 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009) można stwierdzić, że wartość średnia dla śledzia wyliczona na podstawie wszystkich wyników równa $0,89 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ jest zbliżona do wartości obserwowanej w roku 2020 i nieco wyższa od poziomów w latach poprzednich (Rys. II.167). 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 2021 roku wyznaczono średnią zawartość arsenu nieorganicznego, która wyniosła odpowiednio $0,037 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w śledziach i $0,010 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ 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.166. Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w latach 2020–2021 (W – łowisko władysławowskie, KD – łowisko kołobrzescko-dartowskie, ZP – Zatoka Pomorska, ZG – Zatoka Gdańska, punkt – średnia, wąs – zakres wartości).



Rys. II.167. Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w latach 2020 i 2021 odniesione do danych literaturowych z lat 1994–2003 (Polak-Juszczak, 2009).

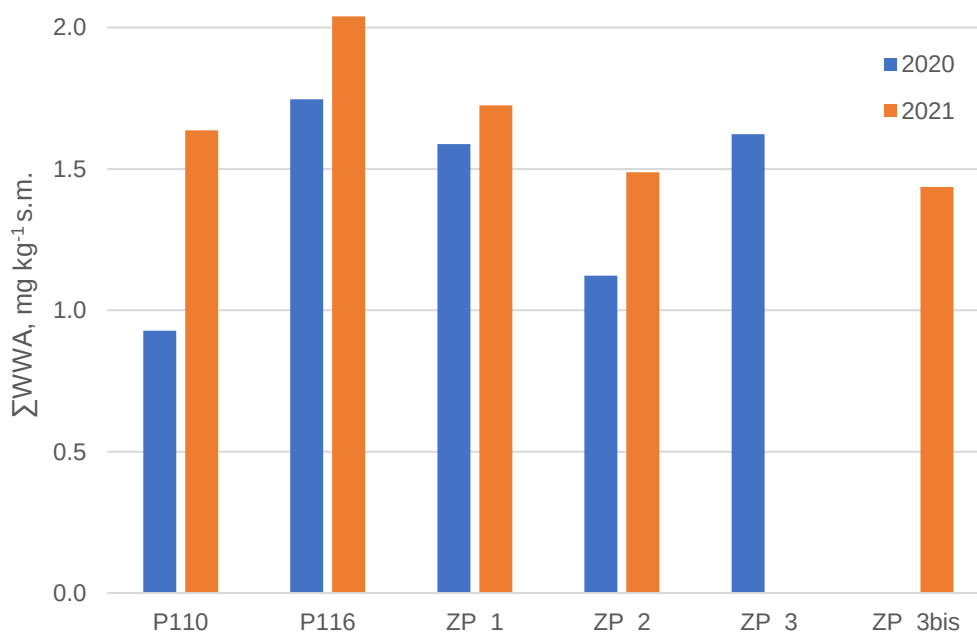
Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki aktualnych poziomów arsenu i iperytu w powierzchniowych warstwach osadów dennych oraz stężenia arsenu w rybach można stwierdzić brak skażenia wynikającego z potencjalnych uwolnień z zatopionej broni chemicznej.

Stężenie Σ WWA w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0–1 cm), pobranych w 2021 roku (Rys. II.168), charakteryzowało się niewielką zmiennością w obrębie badanych lokalizacji, mieszcząc się w zakresie 1,44–2,04 mg kg⁻¹ s.m., przy czym średnie stężenie Σ WWA w tej warstwie było niższe dla stacji zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (1,55 mg kg⁻¹ s.m.) w porównaniu do Zatoki Gdańskiej (1,84 mg kg⁻¹ s.m.). Na wszystkich stacjach odnotowano wzrost stężeń Σ WWA w stosunku do roku 2020 (Rys. II.168). Na stacji P110 wzrost stężenia Σ WWA był największy i wyniósł 76%. Na pozostałych stacjach wzrost wartości nie przekroczył 35%. Podobnie do roku 2020 stacją, w której odnotowano najwyższe stężenie Σ WWA była stacja P116 (odpowiednio w roku 2020 i 2021: 1,75 i 2,04 mg kg⁻¹ s.m.). W obszarze Zatoki Puckiej, gdzie stacje zlokalizowano tak, aby mogły wskazać potencjalny zasięg szkodliwego oddziaływania zatopionych

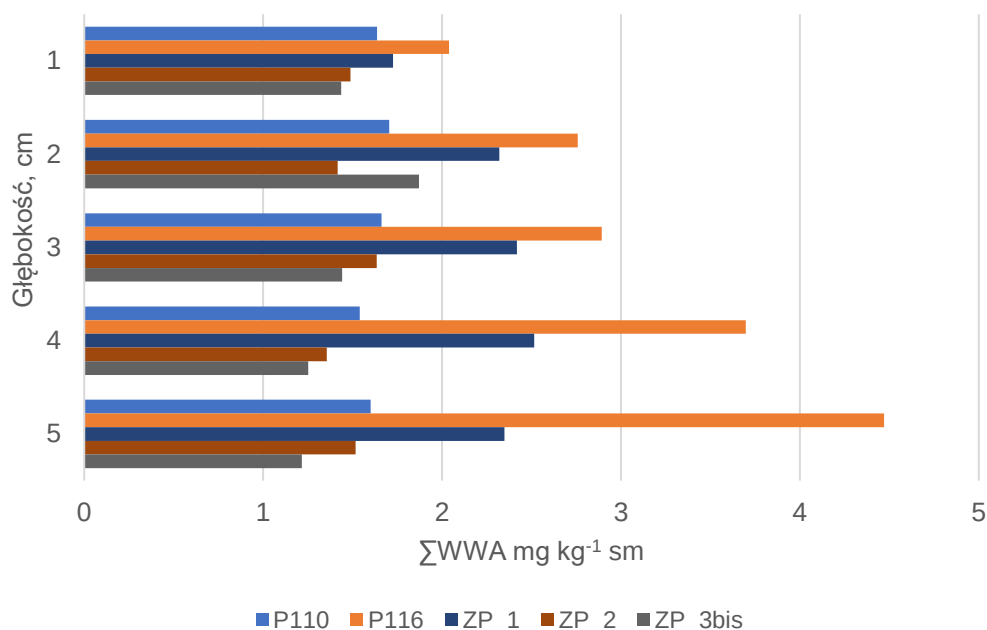
wraków najniższe stężenie ΣWWA ($1,44 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$) zmierzono w osadzie pobranym ze stacji ZP_3bis, położonej najbliżej miejsca zatopienia wraku s/s Stuttgart.

We wszystkich analizowanych warstwach osadu, za wyjątkiem warstwy 1-2 cm, wartości stężeń ΣWWA układały się następująco: $\Sigma WWA \text{ P116} > \Sigma WWA \text{ ZP}_1 > \Sigma WWA \text{ P110} > \Sigma WWA \text{ ZP}_2 > \Sigma WWA \text{ ZP}_3\text{bis}$ (Rys. II.169). W profilu pionowym wyraźny wzrost stężeń ΣWWA w głąb osadu zaobserwowano na stacji P116. Stężenie ΣWWA w najniższej położonej warstwie 4-5 cm ($4,47 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$), było ponad dwa razy wyższe w porównaniu z warstwą 0-1 cm ($2,04 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Taki układ stężeń może odzwierciedlać spadek emisji WWA do atmosfery, a co za tym idzie coraz mniejsze ilości WWA deponowane w osadach. W pozostałych lokalizacjach tendencje nie były tak widoczne. Odmienny przebieg zmian może mieć związek z oddziaływaniem, dodatkowych oprócz depozycji atmosferycznej, źródeł WWA, związanych z bliskością lądu czy np. dopływem rzeczny. Na stacji ZP_1 stężenie ΣWWA wzrosło nieznacznie pomiędzy dwiema górnymi warstwami osadu z 1,73 do 2,32, poniżej pozostawało w wąskim zakresie 2,35-2,52 $\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Na stacji P110 i ZP_2 wartości stężeń ΣWWA w całym profilu pionowym były zbliżone ($1,36$ - $1,71 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Maksymalną wartość stężenia ΣWWA dla stacji ZP_3bis ($1,87 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$) odnotowano w warstwie 1-2 cm, w głębszych warstwach stężenia ΣWWA nieznacznie malały, by na głębokości 5 cm osiągnąć wartość $1,22 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$

Porównanie, otrzymanych w wyniku badań w 2021 roku poziomów ΣWWA ($1,22$ - $4,47 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$) z wartościami zmierzonymi przez Rogowską i współpracowników (2010), w rejonie znajdującym się pod bezpośrednim wpływem zatopionej jednostki s/s Stuttgart (ΣWWA $35,7$ - $592,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$), 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 ΣWWA zmierzone w 2021 roku, były przynajmniej o rząd wielkości niższe niż najniższe wartości raportowane w przywoływanej literaturze.



Rys. II.168. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (ΣWWA [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$]) 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 2020-2021.



Rys. II.169. 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 2021 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.61 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 i fenantrenu. Jednakże przewagę fenantrenu nad naftaleniem wskazującą na pirogeniczne źródło obecnych w osadach WWA odnotowano w 40% próbek (P116 warstwy 3-5 cm, ZP_1 warstwy 0-5 cm, ZP_2 warstwa 2-3 cm, ZP_3bis warstwa 1-2 cm).

Tabela II.61. 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).

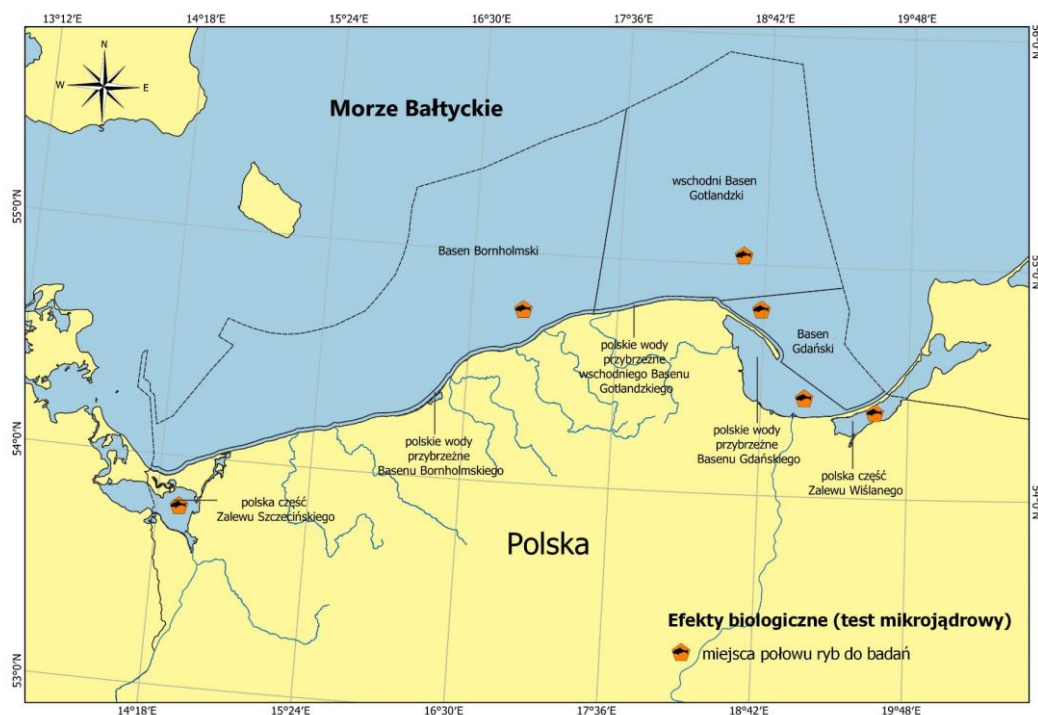
Iloraz stężeń wraz z wartością wskazującą na pochodzenie petrogeniczne		P110	P116	ZP_1	ZP_2	ZP_3bis
Fenantren/antracen	>10	2,60 (2,38-2,81)	2,77 (2,45-3,31)	2,42 (1,92-2,72)	2,73 (2,20-3,42)	2,81 (2,62-3,15)
Fluoranten/piren	<1	1,35 (1,30-1,37)	1,28 (1,24-1,32)	1,24 (1,20-1,27)	1,28 (1,26-1,30)	1,25 (1,21-1,28)
Chryzen/benzo(a)antracen	>1	1,49 (1,41-1,70)	1,54 (1,48-1,60)	1,26 (1,21-1,35)	1,34 (1,21-1,43)	1,18 (1,14-1,23)
Benzo(a)antracen/ (benzo(a)antracen+chryzen)	<0,2	0,40 (0,37-0,41)	0,39 (0,38-0,40)	0,44 (0,43-0,45)	0,43 (0,41-0,45)	0,46 (0,45-0,47)
Fluoranten/(Fluoranten+piren)	<0,4	0,57 (0,57-0,58)	0,56 (0,55-0,57)	0,55 (0,54-0,56)	0,56 (0,56-0,56)	0,56 (0,55-0,56)
Antracen/(antracen+fenantren)	<0,1	0,28 (0,26-0,30)	0,27 (0,23-0,29)	0,29 (0,27-0,34)	0,27 (0,23-0,31)	0,26 (0,24-0,28)
Indeno(1,2,3-cd)piren/(indeno(1,2,3-d)piren+benzo(g,h,i)perylen)	<0,2	0,54 (0,53-0,55)	0,51 (0,48-0,54)	0,53 (0,52-0,54)	0,50 (0,50-0,50)	0,51 (0,49-0,51)
Naftalen/fenantren	>1	1,30 (1,12-1,40)	0,99 (0,80-1,22)	0,84 (0,75-0,92)	1,23 (0,93-1,43)	1,11 (0,82-1,35)

Uzyskane wyniki analiz WWA w powierzchniowych warstwach osadów dennych nie wskazują na wpływ paliwa z wraków na stan ekosystemu w lokalizacjach objętych badaniami.

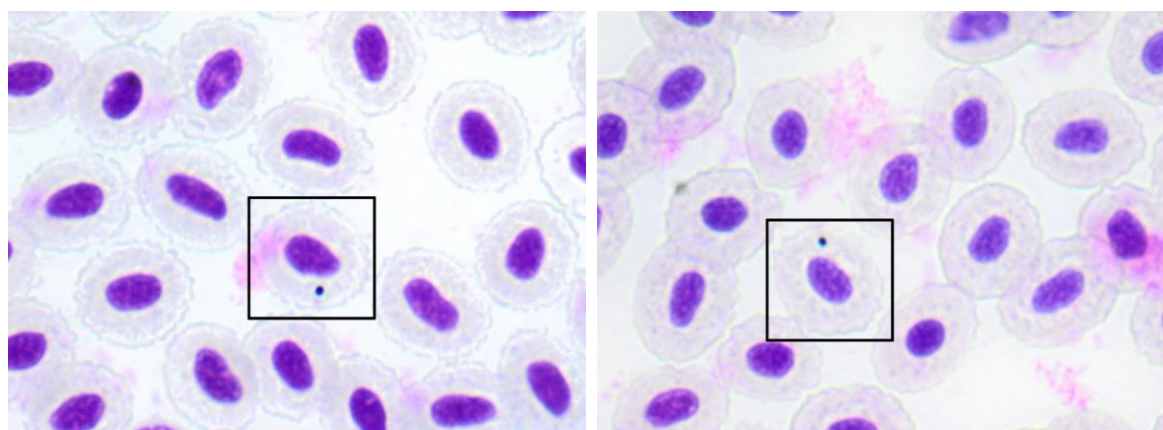
II.4.3.5. Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytotenetycznych na poziomie komórkowym wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych (Fenech i in., 2003). 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; Wrz 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 2021 roku kontynuowano badania z wykorzystaniem testu mikrojądrowego. Pobrano próbki krwi śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus*) oraz okonia (*Perca fluviatilis*) z sześciu obszarów badań południowego Bałtyku: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Basen Gdański, Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany (Rys. II.170). Krew naniesiono na szkiełka podstawowe, wybarwiono i poddano analizie mikroskopowej z wykorzystaniem techniki jasnego pola przy powiększeniu 1000-krotnym. 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.170. Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia i okonia do analiz z zastosowaniem testu mikrojądrowego w 2021 roku.



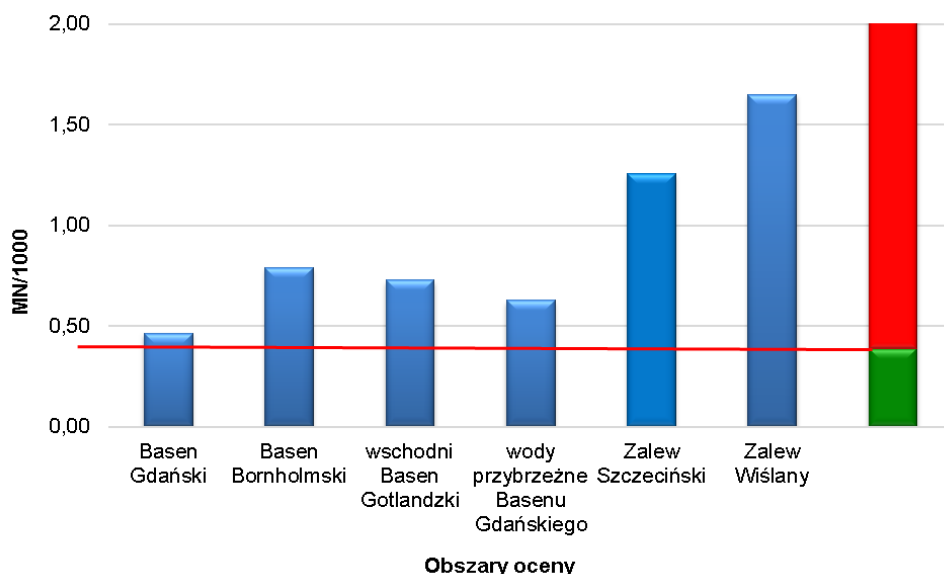
Rys. II.171. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2021 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN).

W roku 2021 we wszystkich badanych obszarach przekroczona została wartość definiująca granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim w zakresie występowania mikrojąder (MN) w komórkach krwi śledzia bałtyckiego i okonia (0,39) (HELCOM 2012).

Najwyższe wartości stwierdzono w okoniach odłowionych w rejonie Zalewu Wiślanego, gdzie liczba mikrojąder przypadająca na 1000 komórek wyniosła 1,65 i jest to najwyższa wartość ze wszystkich lat odnotowana w tym obszarze. Podobnie w Zalewie Szczecińskim, uzyskana wartość 1,26 wzrosła około 0,23 w porównaniu z rokiem 2020. W obszarach morskich, gdzie analizie poddano krew śledzi wartości badanego wskaźnika były niższe niż w zalewach co może mieć związek ze specyfiką gatunkową. Otrzymane wyniki we wszystkich basenach były takie same lub niższe niż w poprzednim roku, w rejonie Basenu Bornholmskiego oraz we wschodnim Basenie Gotlandzkim liczba MN/1000 była zbliżona

i wyniosła odpowiednio 0,79 i 0,73. W próbkach krwi ryb pochodzących z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano liczbę Mn/1000 równą 0,63, zaś najniższą wartość (0,46) wyznaczono dla Basenu Gdańskiego (Rys. II.172).

Ostatecznie stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2021 roku należy uznać za nieodpowiedni w skali 2-stopniowej w sześciu obszarach poddanych ocenie wg Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).



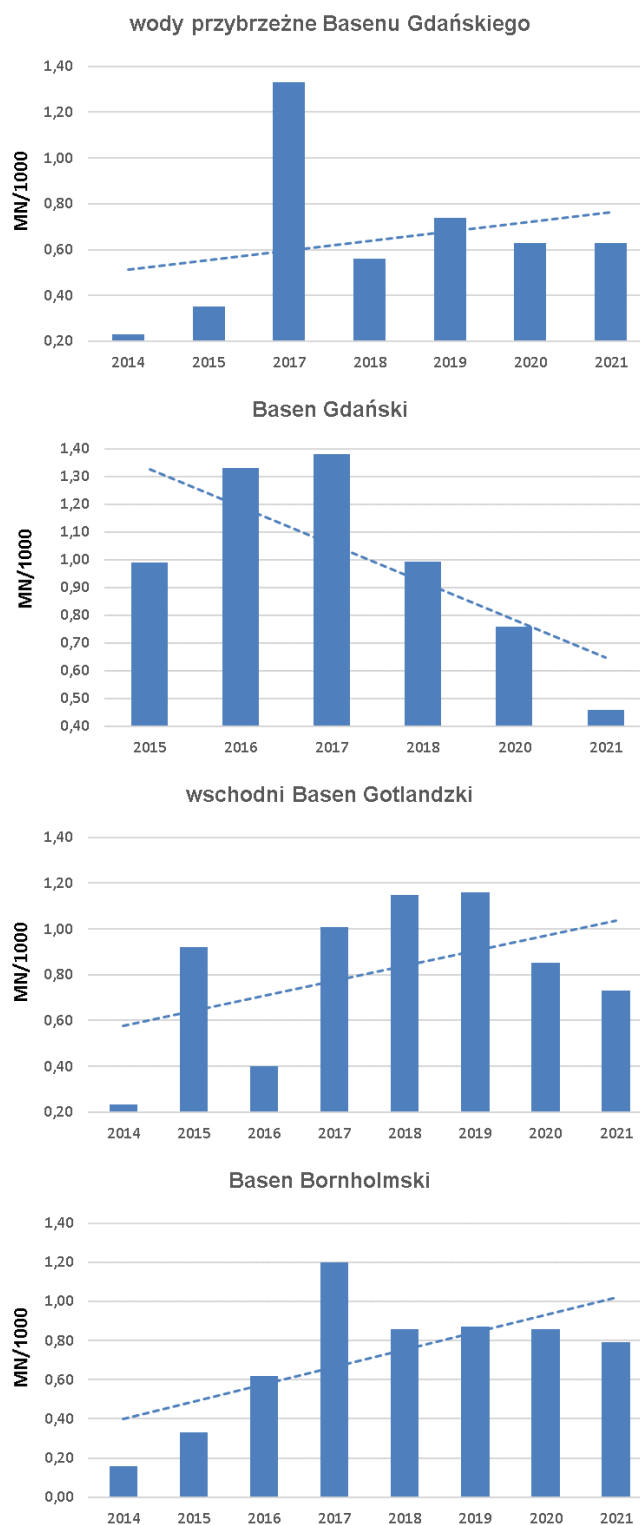
Rys. II.172. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2021 roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym a nieodpowiednim; słupek oceny wg skali 2-stopniowej.

Biorąc pod uwagę badania krwi śledzia bałtyckiego prowadzone również w latach 2014–2020, w roku 2021 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano taką samą liczbę nieprawidłowości (MN/100) jak w poprzednim roku, podczas gdy w pozostałych obszarach wartości były niższe. Ponadto w obszarach morskich najniższe wartości wskaźnika liczby mikrojąder na 1000 erytrocytów obserwujemy w 2014 we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz w 2014 i 2015 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz Basenie Bornholmskim. Wyniki te nie przekraczały wartości referencyjnej (0,39) co wskazywało na dobry stan środowiska w tych obszarach. W pozostałych latach wartość wskaźnika MN/100 była powyżej granicy między stanem dobrym a nieodpowiednim. Najwyższe wartości MN/1000 zaobserwowano w roku 2017 w trzech obszarach poddanych ocenie: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Basen Gdański i Basen Bornholmski (Tabela II.62). Dodatkowo w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Bornholmskim obserwujemy tendencję wzrostową wskaźnika liczby mikrojąder na 1000 erytrocytów. Natomiast w Basenie Gdańskim od 2015 roku widzimy spadek badanego parametru (Rys. II.173).

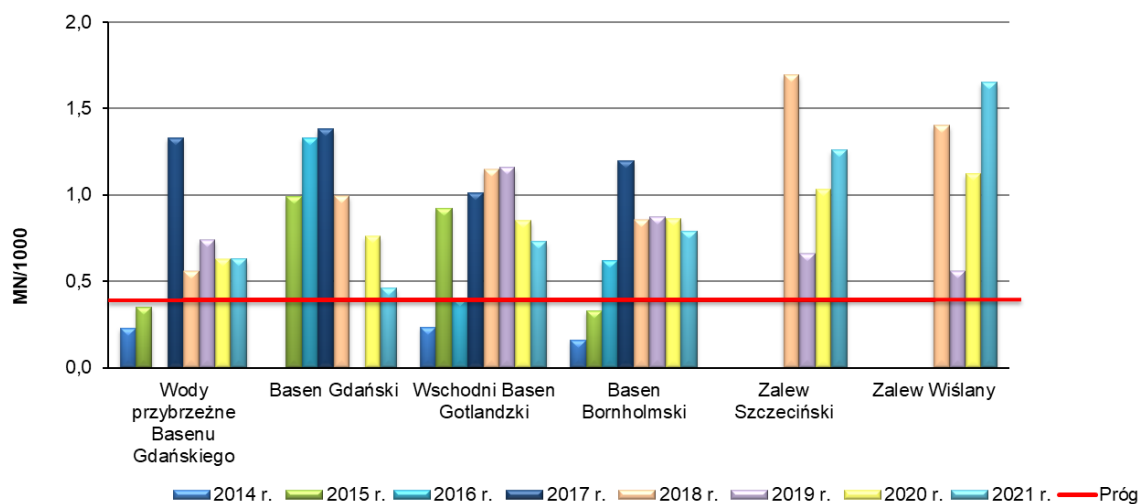
Tabela II.62. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Mn/1000	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	0,23	0,35		1,33	0,56	0,74	0,63	0,63
Basen Gdański		0,99	1,33	1,38	0,99		0,76	0,46
wschodni Basen Gotlandzki	0,23	0,92	0,40	1,01	1,15	1,16	0,85	0,73
Basen Bornholmski	0,16	0,33	0,62	1,20	0,86	0,87	0,86	0,79
Zalew Szczeciński					1,69	0,66	1,03	1,26
Zalew Wiśłany					1,40	0,56	1,12	1,65

W 2021 roku po raz czwarty przebadano próby krwi okonia (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego. Uzyskane wyniki są znacznie wyższe niż w roku ubiegłym, w Zalewie Wiślanym odnotowano najwyższe wartości spośród wszystkich lat. Jednocześnie w Zalewie Szczecińskim liczba MN/1000 jest nadal niższa niż w roku 2018, kiedy wartości mikrojąder przypadających na 1000 erytrocytów były wyższe niż w całym okresie badań w śledziu z obszarów morza otwartego (Rys. II.174).



Rys. II.173. Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014–2021; linia przerywana – tendencja.



Rys. II.174. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2021; 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 monitoring odpadów jest jednym z zagadnień budzących w ostatnich latach ogromne zainteresowanie, a wiedza na temat ilości i rodzaju odpadów obecnych w środowisku morskim może mieć kluczowy wpływ na ocenę stanu środowiska.

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 2021 r. uwzględniono wyłącznie dane dotyczące monitoringu odpadów zdeponowanych na linii brzegowej. Monitoring ten 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.175).

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. Monitoring odpadów na linii brzegowej, na każdym z wyznaczonych odcinków, przeprowadzony był czterokrotnie w ciągu roku: w kwietniu, na przełomie czerwca i lipca, na przełomie września i października oraz na przełomie grudnia i stycznia kolejnego roku.



Rys. II.175. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2021 r.

W okresie prowadzenia monitoringu odpadów na polskim Wybrzeżu (2015–2021) najmniej odpadów zebrano w roku 2021 – 7447 sztuk oraz w 2017 – 10523 sztuki. 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 ubiegłego. Należy zaznaczyć, że na spadek liczby odpadów przez ostatnie 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).

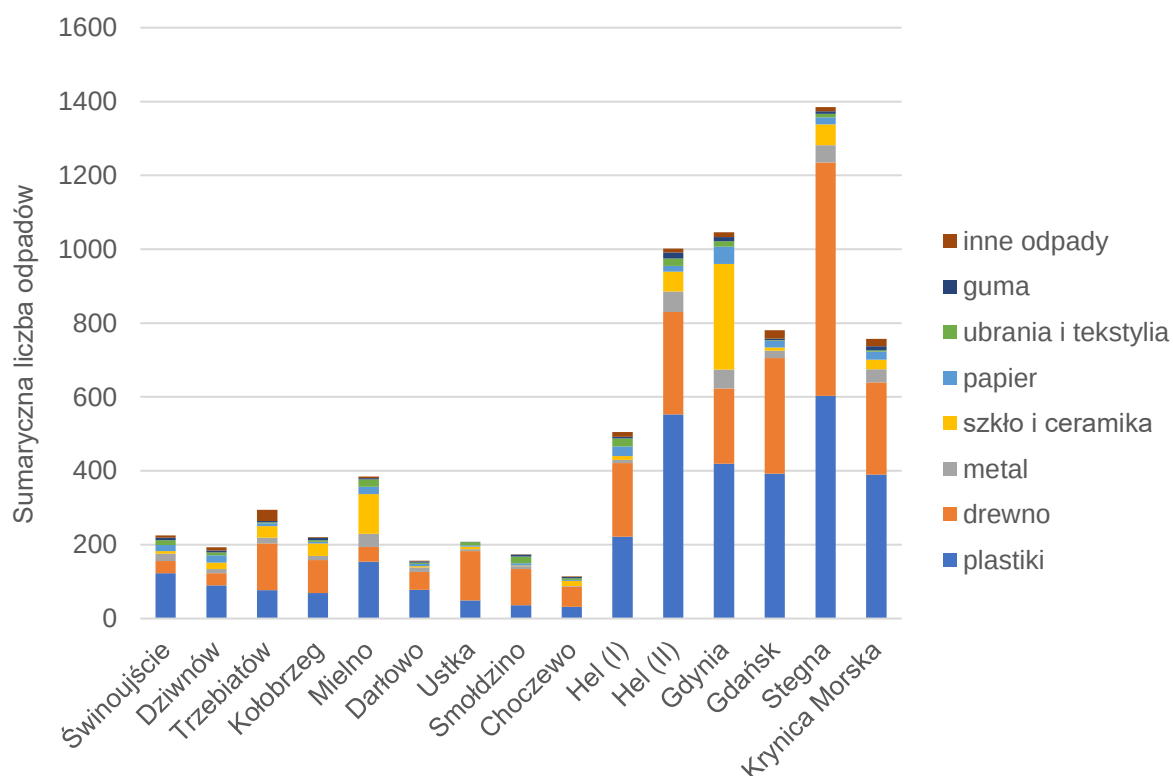
Spośród siedmiu głównych kategorii odpadów (plastik (materiały polimerowe), drewno, metal, szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia oraz guma), tworzywa sztuczne rokrocznie stanowią dominującą kategorię odpadów znajdujących na polskim Wybrzeżu. Na odcinkach objętych badaniami ich udział wzrastał 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 względem roku poprzedzającego. W roku 2021 ilość odpadów utrzymywała tendencję spadkową w stosunku do roku 2020 i była o około 20% niższa.

Oprócz odpadów plastikowych, których udział w 2021 r. wyniósł 44% odpadów zebranych na wszystkich odcinkach, największym udziałem charakteryzowały się odpady drewniane – 34% oraz szkło i ceramika – 9% (wzrost odpowiednio o 17% i 2% w stosunku do roku 2020). Udział odpadów w kategorii metal, papier oraz ubrania i tekstylia wynosił odpowiednio 5%, 3% i 2%, Odpady gumowe stanowiły 1%. Około 2% wszystkich zebranych w 2021 r. odpadów stanowiły odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z siedmiu głównych grup (odpady inne).

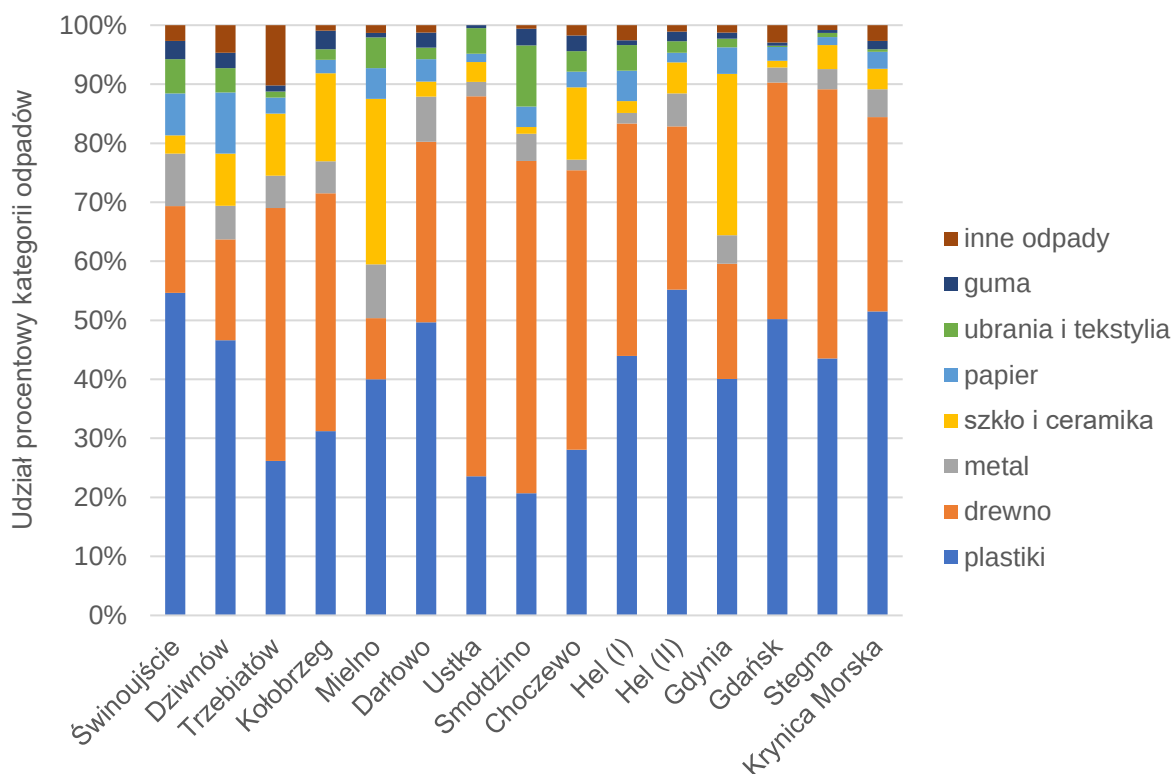
Udział poszczególnych kategorii odpadów wskazuje, że głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej jest turystyka. Należy jednocześnie podkreślić, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem plaż, prowadzonym przez właściwe gminy, szczególnie w okresach zwiększonej aktywności turystycznej.

Sumaryczną liczbę odpadów, z czterech okresów badań, odnotowaną na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach zebranych w roku 2021 przedstawiono na Rys. II.176. Najwięcej odpadów zebrano na odcinkach Stegna (1385 sztuk), Gdynia (1046 sztuk) i Hel (II) (1002 sztuki). Na plażach, w Dąrtowie i Choczewie liczba znalezionych odpadów była najmniejsza (odpowiednio: 157 i 114 sztuk). Na pozostałych plażach liczba zebranych odpadów mieściła się w zakresie 174 - 781 sztuk (Rys. II.175). Na 10 z 15 monitorowanych odcinków kategorią, do której zaliczono najwięcej zebranych odpadów był plastik (Rys. II.175; Rys. II.177). Na plażach w Trzebiatowie, Ustce, Kołobrzegu, Choczewie i Smołdzinie najliczniejszą kategorią odpadów były odpady drewniane (Rys. II.175; Rys. II.177).

Charakteryzujący się największą liczbą zebranych w 2021 r. odpadów odcinek położony w Steganie, w roku 2020 znalazł się na trzeciej pozycji pod względem liczby odpadów (1406 sztuk). Pomimo zaobserwowanego w Steganie spadku udziału procentowego odpadów z tworzyw sztucznych z 62% w 2020 r. do 43% w roku 2021 (Rys. II.177), ich całkowita liczba pomiędzy rokiem 2020 i 2021 spadła wynosząc w 2020 r. 603 sztuki (Rys. II.175). Przyczyną wzrostu liczby odpadów na odcinku Stegna było również pojawienie się odpadów drewnianych (632 sztuki), których obecności w roku 2020 była o połowę niższa (Rys. II.175). W przypadku odcinka Mielno, na spadek całkowitej liczby odpadów o 1387 sztuk względem roku poprzedniego, 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 (Rys. II.177). Odpadów metalowych zebrano w Mielnie w 2020 r. prawie 4-krotnie więcej niż w roku 2019 - 187 sztuk (Rys. II.175), w 2021 roku liczba odpadów zebranych na tym odcinku wynosiła jedynie 35 sztuk (Rys. II.177). Za wzrost liczby odpadów na odcinku Hel (II), znajdującym się na trzecim miejscu pod względem sumarycznej liczby zebranych w 2021 r. odpadów, podobnie jak na odcinku zlokalizowanym w Steganie, odpowiedzialny był wzrost liczby odpadów zaliczonych do kategorii plastik i drewno. W stosunku do roku 2020 liczba odpadów na tym odcinku spadła o 157 sztuk (z 1159 do 1002 sztuk), przy czym liczba odpadów z tworzyw sztucznych wzrosła z 347 do 553 sztuk, natomiast odpadów drewnianych ze 135 do 277 sztuk (Rys. II.175) stanowiąc odpowiednio 55% i 28% zebranych na tym odcinku odpadów (Rys. II.177).



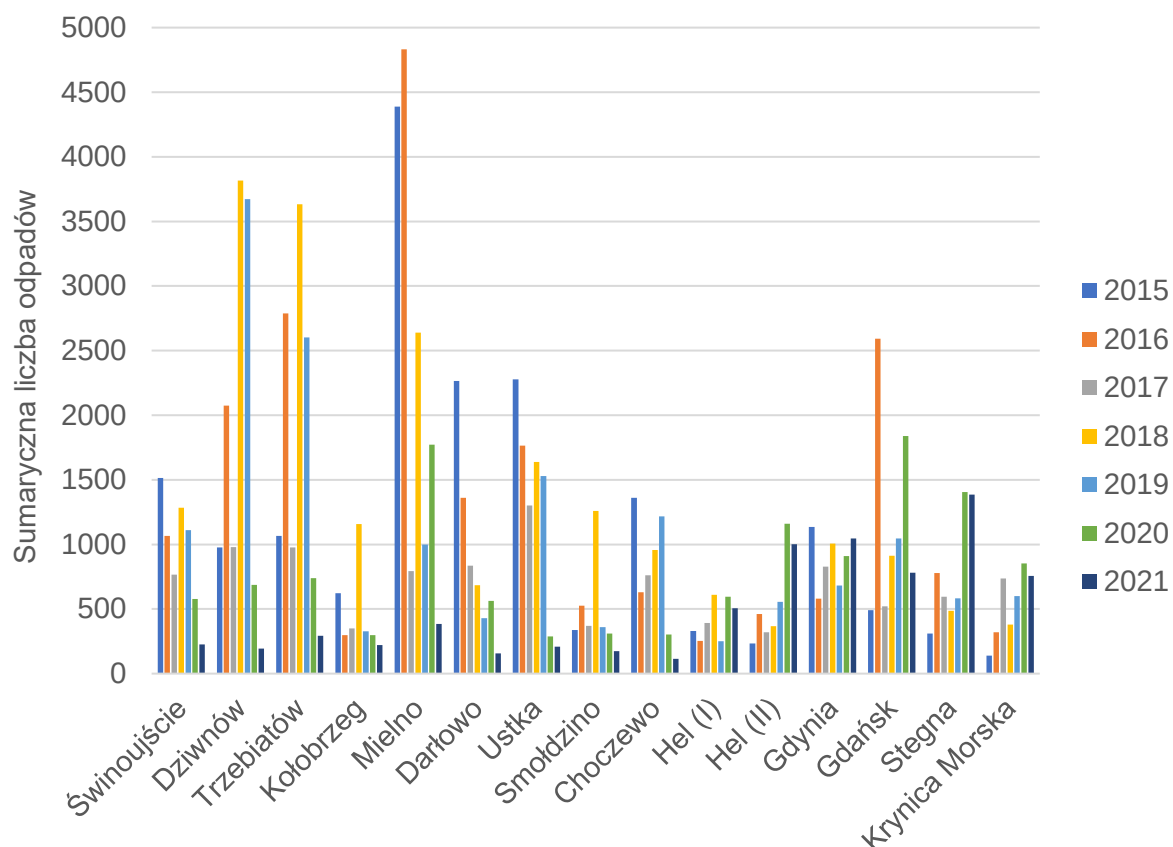
Rys. II.176. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2021 roku.



Rys. II.177. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2021 roku

Sumaryczną liczbę odpadów odnotowanych na każdym z 15 odcinków w 2021 r. porównano z danymi z lat 2015–2020 (Rys. II.178). W roku 2021 odnotowano wzrost liczebności odpadów jedynie w Gdyni, natomiast na pozostałych czternastu plażach liczba odpadów była mniejsza, w porównaniu do roku 2020. 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 2021 r. opisująca odcinek w Steganie (1385 sztuk) była o 21 niższa niż wartość na tej stacji w roku 2020. Od roku 2018 obserwuje się spadek sumarycznej liczby odpadów na sześciu odcinkach: Świnoujście, Dziwnów, Trzebiatów, Kołobrzeg, Ustka oraz Smołdzino, przy czym największy spadek w tym czasie dotyczył liczby odpadów zebranych w Dziwnowie (z 3817 do 193 sztuk).

Sumarycznie najmniejszą liczbę odpadów zebrano na odcinku Hel (I) – jedynie 2934 sztuki w ciągu 7 lat trwania monitoringu. Na wschód od monitorowanego odcinka zlokalizowany jest rezerwat przyrody Helskie Wydmy, a w strefie brzegowej i na nadbrzeżu brak jest infrastruktury zarówno turystycznej, jak i umocnień brzegowych.



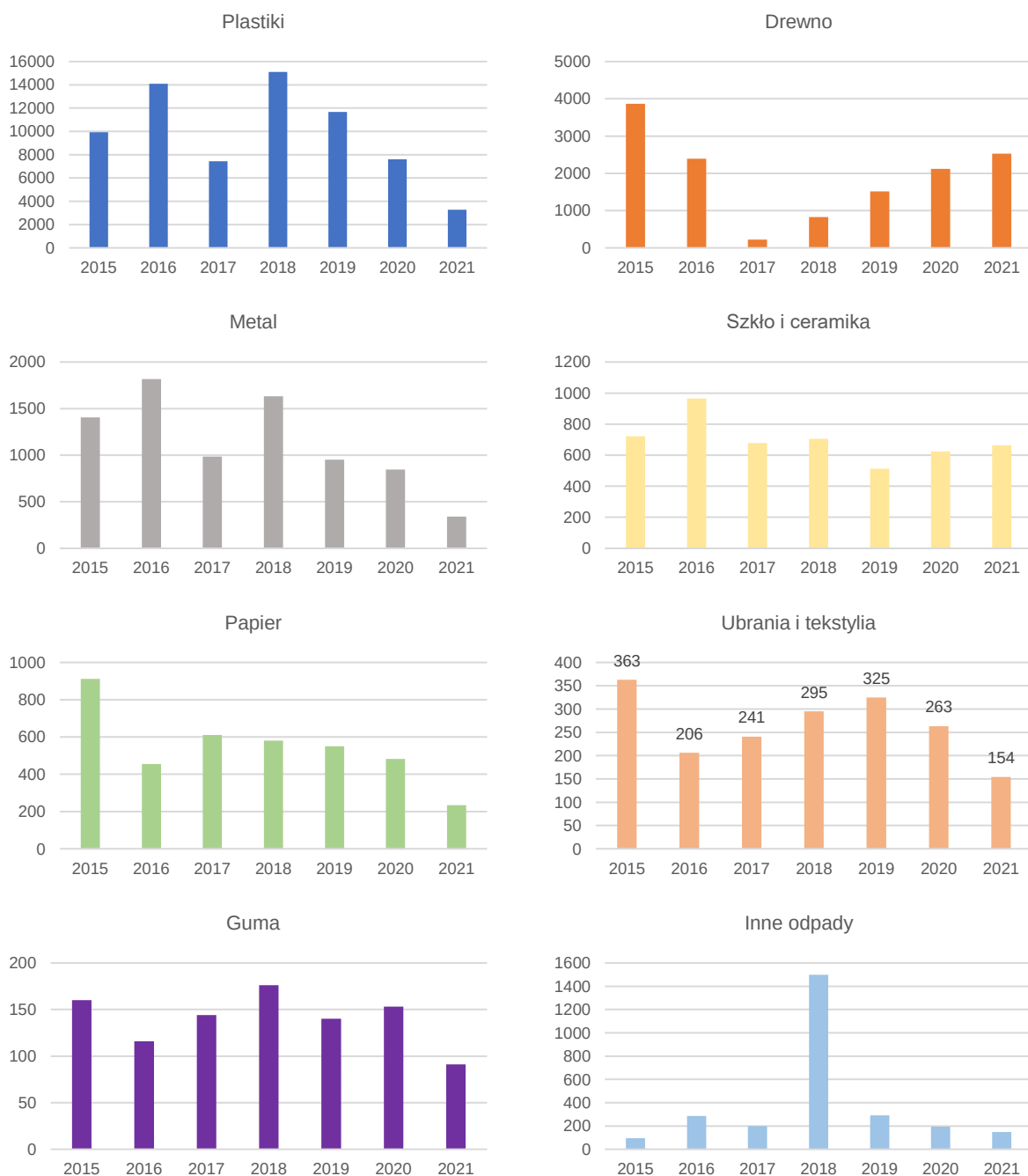
Rys. II.178. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015–2021.

Liczbę odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015–2021 przedstawiono na Rys. II.179. Zmienność liczebności w najliczniejszej z kategorii (plastiki) odzwierciedla zmiany w sumarycznej liczbie odpadów zebranych na 15 odcinkach w poszczególnych latach. Najmniej odpadów plastikowych było obecnych na plażach w 2021 r. (3287 sztuk), natomiast maksymalną wartość odnotowano trzy 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 340 do 1816 sztuk, przy czym wartość charakteryzująca rok 2021 była najniższa (Rys. II.179). Podobnie jak w trzech poprzednich latach, w roku 2021 odnotowano wzrost liczby elementów drewnianych. W stosunku do roku 2020, liczba ta wzrosła o 408 sztuk. Jednakże w porównaniu do 2017 r., liczba odpadów tej kategorii uległa zwiększeniu jedenastokrotnie (Rys. II.179). Wzrost liczebności odpadów w strefie brzegowej, w stosunku do roku poprzedzającego (o 40 sztuk) odnotowano w 2021 r. również w kategorii szkło i ceramika, kiedy liczba odpadów wyniosła 663 sztuki (Rys. II.179).

Najwięcej odpadów papierowych (912 sztuk) zliczono w roku 2015, wartość odnotowana w 2021 roku (253) była najmniejszą w ciągu całego okresu monitoringu. Od roku 2017, w którym liczba odpadów zaliczonych do tej kategorii wyniosła 611 co roku obserwowany jest spadek jej wartości.

Najmniej licznymi kategoriami odpadów były ubrania i tekstylia, guma oraz odpady niesklasyfikowane (odpady inne). Ich liczebność w ciągu ostatnich 7 lat trwania monitoringu odpadów w polskiej strefie brzegowej ulegała niewielkim zmianom (Rys. II.179). 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. Liczba odpadów gumowych w latach 2015–2020 nie przekroczyła 200 sztuk a w roku 2021 była mniejsza od 100, natomiast odpadów niezaklasyfikowanych do żadnej z siedmiu głównych kategorii mieściła się w zakresie 95 - 291 sztuk. Wyjątek stanowił rok 2018, kiedy odnotowano

rekordowo wysoką liczbę odpadów zaliczanych do kategorii inne – 1498 sztuk (Rys. II.179), 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, zrzut mógł być dokonany w znacznej odległości od brzegu, nawet poza polskimi obszarami morskimi, a zanieczyszczenie mogło dryfować w toni wodnej przez wiele dni.



Rys. II.179. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015–2021. UWAGA: różne skale na wykresach.

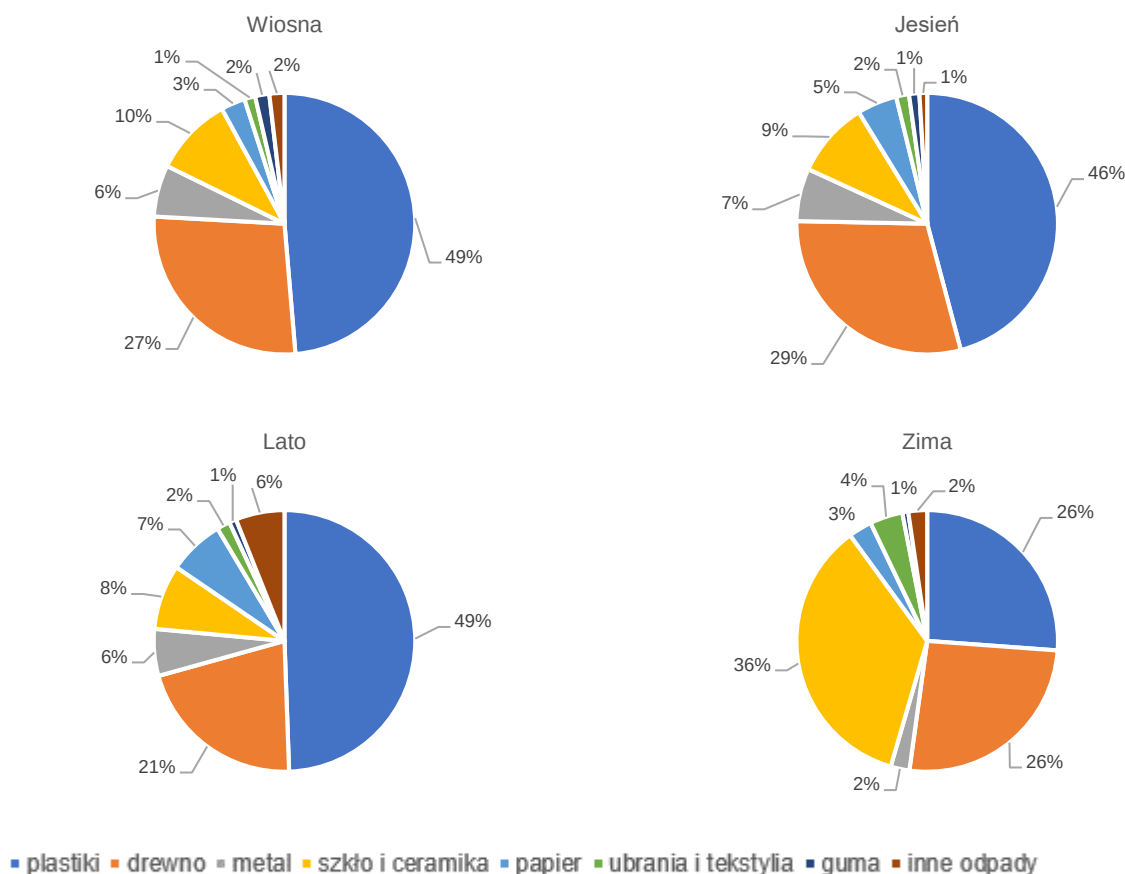
W roku 2021 odnotowano spadek liczby odpadów w kolejnych etapach monitoringu od wiosny do jesieni. Odpady zebrane w etapie wiosennym stanowiły 33% (2455 sztuk). Latem odnotowano 1843 sztuki odpadów, co stanowiło 25% natomiast jesienią liczba odpadów spadła do 1597 sztuk, stanowiąc 21%. Najmniej odpadów (11552 sztuki, stanowiące 21%) stwierdzono w ostatnim etapie monitoringu – na przełomie grudnia i stycznia 2022 r.

Zmiany sezonowe liczebności odpadów przedstawiono również poprzez zestawienie udziałów procentowych poszczególnych kategorii na dwóch rodzajach plaż: plażach miejskich (Rys. II.180) reprezentowanych przez osiem odcinków, w tym pięciu zlokalizowanych w pobliżu rzek (Świnoujście, Trzebiatów, Gdańsk, Gdynia, Stegna) oraz plażach wiejskich (Rys. II.181.) 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%. Spadek liczebności odpadów może być spowodowany zwiększoną intensyfikacją sprzątanía 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 oraz Gdynia w roku 2021).

Na plażach miejskich w 2021 r. (Rys. II.180), odpady plastikowe dominowały w trzech okresach badań, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił odpowiednio: 49% wiosną (472 sztuki), 49% latem (393 sztuki) i 47% jesienią (288 sztuk). Zimą udział odpadów z tworzyw sztucznych był najmniejszy i nie stanowił nawet połowy zebranych w tym okresie odpadów (26%, 180 sztuk). Jest to sytuacja odmienna w stosunku do roku 2020, kiedy to jesienią udział odpadów plastikowych na plażach miejskich był największy i wynosił aż 75%, przy liczebności na poziomie 2064 sztuki.

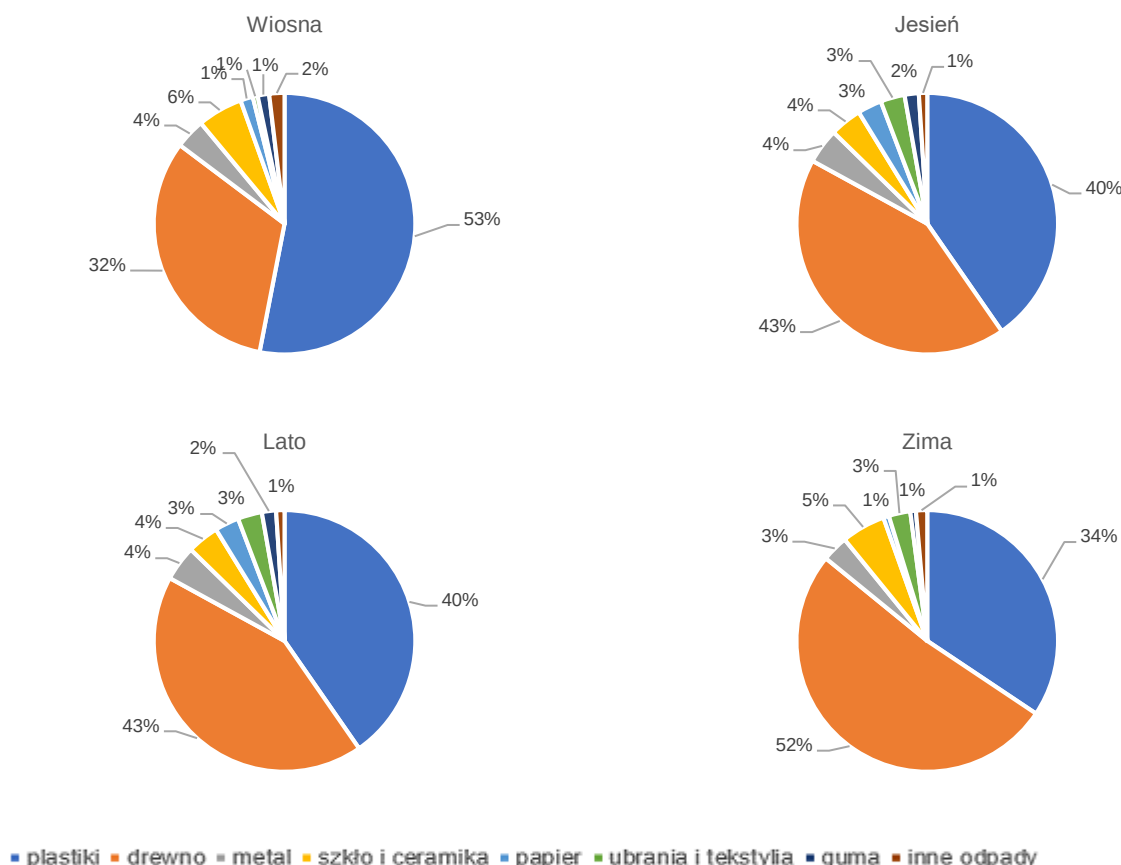
Największy udział procentowy odpadów drewnianych stwierdzono jesienią (29%, 189 sztuk), z czego 67 sztuk zebrano na odcinku w Gdańsku (Rys. II.180). Pomimo wysokiego udziału odpadów z kategorii drewno w sezonie jesiennym ich największą liczbę (264 sztuki) zebrano wiosną, kiedy udział tej kategorii stanowił 27% (Rys. II.180). Duża liczba odpadów drewnianych stwierdzona na odcinku Gdańsk w znacznej mierze pochodziła ze źródeł morskich. Znaczny udział odpadów metalowych wynoszący 7% zaobserwowano na plażach o charakterze miejskim także jesienią (Rys. II.180), 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 mieścił się w przedziale od 6% do 2%. Zimą odnotowano też bardzo znaczący udział odpadów z kategorii szkło i ceramika stanowiący 36 % (244 sztuki). W pozostałych sezonach wartości były niższe i nie przekraczały 10%.

Sumaryczny udział odpadów zaliczanych do pozostałych kategorii (papier, ubrania i tekstylia, guma, inne odpady; na plażach miejskich wahał się w zależności od sezonu od 8% do 16% (Rys. II.180).



Rys. II.180. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2021 roku.

Przeciwnie do plaż typu miejskiego, na plażach wiejskich (Rys. II.181) dominującym rodzajem odpadów w trzech porach roku (jesień, lato i zima) elementy plastikowe nie były dominującym odpadem. Ich udział mieścił się w zakresie 34–40% i podobnie jak przypadku plaż typu miejskiego najmniejszy ich udział był zimą. Największy udział odpadów z tworzyw sztucznych zaobserwowano wiosną, co zauważono również w roku poprzedzającym, kiedy udział odpadów plastikowych wyniósł 61%. Dużą zmiennością sezonową w roku 2020 jak i w 2021 roku charakteryzowały się odpady drewniane (Rys. II.181). 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 miejskich wzrastał w kolejnych sezonach od 32% wiosną do 52% zimą. Prawie jedną trzecią (176 sztuk) odpadów drewnianych zliczonych zimą zebrano na stacji Stegna podobnie było w roku 2022 gdzie odpady drewniane stanowiły jedną trzecią (113 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.181. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2021 roku.

Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tabela II.63). Odpadami zaklasyfikowanymi do najliczniej występujących były odpady typu „inne drewno <50 cm”. Ich liczebność wzrosła w roku 2021 o 369 sztuk (1311–23,2%). W roku ubiegłym 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 2021 roku drugie miejsce zajęły odpady z rodzaju „inne drewno >50 cm”. Ich liczebność wynosiła 923 sztuki, co odpowiadało udziałowi na poziomie 16,3%. Rok wcześniej, ten rodzaj odpadów zajmował trzecią pozycję na liście, z liczebnością na poziomie 728 sztuk i udziałem w całkowitej liczbie najliczniejszych odpadów wynoszącym 7,9%. Trzecie miejsce zajęły odpady z rodzaju „butelki (kawałki butelek)”. Ich liczebność wynosiła 377 sztuk, co odpowiadało udziałowi na poziomie 6,7%. Rok wcześniej ten rodzaj odpadów zajmował 6 miejsce.

Największy, prawie siedmiokrotny, spadek odnotowano w liczbie odpadów z rodzaju niedopałki papierosów i filtry. W 2021 roku odpady zaliczane do tej grupy stanowiły zaledwie 5,6% odpadów najliczniej występujących (318 sztuk), podczas gdy rok wcześniej ich udział wyniósł 23,4% (2158 sztuk). 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 2,4 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 w roku 2021.

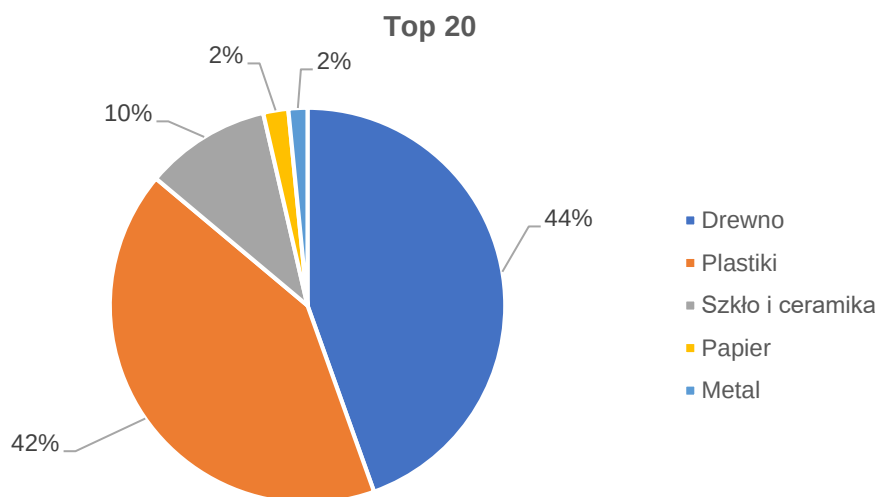
Nowymi rodzajami odpadów, które pojawiły się w roku 2020 na liście najliczniej odnotowywanych były odpowiednio: gąbki oraz sznurki i przewody (o średnicy mniejszej niż 1 cm), które odnotowano także w roku 2021, zajmując 6 i 11 miejsce. W 2021 roku nie zliczono ani jednej sztuki odpadów z kategorii „przetworzone drewno”, oraz „inne części papierowe”.

Wśród odpadów najliczniej występujących od dwóch lat nie zarejestrowano również odpadów: kawałki plastiku 0 -2.5 cm, inne plastiki, balony i kijki do balonów oraz liny, sznury i siatki, które były obecne na liście w roku 2019.

Tabela II.63. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2021.

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1	Drewno	inne drewno < 50 cm	1311	23,2
2	Drewno	inne drewno > 50 cm	923	16,3
3	Szkło i ceramika	butelki (kawałki butelek)	377	6,7
4	Plastiki	niedopałki papierosów i filtry	318	5,6
5	Drewno	przetworzone drewno	285	5,0
6	Plastiki	gąbki	274	4,8
7	Plastiki	małe plastikowe torby i ich kawałki (np. worki na mrożonki)	271	4,8
8	Plastiki	opakowania po słodyczach/chipsach	256	4,5
9	Plastiki	plastikowe zakrętki/pokrywy po napojach	226	4,0
10	Szkło i ceramika	materiały budowlane (cegła, cement, rury)	205	3,6
11	Plastiki	sznurki i przewody (o średnicy mniejszej niż 1 cm)	181	3,2
12	Plastiki	kapsle od butelek, wieczka	154	2,7
13	Plastiki	kawałki plastiku 2.5 cm > < 50 cm	136	2,4
14	Papier	fragmenty papieru	116	2,1
15	Plastiki	kawałki polistyrenu 2.5 cm > < 50 cm	115	2,0
16	Plastiki	patyczki po lizakach	110	1,9
17	Plastiki	butelki po napojach ≤ 0.5 l	107	1,9
18	Plastiki	torby na zakupy i ich kawałki	105	1,9
19	Plastiki	kubki i pokrywy	98	1,7
20	Metal	puszki po napojach	88	1,6

Najliczniej występującą kategorią odpadów w 2021 r. było drewno (44%). Udział tworzyw sztucznych wyniósł o 2% mniej w stosunku do drewna (Rys. II.182). W latach 2017-2020 udział odpadów plastikowych mieścił się w zakresie 66-79%. Na trzecim miejscu, w roku 2021, podobnie jak w roku 2020, znalazły się odpady z kategorii szkło i ceramika, jednak ich udział w dwudziestu najliczniej występujących rodzajach odpadów w stosunku do roku poprzedniego wzrósł ponad dwukrotnie – z 5 do 10%. Udział odpadów zaliczonych do kategorii papier i metal nie przekroczył 5%.



Rys. II.182. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2021 roku.

Poprzez przypisanie poszczególnych stacji do trzech obszarów oceny wyznaczono średnią liczebność odpadów każdej kategorii przypadającą na 100m monitorowanego odcinka w wyróżnionym obszarze. Największą częstotliwością występowania charakteryzowały się plastiki w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (10,75/100m) (Tabela II.64). W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego liczba odpadów plastikowych wyraźnie zmalała w stosunku do roku poprzedniego, czego efektem były częstotliwości wynoszące odpowiednio 2,29/100m i 0,85/100m. W przypadku pozostałych kategorii liczebnością powyżej 1/100m charakteryzowały się odpady z kategorii drewno we wszystkich obszarach i szkło i ceramika w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

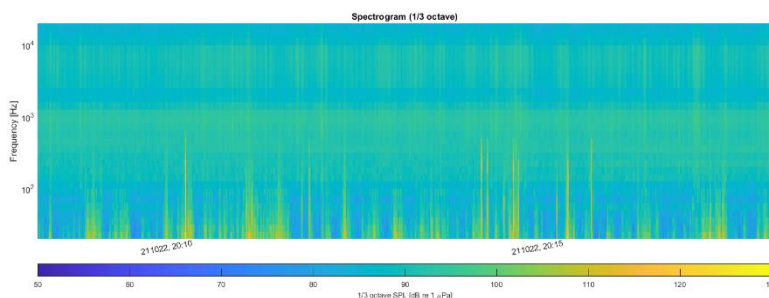
Wyznaczone wartości posłużyły do dokonania oceny stanu środowiska w poszczególnych obszarach poprzez odniesienie ich do wartości progowych zaproponowanych na poziomie krajowym w „Aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego” – przyjętej uchwałą nr 8 Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2019 roku. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty tylko w przypadku plastików i odpadów szklanych w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz drewna we wszystkich obszarach. Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów dobry stan środowiska morskiego nie został osiągnięty tylko w obszarze polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, co jest istotną zmianą w stosunku do roku poprzedniego (Tabela II.64).

W związku z wyznaczeniem wartości progowej dla całkowitej liczby odpadów przypadającej na 100 m na poziomie Unii Europejskiej, która wynosi 20 odpadów/100m 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 wynosi 60. Zastosowanie kryterium EU oznacza dobry stan środowiska w zakresie odpadów gromadzonych na brzegu.

Tabela II.64. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów w 2021 roku (kolor zielony - wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony - wyniki przekraczające wartości progowe).

Kategoria	Ocena krajowa i zgodna z wytycznymi EU	Wartości progowe N/100m	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	2,29	0,85	10,75
drewno		1	1,80	1,90	7,81
metal		1	0,40	0,13	0,91
szkło i ceramika		1	0,74	0,20	1,83
papier/karton		1	0,28	0,11	0,62
ubrania i tekstylia		1	0,21	0,28	0,30
guma		1	0,11	0,10	0,22
inne odpady			0,19	0,04	0,38
suma		9	6,01	3,60	22,82
		Mediana liczebności odpadów na 100m dla całego Wybrzeża			
Całkowita liczba odpadów	Ocena zgodnie z wytycznymi UE	20	0,4		

II.4.5. Podwodny hałas

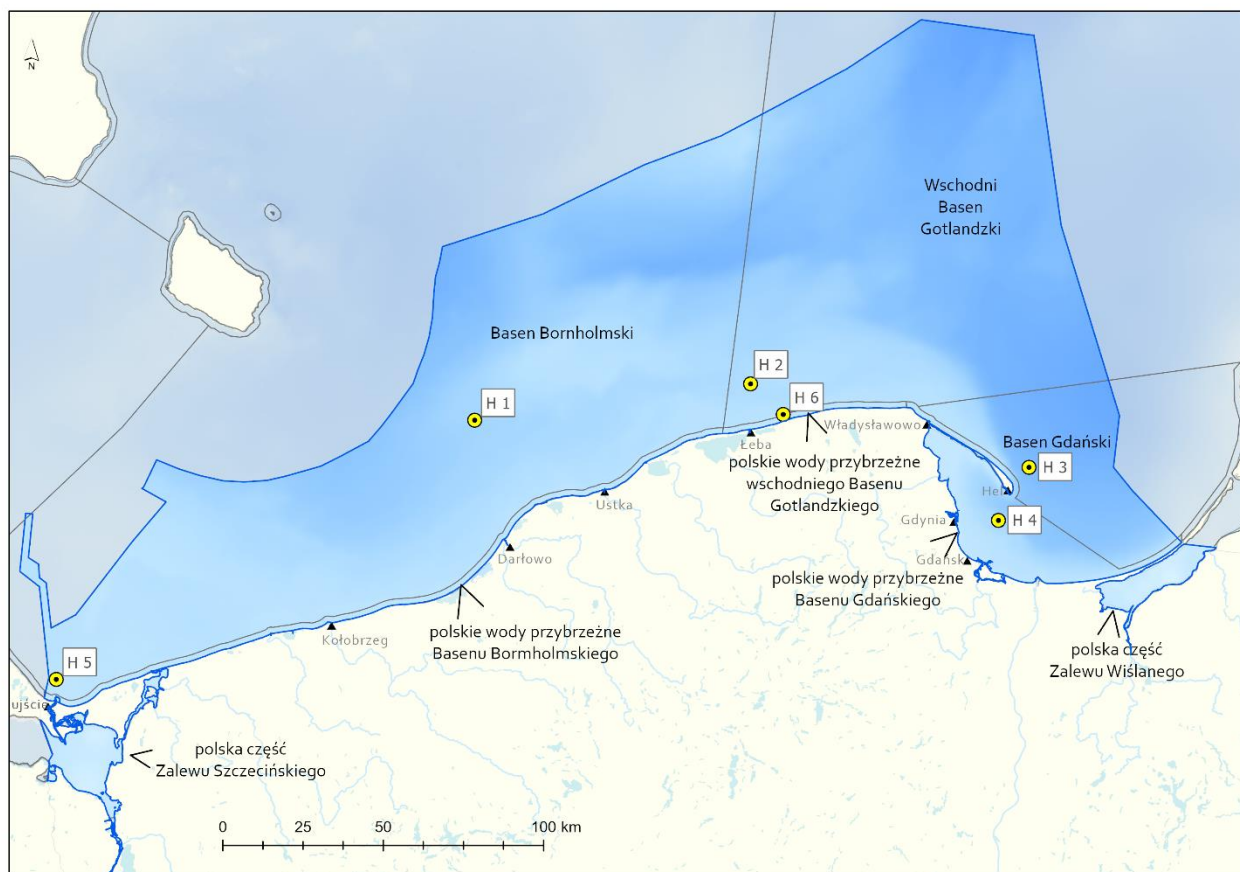


Hałas podwodny (impulsowy oraz ciągły) zgodnie z zapisami w Decyzji Komisji 2017/848, określany jest mianem zanieczyszczenia spowodowanego działalnością człowieka, które powoduje lub może powodować negatywne skutki w żywych zasobach i ekosystemach morskich. W Unii Europejskiej prowadzone są badania dotyczące szumów podwodnych pochodzenia antropogenicznego. 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.183). Dźwięki antropogeniczne mogą być krótkotrwałe (tj. impulsowe) lub długotrwałe (tj. ciągłe).

Dźwięki ciągłe

Ciągłe dźwięki podwodne w morzu są elementem stałym, wytwarzanym zarówno naturalnie przez wiatr, deszcz, fale, lód, grzmoty czy zwierzęta morskie, lecz źródłem hałasu ciągłego jest także działalność człowieka. W większości wód europejskich to żegluga stanowi główne źródło hałasu powodowanego działalnością człowieka. Poza żeglugą, do innych źródeł hałasu ciągłego należą działające konstrukcje morskie, takie jak platformy wiertnicze, turbiny pływowe i farmy wiatrowe. W obszarach intensywnej działalności człowieka te antropogeniczne źródła dźwięku nakładają się na naturalne dźwięki o niskich częstotliwościach. Narażenie na podwyższony hałas otoczenia spowodowany działalnością człowieka może prowadzić do maskowania sygnałów ważnych z biologicznego punktu widzenia. W dłuższej perspektywie czasowej może to również wywoływać stres u morskich zwierząt, co z kolei może prowadzić do zaburzeń fizjologicznych. Dźwięki i zakresy słyszalności organizmów morskich krzyżują się z niemal wszystkimi źródłami dźwięków wytwarzanych przez człowieka.

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 Ocean Instruments NZ – 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.183). 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.183. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku posadowionych w 2018 roku.

Rejestracja dźwięku podwodnego przeprowadzona została w formie zapisu ciągłego z częstotliwością próbkowania 48 kHz. Specyfikacje dotyczące poszczególnych hydrofonów zostały przedstawione w Tabeli II.65.

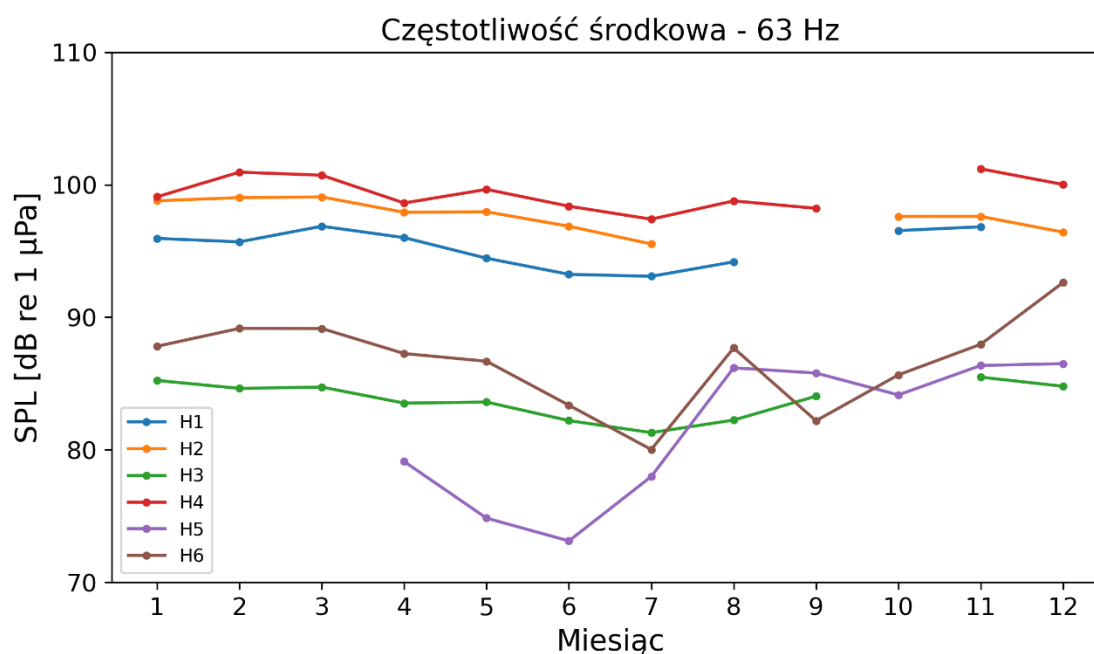
Tabela II.65. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego w 2021 roku.

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

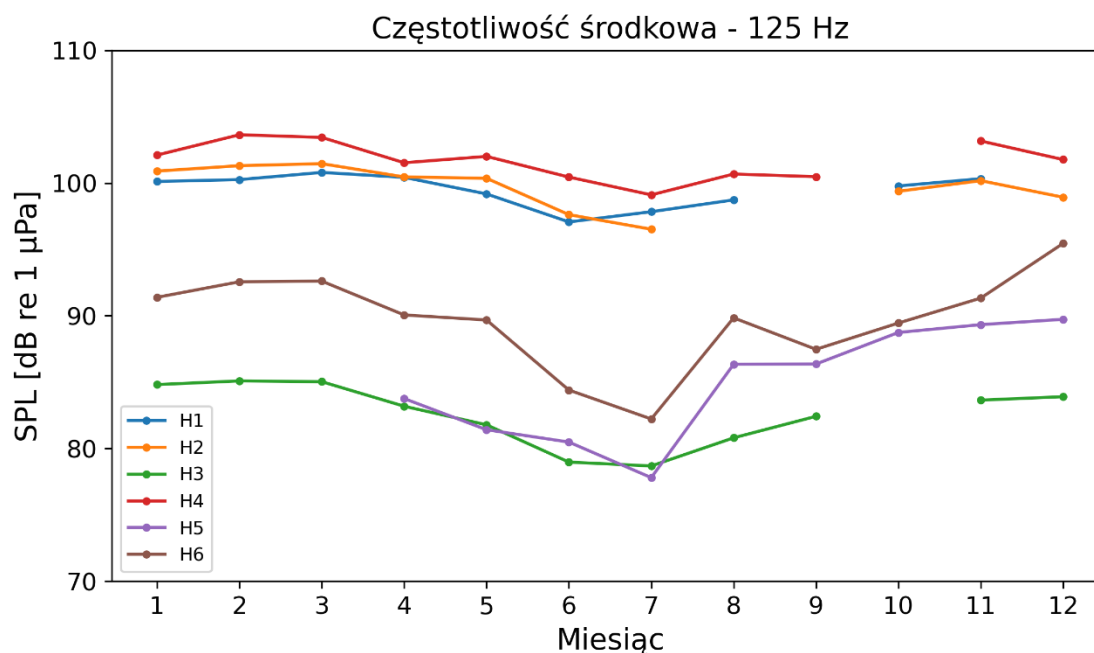
Dane z zarejestrowanym szumem podwodnym przetworzone zostały w celu wyodrębnienia zmian poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w odniesieniu do 1 μ Pa dla zakresów pasm częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. W przetwarzaniu ciągłych nagrań dźwięków podwodnych wykorzystano skrypt, 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

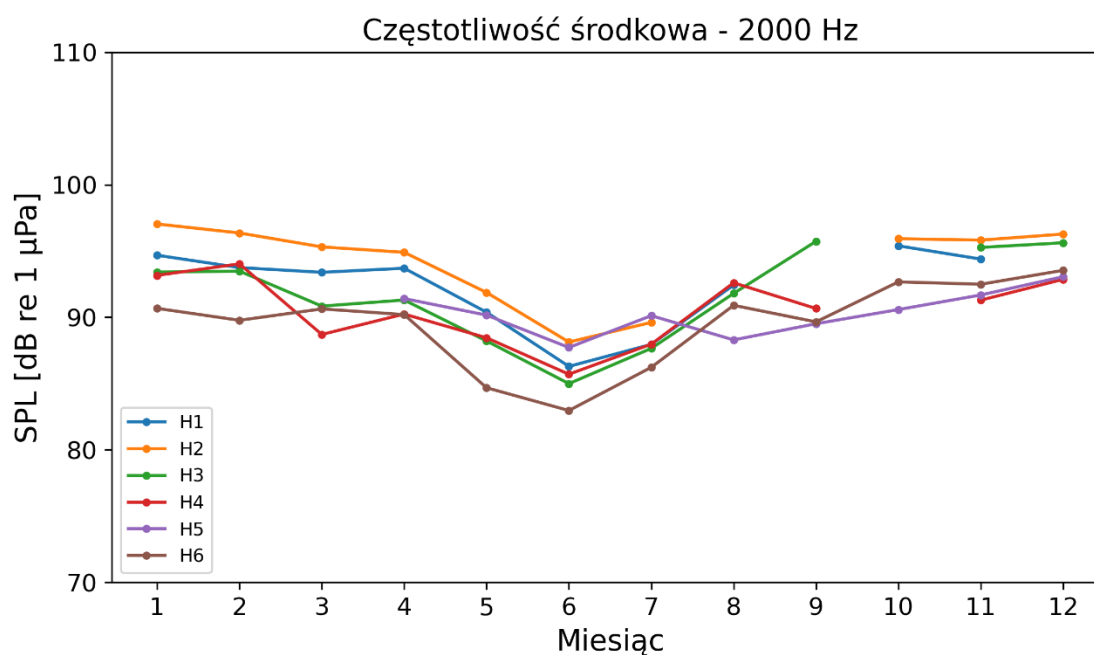
podwodnego w skali roku notowane są na trzech stacjach, tj. stacji nr 3, stacji nr 5 oraz stacji nr 6 a wyraźnie wyższe na stacjach nr 1, 2 i 4 (Rys. II.184., Rys. II.185.) W przypadku stacji z numerami 5 oraz 6, niskie wartości wynikać mogą z tłumienia fal akustycznych w obszarach płytkich, w tym wypadku na obu stacjach głębokości osiągają odpowiednio 12 m i 15 m (Tabela II.65). 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. Warto zauważyć, że w roku 2021 zmienność poziomu hałasu na stacjach 1 i 3, mimo różnych wartości SPL, ma podobny przebieg. Może to wynikać z miejsca (okolice torów wodnych) i dużej głębokości posadowienia obu stacji, przez co głównym źródłem hałasu podwodnego na tych stacjach jest ruch statków z jednoczesnym ograniczonym wpływem powierzchniowego naturalnego szumu morza. Najwyższe wartości SPL zanotowano w skali roku na stacji nr 4, zlokalizowanej w Basenie Gdańskim (Rys. II.183). 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 w większości stacji widoczne jest wypłaszczenie poziomu dźwięku, ustabilizowanego w skali roku na różnych poziomach zależnie od stacji pomiarowej (Rys. II.186.).



Rys. II.184. Rozkład czasowy w 2021 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy.



Rys. II.185. Rozkład czasowy w 2021 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy.



Rys. II.186. Rozkład czasowy w 2021 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

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 przedstawienie statystyk (percentyl dolny oraz górny, mediana) dotyczących poziomu hałasu podwodnego w 2021 na poszczególnych stacjach pomiarowych przedstawiony został poniżej (Tabela II.66 – Tabela II.71).

Tabela II.66. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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	96,0	81,3	116,6	100,1	89,6	117,1	94,7	87,1	101,4
II	95,7	82,3	115,9	100,3	92,0	117,1	93,8	85,4	101,4
III	96,9	83,7	116,7	100,8	92,2	117,4	93,4	84,9	102,2
IV	96,0	82,4	117,1	100,4	90,7	117,3	93,7	84,4	101,6
V	94,5	77,8	116,4	99,2	84,9	117,1	90,4	76,5	101,3
VI	93,2	74,5	115,9	97,1	79,9	116,1	86,3	71,8	98,8
VII	93,1	70,4	116,0	97,8	77,0	117,0	88,0	70,0	99,2
VIII	94,2	75,2	116,7	98,7	82,7	116,9	92,4	75,8	101,0
IX	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
X	96,5	81,8	116,9	99,8	88,9	116,5	95,4	86,3	102,4
XI	96,8	78,8	116,9	100,3	85,6	117,5	94,4	83,7	101,3
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.67. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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	98,8	84,2	117,3	100,9	90,0	118,4	97,0	85,3	105,2
II	99,0	85,1	116,8	101,3	91,0	118,4	96,4	84,8	105,7
III	99,1	83,6	118,0	101,5	90,4	119,0	95,3	83,3	105,3
IV	97,9	83,0	117,8	100,5	89,8	118,7	94,9	81,6	103,2
V	98,0	81,1	117,3	100,4	85,9	118,6	91,9	75,1	102,6
VI	96,9	79,5	115,8	97,6	80,8	116,2	88,1	69,7	100,3
VII	95,5	77,4	115,7	96,5	80,0	116,4	89,6	69,8	99,1
VIII	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
IX	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
X	97,6	83,5	115,2	99,4	89,7	115,6	95,9	85,5	103,6
XI	97,6	84,7	115,7	100,2	90,4	116,7	95,8	85,7	102,9
XII	96,4	85,0	115,2	98,9	90,0	115,7	96,3	87,4	103,4

b.d. – brak danych

Tabela II.68. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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	85,2	68,8	101,0	84,8	74,3	98,8	93,4	83,9	99,1
II	84,6	71,1	100,3	85,1	76,0	97,9	93,5	84,8	99,6
III	84,7	69,4	100,7	85,0	73,5	98,4	90,8	81,2	99,0
IV	83,5	67,4	100,7	83,2	72,1	97,4	91,3	80,4	97,5
V	83,6	65,2	100,9	81,8	67,7	96,8	88,2	72,9	96,9
VI	82,2	64,2	100,0	79,0	64,6	95,0	85,0	70,2	95,7
VII	81,3	62,5	99,6	78,7	64,0	97,0	87,7	71,1	95,7
VIII	82,2	64,8	98,9	80,8	66,8	96,7	91,8	75,1	99,1
IX	84,0	69,2	101,7	82,4	74,8	99,0	95,7	92,7	100,7
X	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XI	85,5	69,3	100,6	83,6	72,0	97,1	95,3	85,4	101,7
XII	84,8	70,7	100,9	83,9	73,9	97,2	95,6	87,1	101,7

b.d. – brak danych

Tabela II.69. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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	99,1	83,2	119,7	102,1	87,8	120,3	93,2	84,8	105,6
II	101,0	84,3	120,1	103,6	90,2	121,0	94,0	85,1	106,8
III	100,7	84,2	120,2	103,4	87,2	121,2	88,7	74,9	104,4
IV	98,6	80,9	119,8	101,5	85,4	120,3	90,2	78,2	105,2
V	99,7	88,0	119,3	102,0	87,6	120,1	88,5	74,4	105,3
VI	98,4	80,9	119,0	100,5	82,9	119,1	85,7	70,9	103,4
VII	97,4	79,5	118,7	99,1	82,0	118,7	88,0	73,9	104,6
VIII	98,8	80,6	119,2	100,7	82,4	119,3	92,6	78,4	106,4
IX	98,2	79,3	119,7	100,5	81,1	119,6	90,7	76,3	106,1
X	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XI	101,2	84,8	120,2	103,2	86,7	120,4	91,3	79,4	104,0
XII	100,0	85,8	120,2	101,8	88,9	120,4	92,9	84,3	103,6

b.d. – brak danych

Tabela II.70. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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	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	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
IV	79,1	61,0	112,1	83,8	70,3	116,1	91,4	81,1	109,4
V	74,8	59,4	109,6	81,4	65,2	113,2	90,2	74,7	109,1
VI	73,1	60,4	108,0	80,5	64,4	112,9	87,7	72,6	108,4
VII	78,0	62,6	107,6	77,8	66,9	108,6	90,1	78,3	108,6
VIII	86,2	72,0	112,3	86,3	72,5	114,7	88,3	78,0	106,1
IX	85,79	72,62	113,17	86,36	72,97	116,74	89,51	77,92	106,87
X	84,1	72,9	113,1	88,7	75,4	117,1	90,6	82,0	107,1
XI	86,4	73,2	114,7	89,3	76,4	118,8	91,7	82,7	108,2
XII	86,5	72,9	114,96	89,73	74,21	116,714	93,06	82,4	109,99

b.d. – brak danych

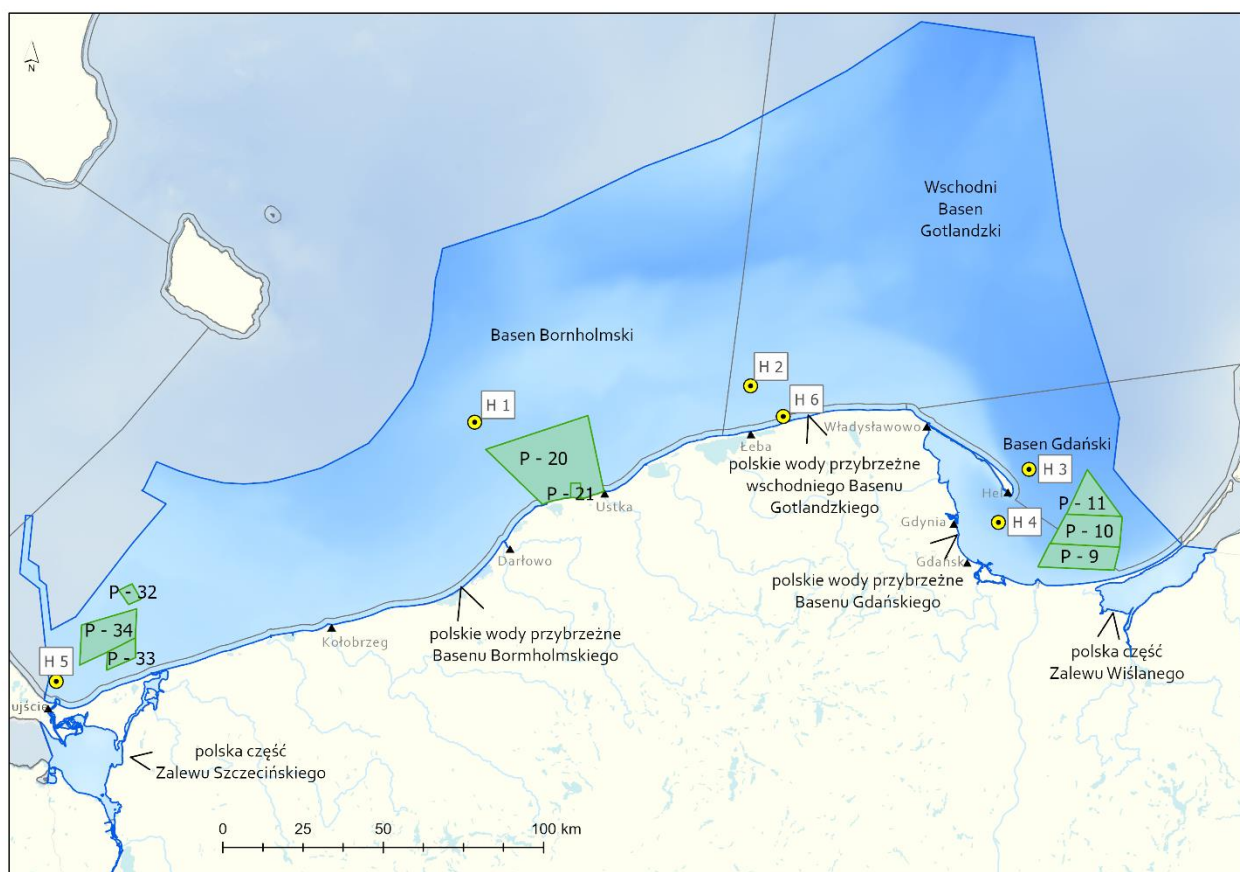
Tabela II.71. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, stacja nr 6 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	87,8	73,5	101,4	91,4	80,5	102,8	90,7	81,6	97,2
II	89,2	76,5	102,2	92,6	82,7	102,8	89,8	82,0	98,1
III	89,2	73,4	102,7	92,6	81,6	103,5	90,6	82,4	98,1
IV	87,3	73,6	100,9	90,1	79,0	101,8	90,2	79,7	98,9
V	86,7	68,7	102,7	89,7	74,1	103,4	84,7	70,7	93,8
VI	83,4	65,2	100,5	84,4	68,1	100,7	83,0	69,6	95,1
VII	80,0	65,3	97,0	82,2	67,9	98,3	86,2	71,2	96,8
VIII	87,7	74,0	100,9	89,8	76,6	102,8	90,9	81,0	100,0
IX	82,2	70,0	99,1	87,5	78,7	102,6	89,7	82,7	97,7
X	85,7	69,9	101,1	89,5	76,5	102,4	92,7	82,1	102,7
XI	88,0	74,6	102,9	91,3	81,5	104,3	92,5	84,6	101,2
XII	92,6	78,8	106,0	95,5	85,1	106,3	93,5	85,1	106,7

Dźwięki impulsowe

Cechą charakterystyczną fal dźwiękowych jest ich efektywne rozprzestrzenianie się w wodzie, sięgające nawet dziesiątek kilometrów od źródła dźwięku. W przypadku zwierząt morskich opierających się na podwodnych dźwiękach, posiadających w szczególności wrażliwy układ słuchowy, wystarczająco głośne dźwięki impulsowe mogą wpływać na ich zachowanie behawioralne (odstraszanie, zakłócenie), wpływać na ich układ słuchowy (tymczasowa lub trwała utrata słuchu) oraz prowadzić do obrażeń fizjologicznych, a w skrajnych przypadkach do śmierci. Jednym z głównych źródeł hałasu impulsowego są wywołane przez człowieka eksplozje ładunków wybuchowych.

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), które miały miejsce w latach 2012–2021 r. Działalność wojskowa w 2021 na poligonach morskich, polegała na przeprowadzaniu detonacji ładunków wybuchowych w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, w ramach: strzelania powietrze – woda i bombardowania, strzelania sytuacyjnego, kierowania ogniem, strzelania artyleryjskiego, zadań ogniowych broni podwodnej, wystrzeleni ładunków wydłużonych dużych, ćwiczeń oraz rzutów granatem bojowym. Dane dotyczące eksplozji 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.



Rys. II.187 Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2012–2021.

Przedstawione poniżej wyniki w formie wykresów słupkowych Rys. II.189. oraz Rys. II.190. zawierają informacje o poziomie źródła hałasu impulsowego w wodzie oraz o liczbie dni występowania dźwięków impulsowych, które przekroczyły dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej. Klasyfikację źródła hałasu

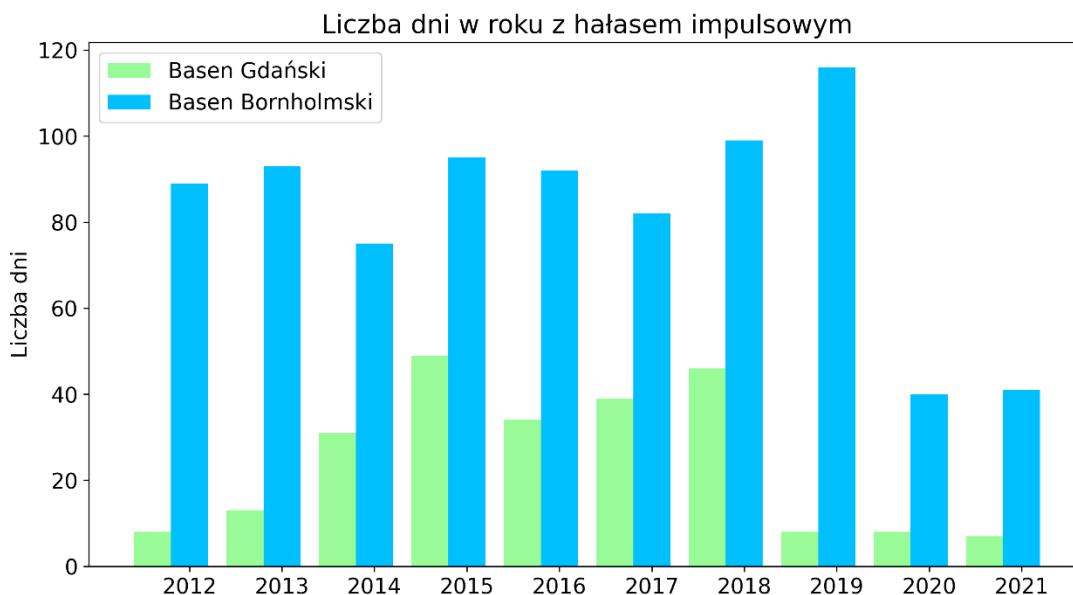
impulsowego oparto o pięciostopniową skalę siły eksplozji zgodnie z wytycznymi dotyczącymi monitorowania hałasu podwodnego w morzach europejskich (R.P.A. et al., 2014) (Tabela II.72). Dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej odnosi się do hałasu o natężeniu 210,3 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2 \text{ s}$, który wygenerowany zostaje w trakcie detonacji ładunku o wadze 8 g TNT.

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.187). W związku z powyższym niniejszy opis wyników dotyczy wyłącznie tych dwóch obszarów.

Tabela II.72. Zestawienie pięciu typów eksplozji, z podaniem poziomów energii wybuchu dla sprecyzowanych zakresów ilości ładunku TNT oraz uwzględnieniem zakresów poziomu źródła energii wytwarzanego przy danym typie eksplozji.

Typ eksplozji	Ilość ładunku [TNT]
Bardzo małe eksplozje	8 g - 210 g
Małe eksplozje	210 g - 2,1 kg
Średnie eksplozje	2,1-21 kg
Silne eksplozje	21-210 kg
Bardzo silne eksplozje	powyżej 210 kg

Z perspektywy wielolecia rok 2021 charakteryzował się niską, choć wyższą niż w 2020 roku liczbą dni z hałasem impulsowym wywołującym przemieszczenia fauny morskiej. W latach 2020 i 2021 wyraźnie widać zmniejszenie liczby dni z hałasem impulsowym w Basenie Bornholmskim, a w latach 2019, 2020 i 2021 w Basenie Gdańskim. (Rys. II.188)

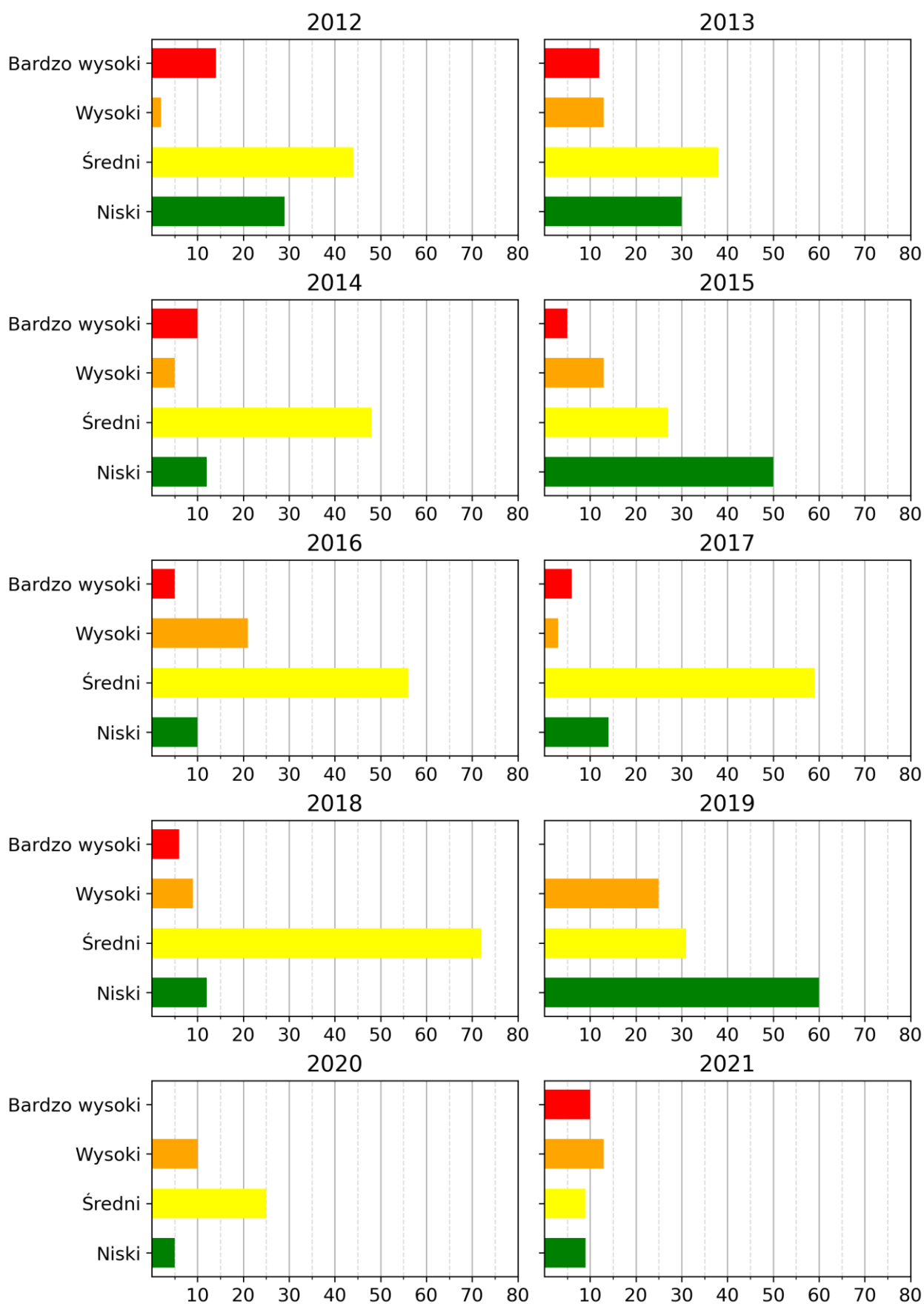


Rys. II.188. Liczba dni z hałasem impulsowym powodującym przemieszczenia fauny morskiej wywołane przez działalność wojskową w latach 2012 – 2021 w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim.

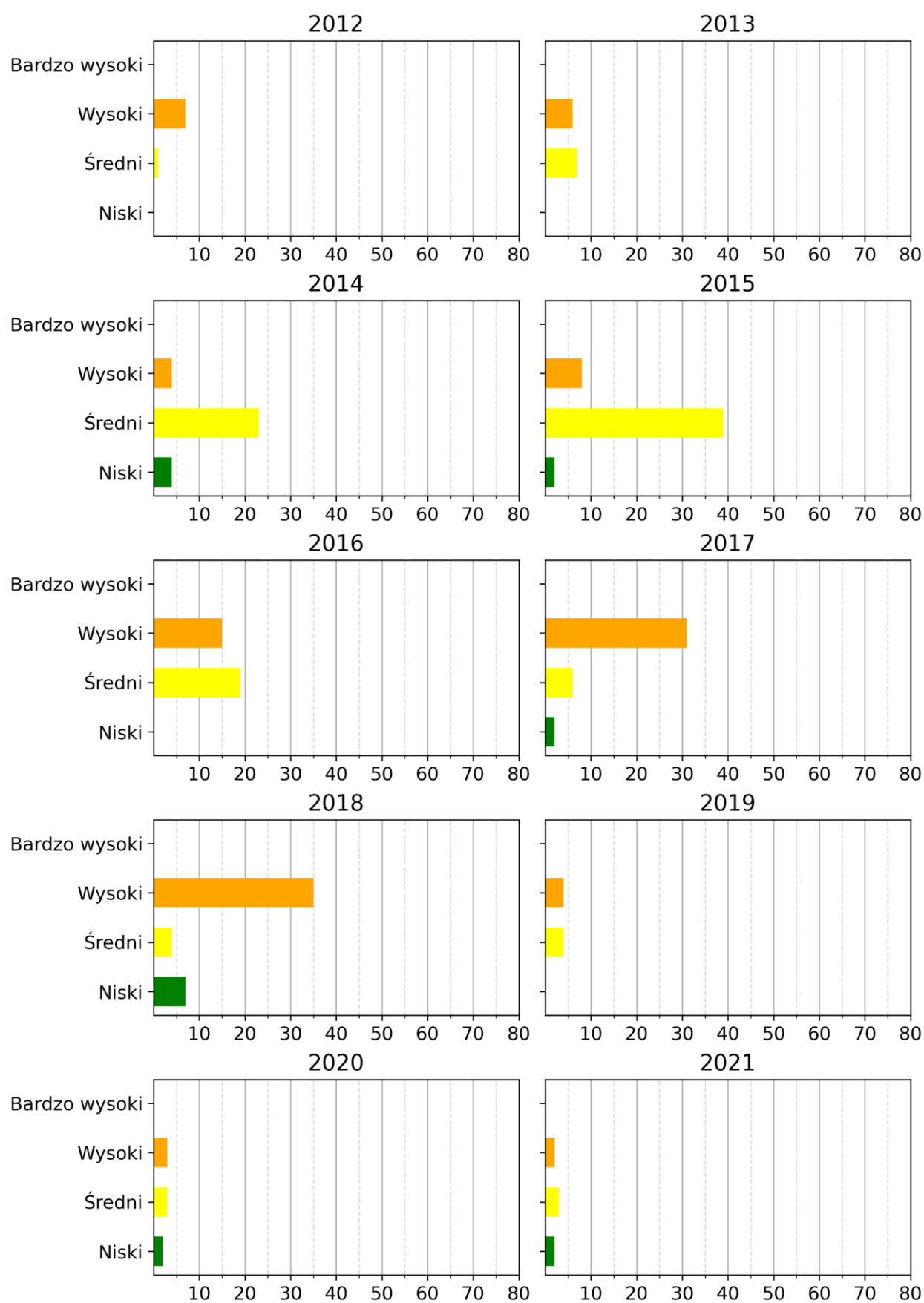
W Basenie Bornholmskim w 2021 roku odnotowano 9 dni występowania dźwięków impulsowych, wynikających z przeprowadzania małych eksplozji, dla których maksymalne ładunki wynosiły 2,1 kg TNT. Także 9 dni z hałasem

impulsowym spowodowanych było detonacjami ładunków w zakresie od 2,1–21 kg (średniej poziomy eksplozji), co stanowi najmniejszą liczbę w wieloleciu. Przez 13 dni występowały dźwięki wywołane eksplozjami poziomu wysokiego (21 kg – 210 kg) oraz więcej niż w ostatnich latach, tj. 10 dni eksplozji bardzo wysokiego poziomu, do których detonacji potrzeba ładunków powyżej 210 kg TNT (Rys. II.189.). Całkowita liczba dni występowania dźwięków impulsowych powodujących przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej w obszarze Basenu Bornholmskiego wyniosła 41 dni.

W Basenie Gdańskim było najmniej od 2012 roku dni z hałasem impulsowym – 7. Eksplozje niskiego poziomu obserwowane były przez 2 dni, średniego przez 3 dni a wysokiego przez 2 dni. Nie zanotowano obecności bardzo wysokich poziomów hałasu impulsowego, które wywoływane są przez największe ładunki (Rys. II.190.). Od 2019 roku liczba dni z hałasem impulsowym powodującym przemieszczanie osobników fauny morskiej w Basenie Gdańskim nie przekracza 10 dni
(Rys. II.190).

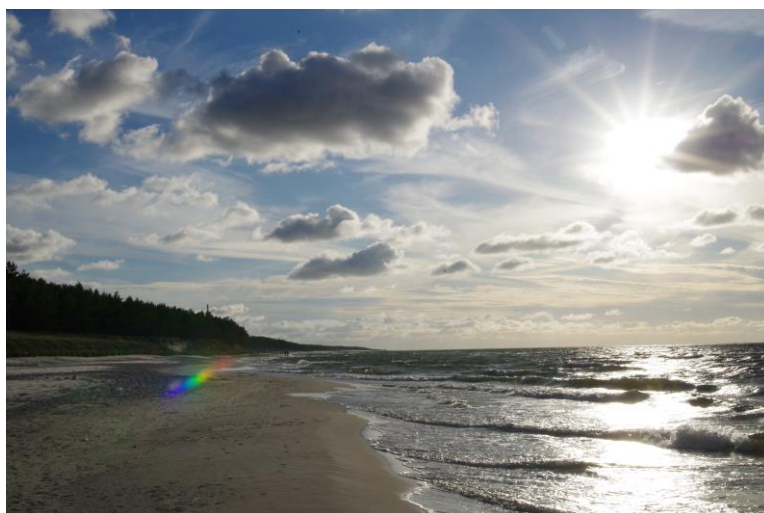


Rys. II.189. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2012 – 2021.



Rys. II.190. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2012 – 2021.

III. Podsumowanie



Monitoring polskich obszarów morskich prowadzony w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska realizowany jest zarówno w strefie przybrzeżnej, jak i w wodach otwartych. Ocena stanu środowiska części pełnomorskiej i przybrzeżnej polskich obszarów południowego Bałtyku w 2021 r. została przeprowadzona z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla poszczególnych cech. Dane uzyskane w 2021 r. w ramach realizacji aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich umożliwiły dokonanie oceny w zakresie dwóch cech stanu: D1 – bioróżnorodność oraz D6 – integralność dna morskiego oraz 4 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 cech D4 – łańcuchy troficzne (poza rejonem wód Basenu Gdańskiego) i D7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2021 r. na tle wielolecia 2011–2020. W przypadku cechy D11 – podwodny hałas i inne formy energii, którego monitoring został wdrożony w 2015 r. na zasadach pilotażowych, 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 2021 roku skontrolowano 120 stanowisk lęgowych bielika. W 106 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków. Spośród 92 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 49 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w 2021 roku 53,3%. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 35 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,54 młodego na gniazdo z sukcesem. Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2021 roku wyniosła 0,82.

Ptaki morskie

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich jest dedykowany przede wszystkim oszacowaniu liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim. Monitoringiem jest objętych również 5 gatunków dodatkowych, jak np. mewy, których występowanie nad morzem wiąże się przede wszystkim z połowami ryb. Wśród gatunków dodatkowych ujęty jest także perkoz dwuczuby, występujący przede wszystkim w zatokach przymorskich i na dużych jeziorach.

Zimą 2021 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 uhl. 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 wysokie wartości wskaźnika rozpowszechnienia, a jej udział wśród ptaków zaobserwowanych w pasie transektu osiągnął 2%.

Spośród liczniejszych gatunków z grupy podstawowych tylko alka wykazała umiarkowany spadkowy trend liczebności. Wynika to jednak z wyjątkowo wysokiej liczebności tego gatunku w drugim roku trwania monitoringu. Poza tym jednym sezonem, gatunek ten wykazuje niewielkie wahania wskaźnika liczebności. Po bardzo silnym wzroście liczebności markaczki w 2020 roku zaznaczył się spadek wskaźnika jej liczebności w roku 2021. Wyższe liczebności markaczki w ostatnich dwóch sezonach w porównaniu do wcześniejszych lat nie znalazły jeszcze odbicia w zmianie kategorii wieloletniego trendu na trend wzrostowy. Z jednej strony brak istotnego trendu spadkowego u lodówki, uhli i markaczki

może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji kaczek morskich zimującej na Bałtyku. Z drugiej strony jednak nie można wykluczyć, że obserwowane w ostatnich 11 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. W latach 2012 i 2019 odnotowano bardzo wysokie liczebności nurów czarnoszyich, jednak trend zmian liczebności tego gatunku pozostaje nieokreślony. Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych sensu lato w okresie 2011–2021 wyraźnie się zmniejszył i pozostaje na niższym poziomie niż w pierwszych czterech latach 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 przemieszczeniach 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.

Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2021 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach. Po jedenastu 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. Prawdopodobnie po silnym spadku jej liczebności w latach 2014–2016, mamy do czynienia w ostatnich sześciu latach ze wzrostem liczebności uhli zimujących w polskiej strefie Bałtyku. Jednak następujące po sobie spadek i wzrost liczby zaobserwowanych ptaków przełożyły się w perspektywie 11 lat trwania monitoringu na nieokreślony 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. Jedynie w latach 2020 i 2021 gatunek ten zaobserwowano w pasie wód przybrzeżnych pomiędzy Kołobrzegiem i Darłowem i są to stwierdzenia alki najbardziej wysunięte na zachód w okresie trwania MZPM.

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 89% ze wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas liczenia. Najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie 90% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (81%). Wynik na podobnym poziomie powtarza się w kolejnych latach 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

Indeks SI

W 2021 roku badania monitoringowe przeprowadzono w dziewięciu Jednolitych Częściach Wód przejściowych (Zalew Wiślany, Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska wewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Zalew Kamieński, Ujście Dziwny, Ujście Świny). Na podstawie danych uzyskanych z badań oszacowano wskaźnik SI, na podstawie którego określono stan i potencjał ekologiczny powyższych JCWP. Stan ekologiczny dla JCW o charakterze naturalnym (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska wewnętrzna, i Zalew Kamieński) został określony jako słaby, natomiast dla JCWP o charakterze silnie zmienionym (Zalew Wiślany, Ujście Wisły Przekop, Ujście Dziwny, Ujście Świny i Zalew Szczeciński) potencjał ekologiczny został określony jako umiarkowany. W przypadku wszystkich monitorowanych jednolitych części wód przejściowych określono stan na poniżej dobrego (subGES).

Indeks wielkich ryb otwartego morza LFI

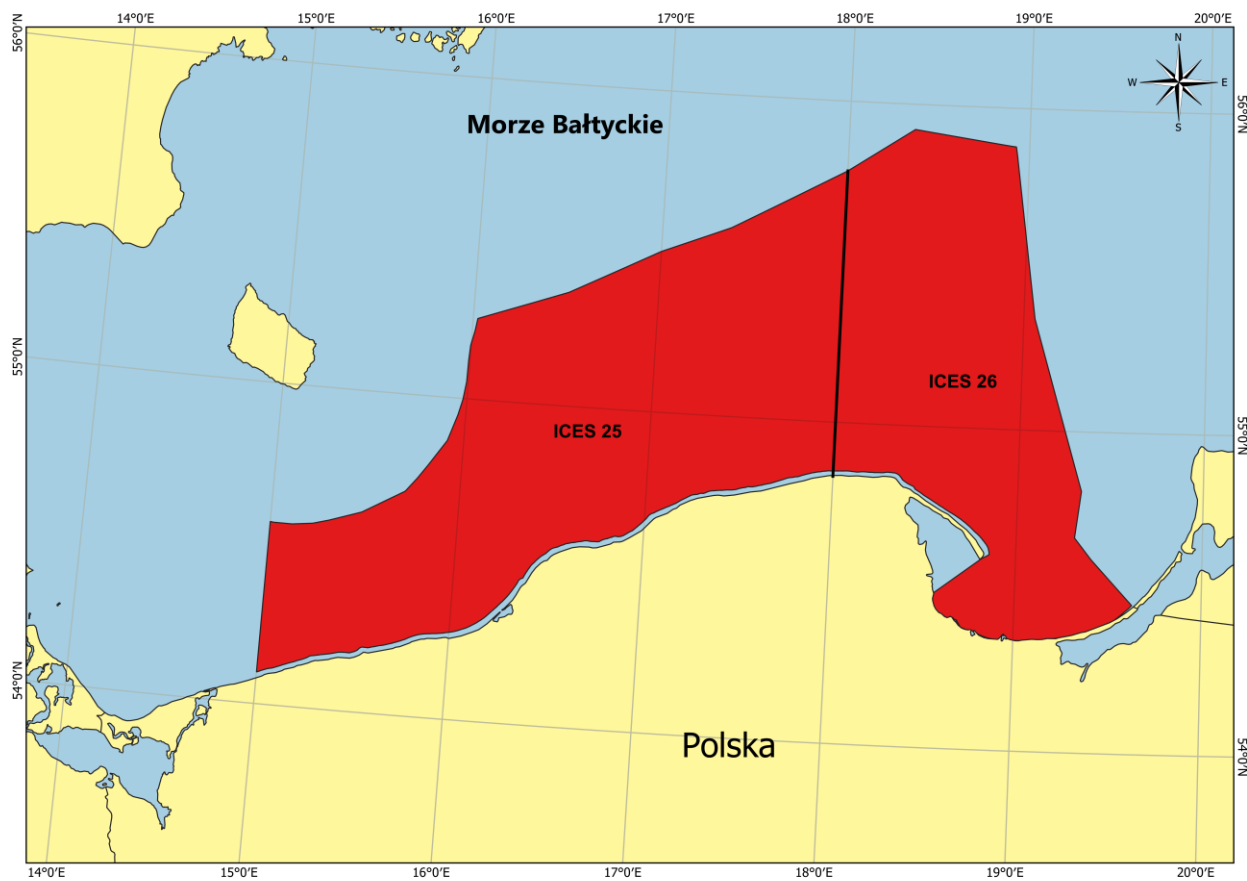
W podobszarze ICES 25 odnotowano znaczący spadek wskaźnika LFI w porównaniu z rokiem ubiegłym (odpowiednio 0,48 i 0,56). Jednakże z analizy danych wynika, że okres ostatnich 2 lat charakteryzuje się wyższą wartością wskaźnika, niż okres wcześniejszy (2016–2019). Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również zmalała i wynosi obecnie 0,14. 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 2021 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,48 i 0,80).

W podobszarze ICES 26 w roku 2021 wartość wskaźnika LFI (0,32) była zbliżona do wartości z roku poprzedniego. Po kilkuletnim okresie spadku wartości wskaźnika, w 2020 nastąpił jego wzrost i obecnie, w 2021, utrzymuje się na podobnym poziomie. Na tej podstawie możemy wnioskować, że w ciągu ostatnich 2 lat nastąpiło zwiększenie biomasy dużych dorszy w populacji, a co za tym idzie polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza nieznacznie wzrosła i wynosi obecnie 0,08. Można więc wnioskować, że biomasa dużych storni większych niż 30 cm jest wyższa niż w roku 2020. Obserwując zmiany w okresie wieloletnim można stwierdzić, że jest to biomasa stosunkowo niska. Uzyskana w 2021 r. wartość LFI jest niska w stosunku do wartości progowej (odpowiednio: 0,32 i 0,70).

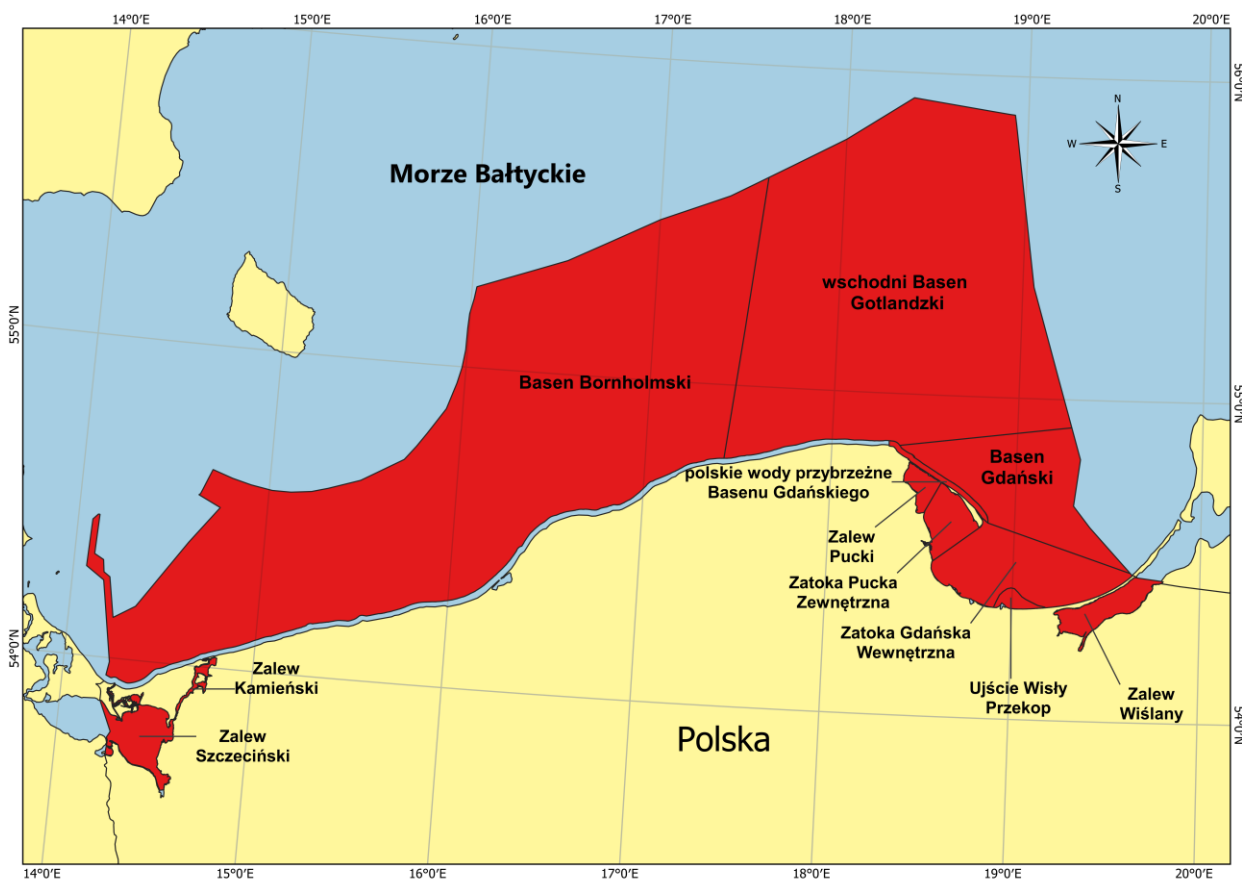
Ocena ryb w oparciu o wskaźnik LFI wskazuje na stan poniżej dobrego (subGES) we wszystkich ocenianych obszarach ICES (Tabela III.1, Rys. III.1). W celu możliwości zaprezentowania wyników oceny wskaźnika LFI 1 razem z wynikami wskaźnika SI w ramach cechy D1 oraz z pozostałymi cechami w Tabeli III.2 wyniki oceny obszarów ICES przeniesiono do akwenów HELCOM. Zagregowana ocena ryb w oparciu o indeksy SI oraz LFI wskazywały na stan poniżej dobrego we wszystkich ocenianych obszarach (Rys. III.2).

Tabela III.1. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2021 roku.

Podobszar ICES	Indeks LFI 1
Otwarte morze - część wschodnia (ICES 26)	subGES
Otwarte morze - część zachodnia (ICES 25)	subGES



Rys. III.1. Ocena wskaźnika LFI 1 w obszarach ICES w 2021 roku.



Rys. III.2. Stan środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny - cecha D1 - w 2021 r.

Siedliska pelagiczne

Fitoplankton

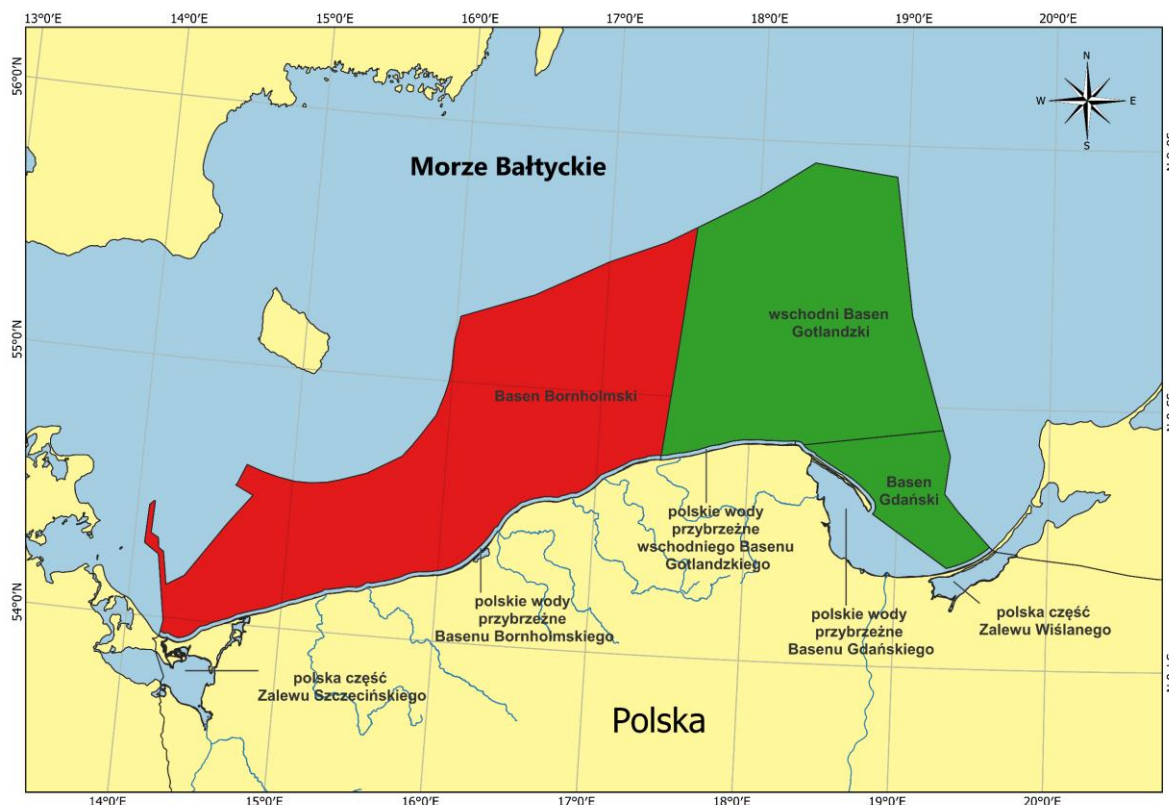
Ocena stanu siedlisk pelagicznych w zakresie uwzględniającym zmienność składu fitoplanktonu w oparciu o wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicy” nie była możliwa do przeprowadzenia, gdyż w 2021 roku nie zaobserwowano odpowiednio wysokiej biomasy bruzdnicy i okrzemek w miesiącach II-V.

Chlorofil a

Zgodnie z oceną eutrofizacji chlorofila a wskazywał na stan poniżej dobrego (subGES) we wszystkich ocenianych akwenach.

Zooplankton

Ocena siedlisk pelagicznych w zakresie zooplanktonu została przeprowadzona dla wszystkich obszarów 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). Jedynie w rejonie stacji z wód Basenu Bornholmskiego wskaźnik nie osiągnął wartości GES (Rys. III.3).

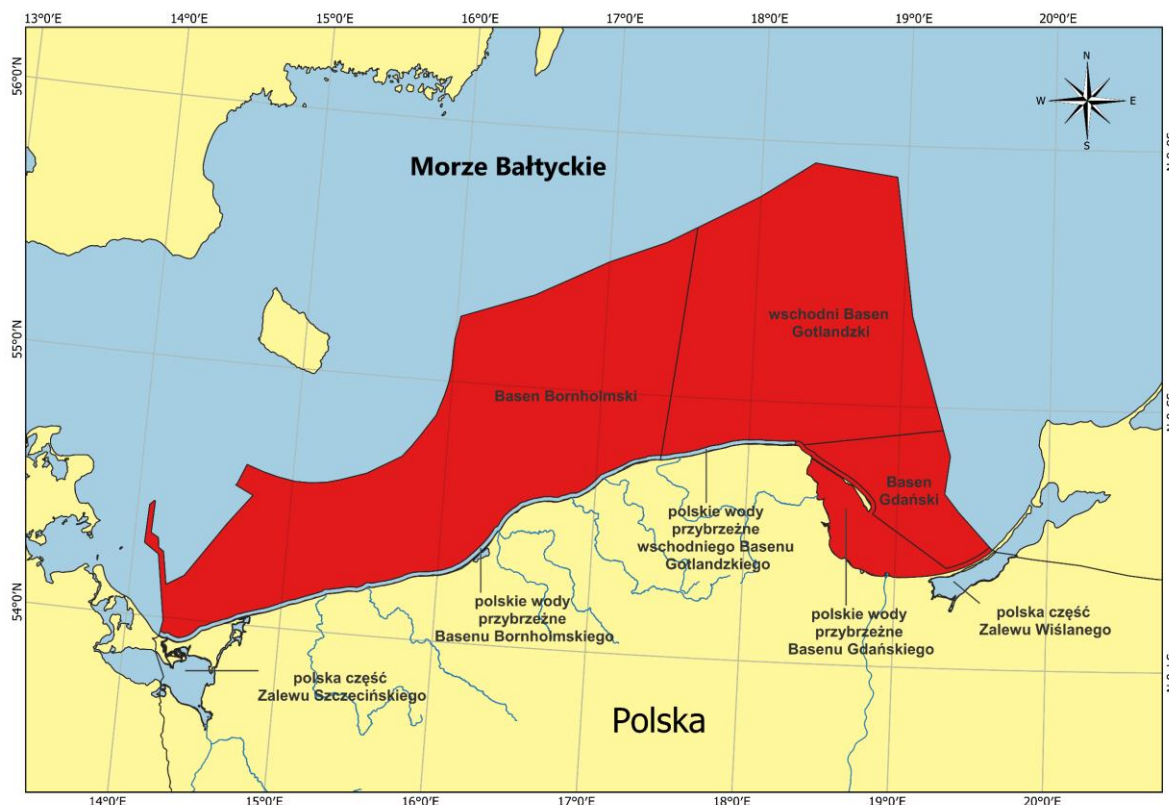


Rys. III.3. Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu - cecha D1 - w 2021 r.

Siedliska bentosowe

Makrozoobentos

Zmienność stanu makrozoobentosu w 2021 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 oraz na stacji M3 z wód Basenu Bornholmskiego. Pomimo tych negatywnych obserwacji, na uwagę zasługuje fakt osiągnięcia dobrego stanu makrozoobentosu w przeważającej liczbie monitorowanych stanowisk z obszaru wód Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego, co ostatecznie nie przełożyło się jednak na poprawę stanu w w/w akwenach. W 2021 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 oraz wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach miał wpływ braku makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych (poza rejonem Rynny Słupskiej), co w przypadku obszarów otwartego morza przyczyniło się do nieosiągnięcia stanu odpowiedniego (GES) wg RDSM. (Rys. III.4).



Rys. III.4. Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu - w 2021 roku.

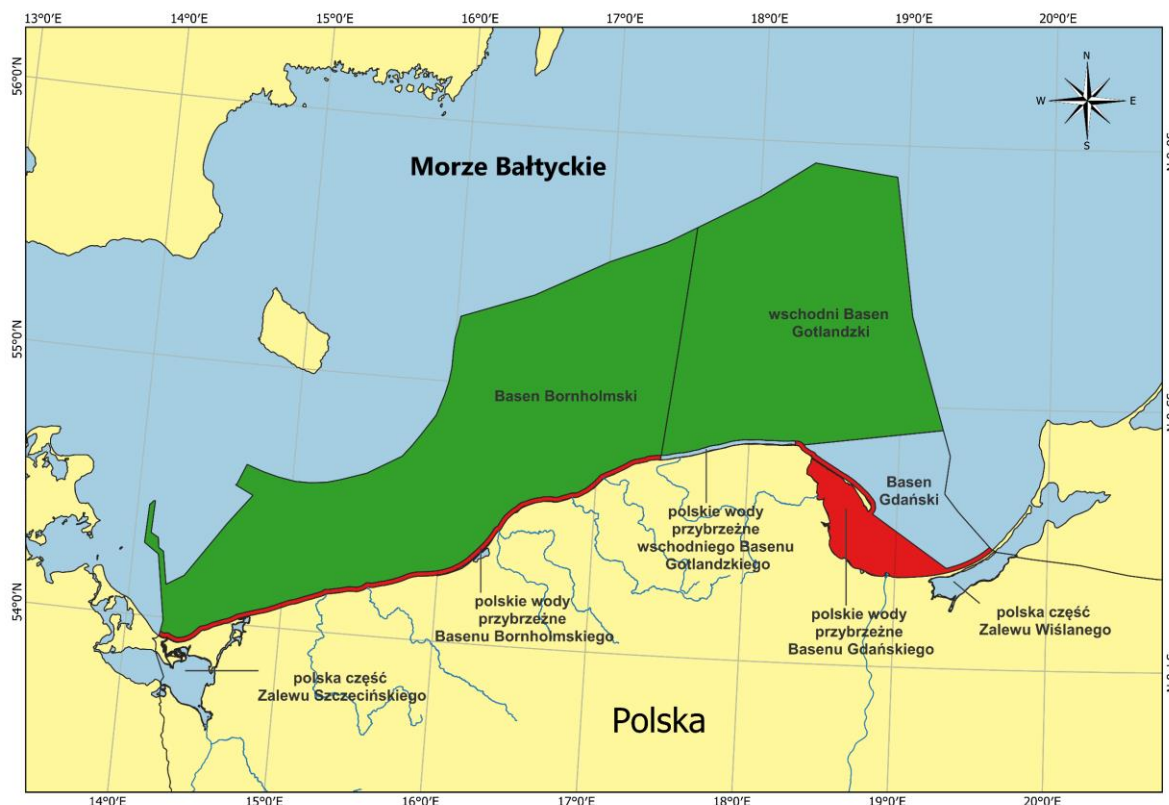
Makrofitobentos

W roku 2021 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 2021 pobrano również próbki makrofity w obrębie JCWP Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej, gdzie stan określono jako zły (subGES). Stan makrofity określano na podstawie wskaźnika SM_i , wartości którego wszystkich analizowanych akwenach z wyłączeniem polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wskazywały stan 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_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 makrofity w rejonie POM. Na potrzeby niniejszego opracowania w celu integracji uśredniono wyniki wskaźników w ramach akwenów.

W 2021 roku stwierdzono pogorszenie zintegrowanej oceny stanu środowiska morskiego (GES) w przypadku cechy D6 do głębokości 20 metrów w akwenach polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, w których stan GES nie został osiągnięty (Tabela II.46, Rys. III.5).



Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych - cecha D6 - w 2021 r.

Cechy presji

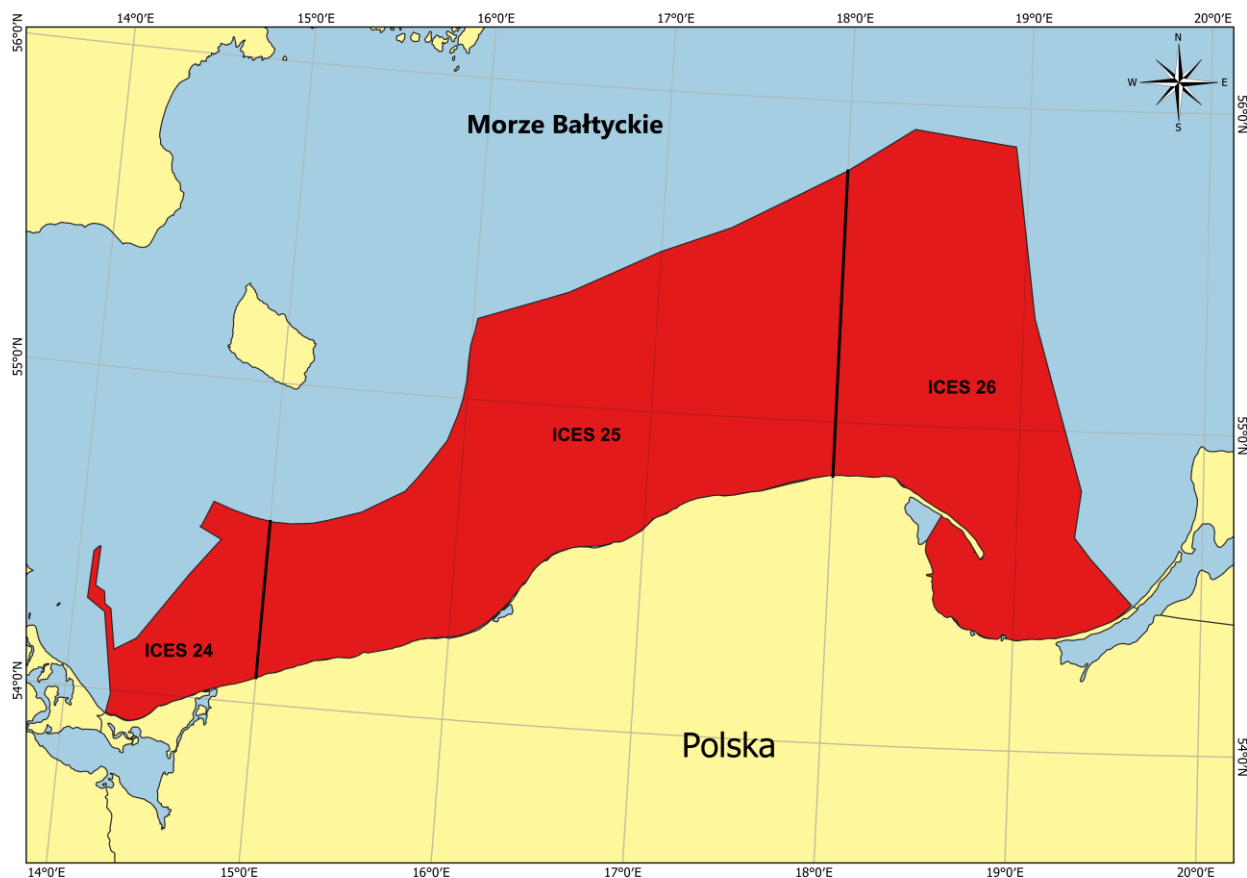
Gatunki obce

W danych monitoringowych z 2021 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 2021 roku.

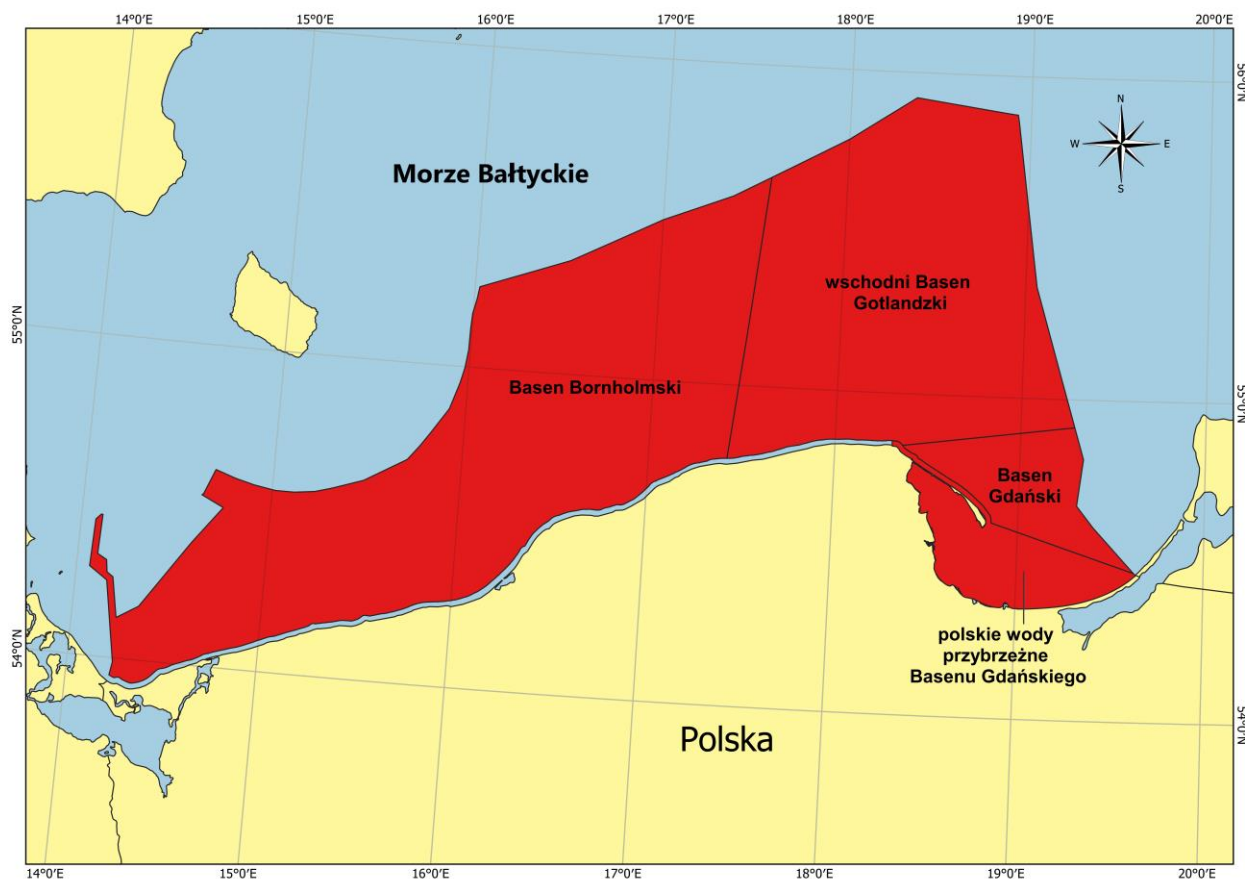
Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców

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 2019-2020.

Ocenę GES za 2021 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. Żadne z analizowanych stad nie osiągnęło GES wg kryterium śmiertelności połowowej. 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. Ostateczna ocena cechy D3 wskazuje na stan subGES we wszystkich obszarach oceny ICES (Rys. III.6). W celu możliwości zaprezentowania wyników oceny cechy D3 z pozostałymi cechami w Tabeli III.2 przeniesiono wyniki oceny z obszarów ICES do polskich części akwenów HELCOM. (Rys. III.7).



Rys. III.6. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach ICES – cecha D3 – w 2021 r.

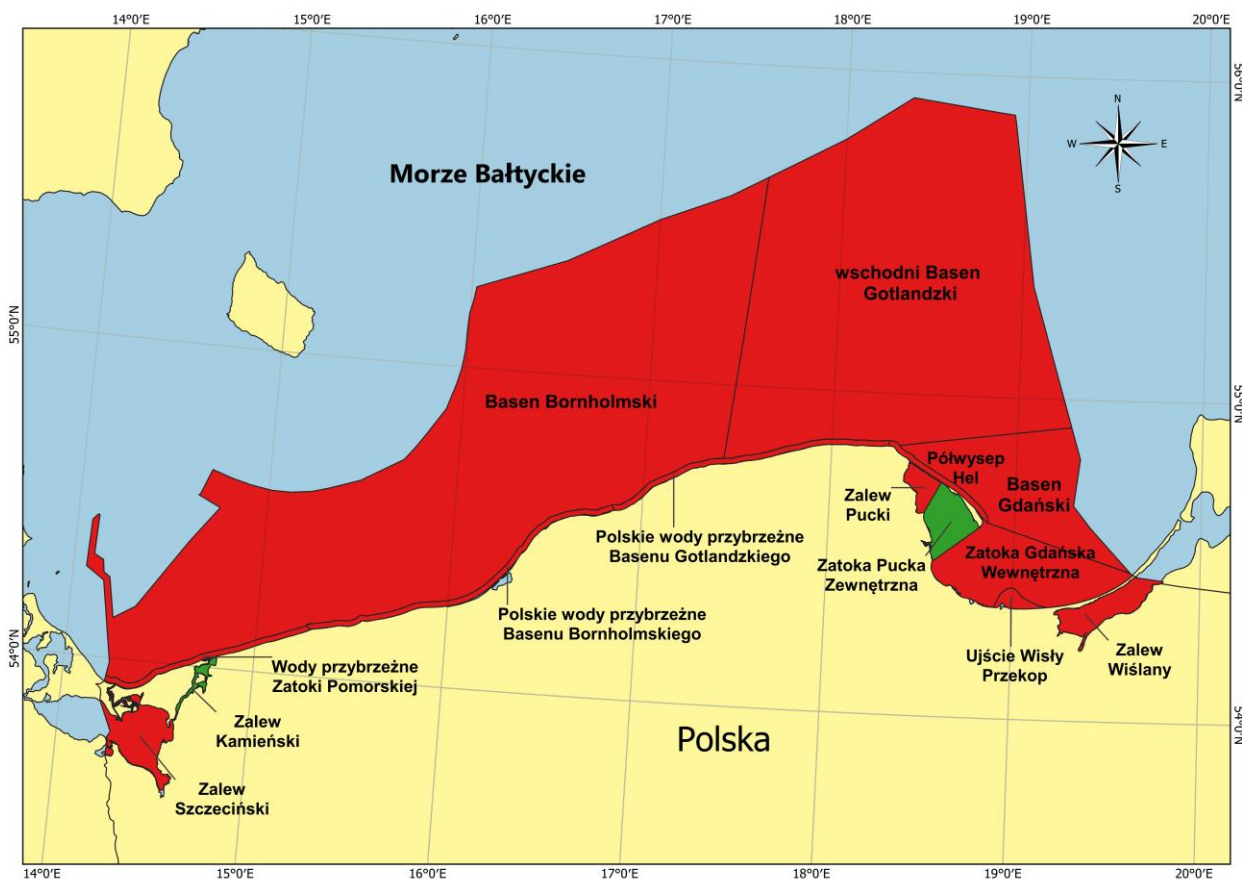


Rys. III.7. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach HELCOM- cecha D3 - w 2021 r.

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 biogennych.

W wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich, tj. w Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim oraz we wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych poza Zalewem Kamieńskim oraz Zatoką Pucką Zewnętrzną sumaryczna ocena eutrofizacji, integrująca dane charakteryzujące poszczególne wskaźniki zgodnie z metodyką oceny cechy D5 w ramach RDSM, przyniosła w 2021 r. wynik negatywny – subGES (Rys. III.8). Na taki stan złożyły się przede wszystkim bardzo złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach, nadmierne zakwity fitoplanktonu, co przełożyło się na przekroczenie wartości granicznej dla koncentracji chlorofilu i przezroczystości a także wartości wskaźnika makrozoobentosu, szczególnie w Basenie Gdańskim. Również stężenia fosforu (DIP) oraz azotu (DIN oraz TN), zarówno sezonowe jak i roczne, nie spełniały kryteriów dla dobrego stanu.



Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji - cecha D5 - w 2021 r.

Substancje niebezpieczne

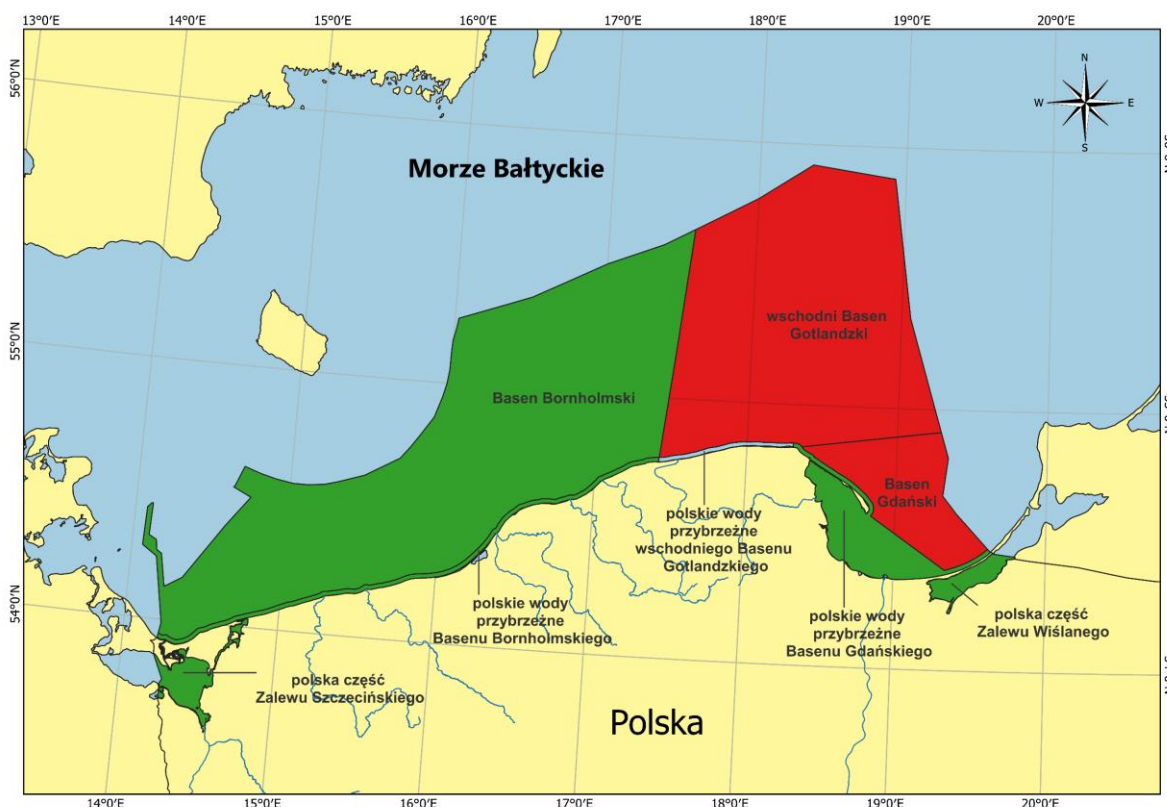
W 2021 roku stan środowiska południowego Bałtyku w zakresie cechy D8 (stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia) został oceniony na podstawie stężeń metali ciężkich: Cd, Pb, Hg w rybach, małżach i roślinach w pięciu z sześciu akwenów rekomendowanych przez Strategię Monitoringu i Oceny HELCOM obszarach: 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 w obszarach jednolitych części wód realizowanych przez Regionalne Wydziały Monitoringu Środowiska celem uzyskania pełnej oceny w polskich wodach przybrzeżnych wszystkich basenów.

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 różnych matrycach, 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 makrofytobentosowych 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 2021 roku, stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu - ^{137}Cs uznano za nieodpowiedni w rejonach wschodniego Basenu Gotlandzkiego na podstawie stężeń obserwowanych w wodzie morskiej i Basenu Gdańskiego na podstawie danych dla wody (Rys. III.9). Stan środowiska Basenu Bornholmskiego określony na podstawie poziomu ^{137}Cs w wodzie morskiej został określony jako dobry, podobnie jak stan pozostałych obszarów: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego na danych dla wody i roślin, polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla roślin oraz Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego na podstawie stężeń ^{137}Cs w okoniach.

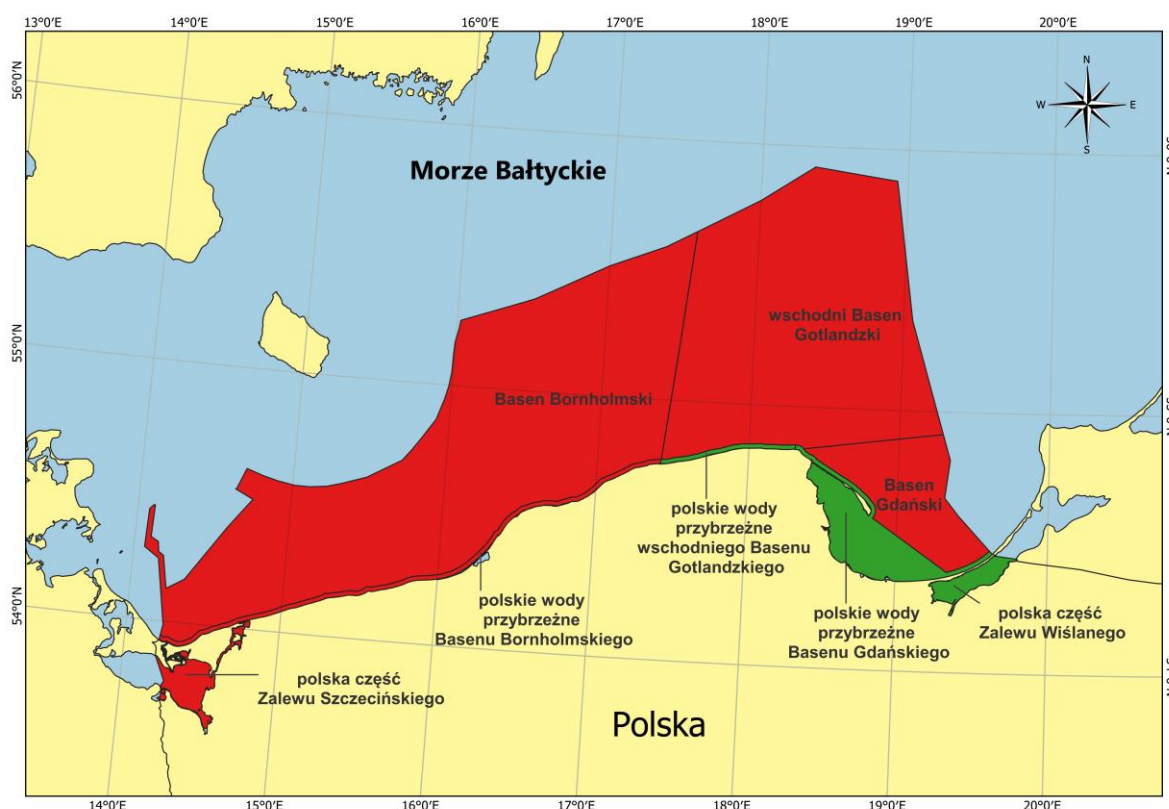


Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs - cecha D8 - w 2021 r.

W 2021 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.10). We wschodnim Basenie Gotlandzkim stężenia trzech metali w śledziu przekroczyły wartości progowe, a zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,81. Stan środowiska Basenu Bornholmskiego został określony na podstawie danych dotyczących stężeń metali w tkankach śledzia i storni oraz roślin makrofytobentosowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,52. Stężenia przekraczające wartości progowe zidentyfikowano w przypadku Hg i Pb w mięśniach storni, natomiast w przypadku śledzia stężenia wszystkich metali pozostawały powyżej wartości progowej. W Basenie Bornholmskim stężenia wszystkich metali w roślinach pozostawały na poziomach wskazujących na dobry stan środowiska. W Basenie Gdańskim tylko stężenia Cd w storni pozostawały poniżej wartości progowej, a współczynnik skażenia bazujący na wszystkich danych wyniósł 1,91 ze względu na przekroczenia wartości progowych w przypadku stężeń Hg i Pb w rybach.

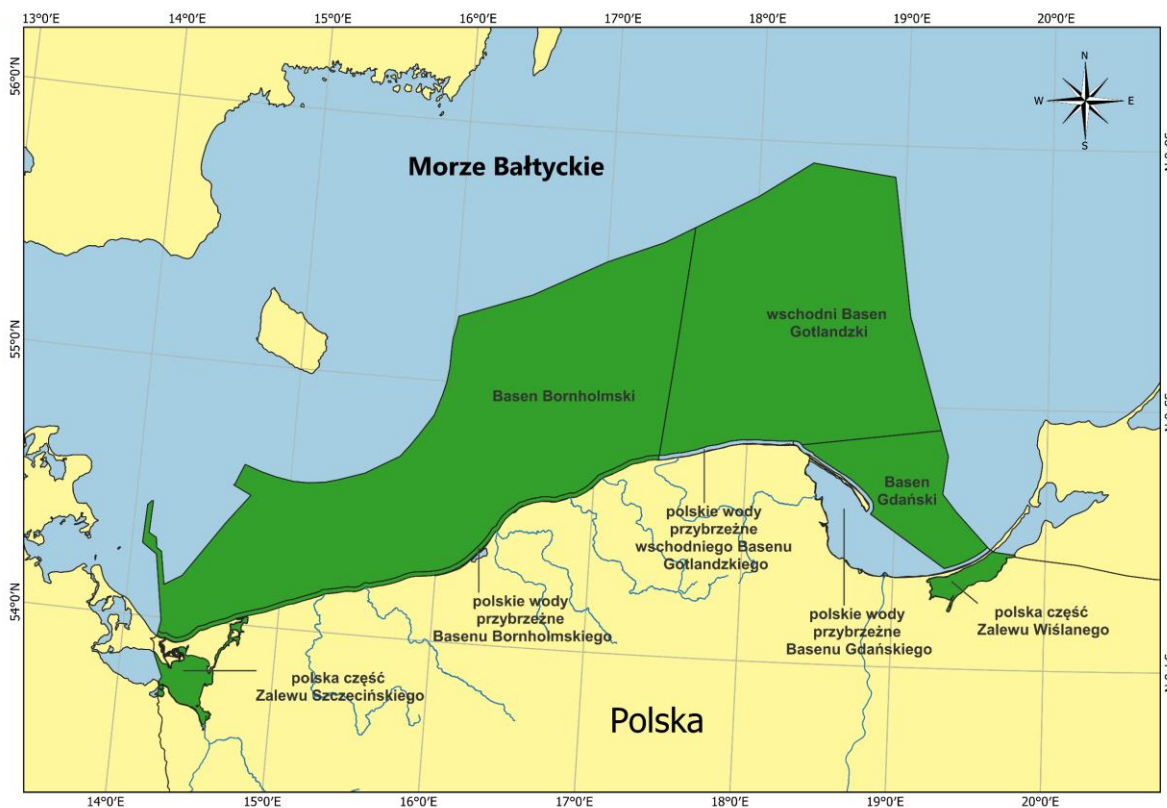
W przypadku obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ocena stanu środowiska bazowała na stężeniach metali w organizmach omułka jadalnego, roślinach makrofitobentosowych i wodzie morskiej. Stężenia metali w omułku pozostawały poniżej wartości progowych, podobnie jak w przypadku roślin makrofitobentosowych oraz rtęci w wodzie morskiej. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,42 wskazując na dobry stan środowiska tego obszaru w zakresie metali ciężkich. Ocena stanu polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego bazowała tylko na stężeniach Hg w wodzie morskiej, które wskazują na dobry stan środowiska ($WS = 0.15$). Ocenę stanu środowiska polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie stężeń metali ciężkich w stornii, dla której żaden z trzech elementów (Pb, Cd, Hg) nie spełniał warunków dobrego stanu ($WS > 3$) i w roślinach makrofitobentosowych, w przypadku których stężenia wszystkich metali wskazują na dobry stan środowiska. Ocenę uzupełniono o wartości stężeń: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn i Hg w wodzie morskiej. Tylko w przypadku Hg, jej stężenia przekraczały wartość progową. Ostatecznie zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,16 wskazując na nieosiągnięcie dobrego stanu.

W przypadku Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego, ocenę w 2021 roku przeprowadzono na podstawie wyników badań metali ciężkich w okoniach, osadach dennych i wodzie. Zintegrowany współczynnik skażenia w Zalewie Szczecińskim wyniósł 1,52 ze względu na przekroczenia wartości granicznych w przypadku Cd, Hg i Cu w osadach oraz rtęci i ołowiu w okoniach. Dodatkowo spośród uwzględnionych metali Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn i Hg, których stężenia analizowano w wodzie morskiej, w przypadku rtęci odnotowano przekroczenie wartości granicznej. W Zalewie Wiślanym, warunków dobrego stanu nie spełniały stężenia rtęci w rybach i osadach, podczas gdy stężenia Hg w wodzie morskiej były poniżej wartości progowej. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,85 wskazując na dobry stan środowiska.



Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2021 r.

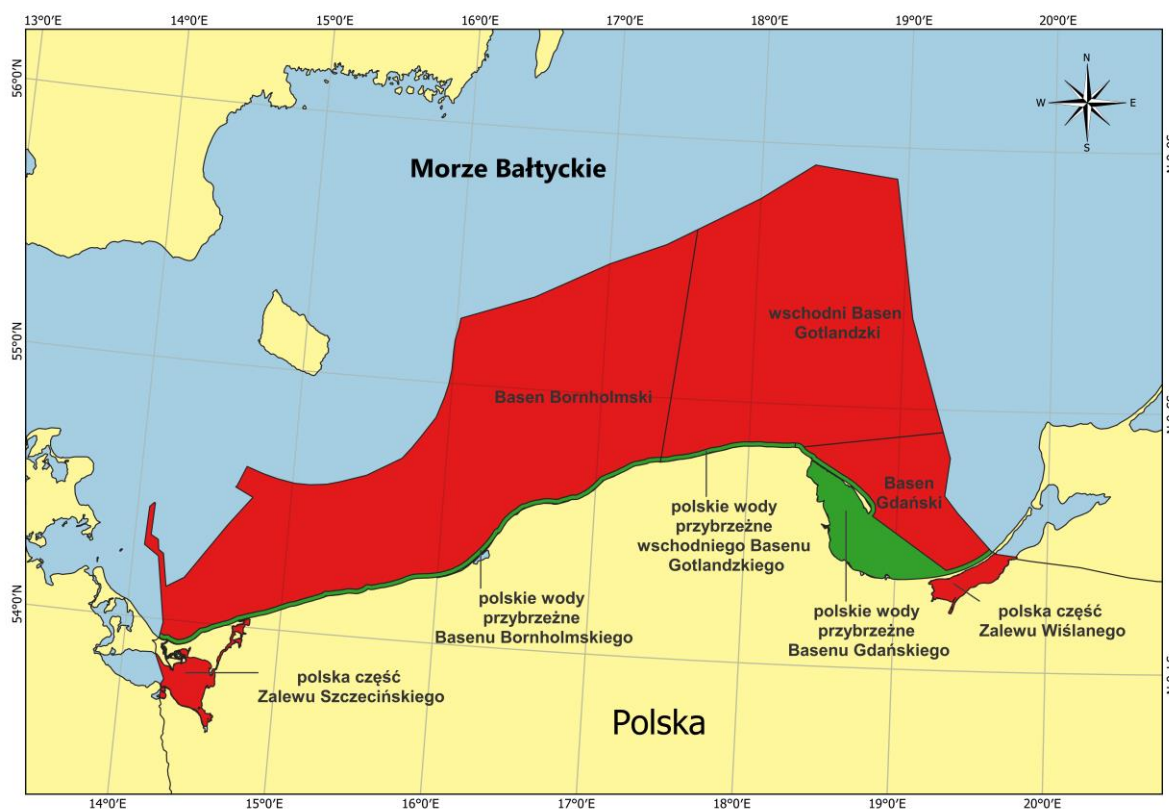
W 2021 roku, podobnie jak w roku poprzednim, dobry stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich w rybach przeznaczonych do konsumpcji (przeprowadzony w ramach cechy D9) został osiągnięty we wszystkich obszarach oceny, w których odłowiono ryby tj. we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim (Rys. III.11).



Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2021 r.

Ocenę stanu poszczególnych obszarów w ramach cechy D8, w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi przeprowadzono z uwzględnieniem całej listy związków organicznych oznaczanych w odpowiednich matrycach. Stan środowiska basenów w obszarach wód otwartych i polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oceniono na podstawie analiz związków: bromoorganicznych (polibromowanych defenyloteterów – suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu – HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu – HCH, heksachlorocyklobenzenu – HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB 118, tributylcyny – 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 oraz stornia w Basenie Gdańskim i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. Stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego został oceniony na podstawie wyników uzyskanych dla omułka, 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 ocenie wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wykorzystano stężenia diklofenaku i alfa etynyloestradolu w wodzie morskiej. Dodatkowo ocenę trzech basenów obszarów przybrzeżnych i dwóch zalewów uzupełniono danymi w zakresie poziomów wybranych substancji w wodzie morskiej: w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego: PBDE, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego o Bornholmskiego: PBDE, WWA i oktylofenole, w Zalewie Wiślanym PDBE i WWA oraz w Zalewie Szczecińskim PBDE i PFOS.

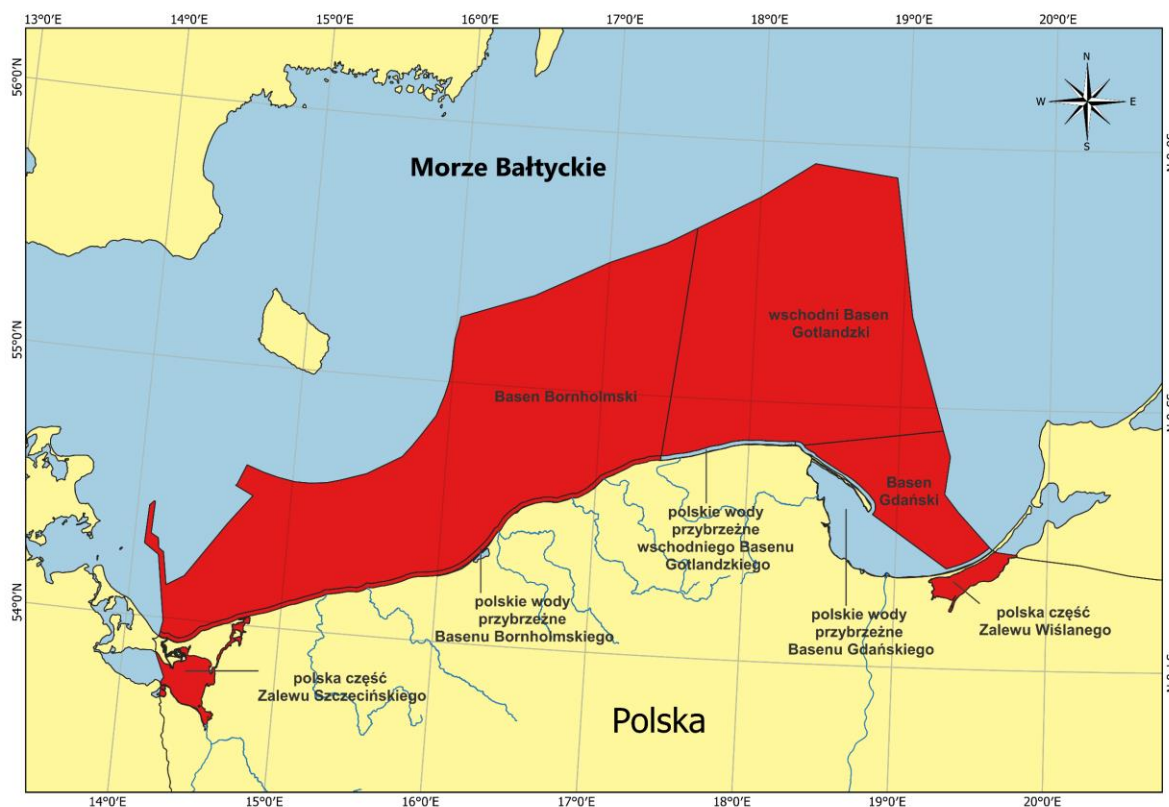
W basenach morza otwartego stan środowiska w zakresie skażenia trwałymi związkami organicznymi uznano za nieodpowiedni (Rys. III.12), podobnie jak w roku poprzednim. Taki stan wynika ze znacznie podwyższonych stężeń PBDE w organizmach ryb w stosunku do wartości progowej wyznaczającej granicę dobrego stanu dla sumy sześciu kongenerów PBDE, która została określona w Dyrektywie 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych. Wartość ta jest bardzo restrykcyjna i wynosi $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. Współczynniki skażenia dla tego wskaźnika były bardzo wysokie na poziomie 21 we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 25 w przypadku śledzia i 13 w przypadku storni w Basenie Bornholmskim. W Basenie Gdańskim współczynnik skażenia osiągnął wartość 17. W przypadku pozostałych związków organicznych stężenia pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu. Ostatecznie zagregowane współczynniki skażenia, uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, wyniosły 1,86 we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 1,76 w Basenie Bornholmskim i 1,74 w Basenie Gdańskim wskazując na nieodpowiedni stan środowiska. Zintegrowane współczynniki skażenia w polskich wodach przybrzeżnych basenów: wschodniego Gotlandzkiego, Bornholmskiego i Gdańskiego były poniżej 1, pomimo tego, że w przypadku dwóch ostatnich uwzględniono również poziomy PBDE w organizmach, co wskazuje na dobry stan środowiska tych obszarów. Obszary Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego oceniono na podstawie analiz TZO przeprowadzonych w mięśniach okonia, osadach dennych oraz wodzie. Podobnie, jak w przypadku innych obszarów oceny podwyższone w stosunku do wartości progowej stężenia PBDE uniemożliwiły osiągnięcie dobrego stanu. Poza tym przekroczenia wartości progowych odnotowano w przypadku indeno[1,2,3-c,d]pirenu, benzo[g,h,i]peryleny i TBT w osadach dennych Zalewu Szczecińskiego oraz benzo(a)pirenu i benzo(g,h,i)peryleny w wodach Zalewu Wiślanego, co znalazło odzwierciedlenie w wartościach zintegrowanych współczynników skażenia, które wyniosły odpowiednio 3,47 w Zalewie Szczecińskim i 1,17 w Zalewie Wiślanym.



Rys. III.12. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2021 r.

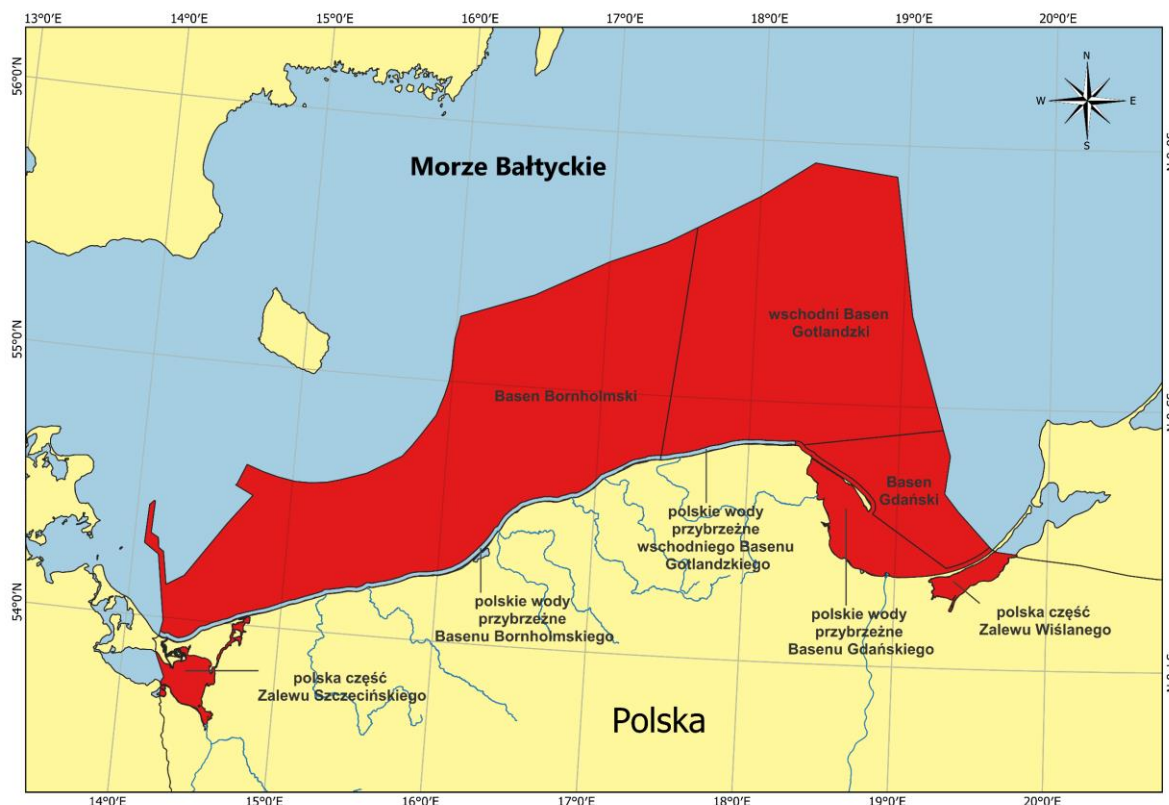
W 2021 roku, ocenę stanu środowiska dla TZO w zakresie cechy D9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie analiz związków bromoorganicznych

(polibromowanych difenyloeterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu - HCH i sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli - CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180) w mięśniach ryb. Również i w tym przypadku, z powodu zaostrzenia 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 we wszystkich obszarach objętych tymi wskaźnikami: Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym (Rys. III.13).



Rys. III.13. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2021 r.

W 2021 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.14). Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z obszarów. W 2021 roku przeprowadzono również badania krwi okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Wyniki uzyskane w obydwu akwenach również wskazują na stan nieodpowiedni (Rys. III.14).

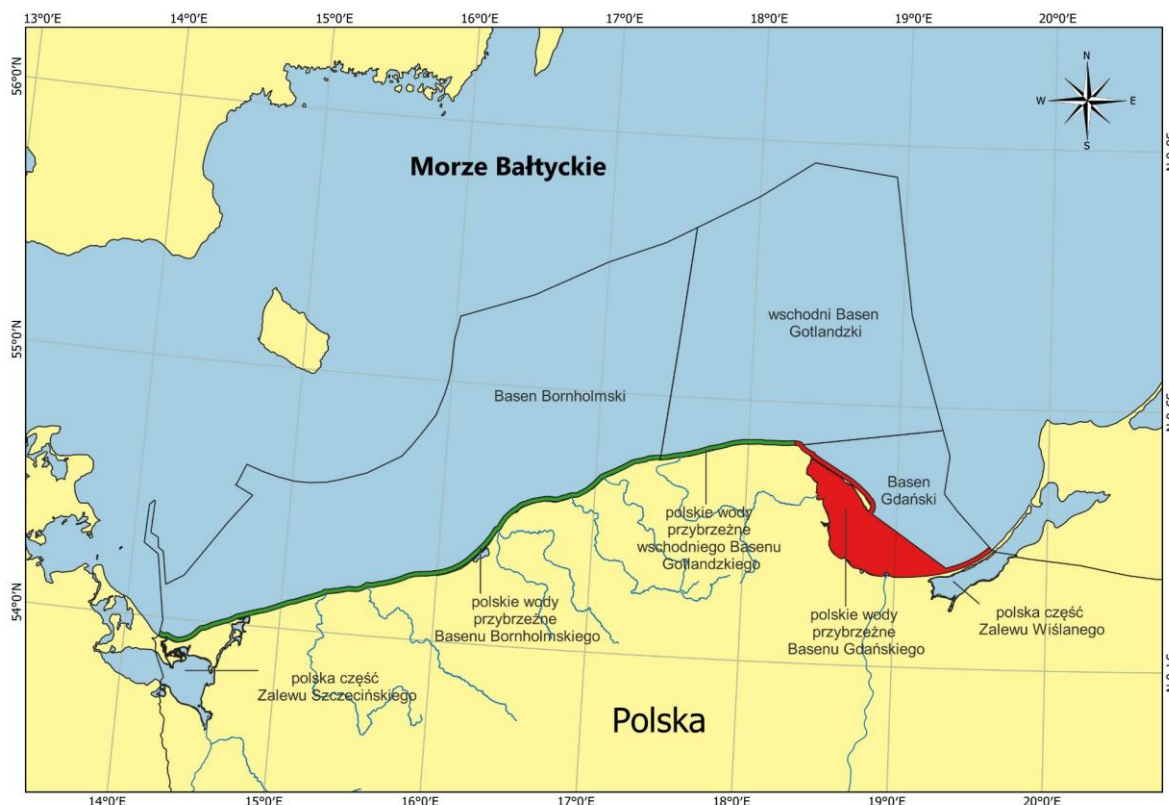


Rys. III.14. Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego - cecha D8 - w 2021 r.

Odpady w środowisku morskim

W 2021 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 100m długości monitorowanego odcinka plaży. Wartości te porównano z krajowymi wartościami granicznymi. Stan środowiska polskich obszarów przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (6,0 odpadów /100m) i wschodniego Basenu Gotlandzkiego (3,6 odpadów/100m) w oparciu o wartości krajowe uznano za dobry, natomiast obszar polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdąńskiego charakteryzował się średnią liczebnością odpadów na poziomie 22,8/100m nie spełniając warunku dobrego stanu środowiska (9 odpadów/100m) (Rys. III.15).

W związku z wyznaczeniem wartości progowej dla całkowitej liczby odpadów przypadającej na 100m na poziomie Unii Europejskiej, która wynosi 20 odpadów/100m 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 wynosi 60. 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 2021 roku 0,4/100m.



Rys. III.15. Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży - cecha D10 – w 2021 r.

Hałas podwodny

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.

Dźwięki impulsowe

Z perspektywy wielolecia rok 2021 charakteryzował się niską, choć wyższą niż w 2020 roku liczbą dni z hałasem impulsowym wywołującym przemieszczenia fauny morskiej. W latach 2020 i 2021 wyraźnie widać zmniejszenie liczby dni z hałasem impulsowym w Basenie Bornholmskim, a w latach 2019, 2020 i 2021 w Basenie Gdańskim.

W Basenie Bornholmskim w 2021 roku odnotowano 9 dni występowania dźwięków impulsowych, wynikających z przeprowadzania małych eksplozji, dla których maksymalne ładunki wynosiły 2,1 kg TNT. Także 9 dni z hałasem impulsowym spowodowanych było detonacjami ładunków w zakresie od 2,1–21 kg (średniej poziomu eksplozji), co stanowi najmniejszą liczbę w wieloleciu. Przez 13 dni występowały dźwięki wywołane eksplozjami poziomu wysokiego (21 kg

– 210 kg) oraz więcej niż w ostatnich latach, tj. 10 dni eksplozji bardzo wysokiego poziomu, do których detonacji potrzeba ładunków powyżej 210 kg TNT. Całkowita liczba dni występowania dźwięków impulsowych powodujących przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej w obszarze Basenu Bornholmskiego wyniosła 41 dni. W Basenie Gdańskim było najmniej od 2012 roku dni z hałasem impulsowym – 7. Eksplozje niskiego poziomu obserwowane były przez 2 dni, średniego przez 3 dni a wysokiego przez 2 dni. Nie zanotowano obecności bardzo wysokich poziomów hałasu impulsowego, które wywoływane są przez największe ładunki. Od 2019 roku liczba dni z hałasem impulsowym powodującym przemieszczanie osobników fauny morskiej w Basenie Gdańskim nie przekracza 10 dni.

Podsumowanie

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2021 roku, w odniesieniu do polskich obszarów wyznaczonych akwenów HELCOM, które są oceniane zgodnie z RDSM przedstawiono w Tabeli III.2. Prezentuje ona wyniki oceny dla poszczególnych cech, przy czym w przypadku siedlisk bentosowych wyniki zaprezentowano oddzielnie dla makrozoobentosu oraz cechy D6, na którą składa się ocena makrozoobentosu oraz makrofity 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.2. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2021 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES, b.d. – nie badane w 2021 r., n.d. – wskaźnik nie ma zastosowania).

Nazwa akwenu	D1/D4				D6	D3	D5	D8				D9		D10
	Ryby	Zooplankton	Makrozoobentos	Chlorofil a				Radionuklidy	Metale ciężkie	TZO	Test mikrojądrowy	Metale ciężkie	TZO	
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	n.d.	n.d.	b.d.		b.d.			b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	
wschodni Basen Gotlandzki														n.d.
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego		n.d.										n.d.	n.d.	
Basen Gdański					n.d.									n.d.
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	n.d.	n.d.	b.d.								n.d.			
Basen Bornholmski														n.d.
polska część Zalewu Wiślanego		n.d.	b.d.		b.d.	n.d.								n.d.
polska część Zalewu Szczecińskiego		n.d.	b.d.		b.d.	n.d.								n.d.

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
- Chodkiewicz T., Meissner W., Chylarecki P., Neubauer G., Sikora A., Pietrasz K., Cenian Z., Betleja 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., Betleja 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 Climate Change Service (C3S) (2017): ERA5: Fifth generation of ECMWF atmospheric reanalyses of the global climate. Copernicus Climate Change Service Climate Data Store (CDS), date of access. <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/home>
- 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_04/9cbf6a1fad8785948a0931cadfd7ce9.pdf
- GIOŚ, 2018 (b), Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich; online: <http://rdsm.gios.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>
- 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. 2022a. Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports.
- ICES. 2022b Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022.
- 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
- Klobučar 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
- 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., Hüseyin, 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-Dowgiałło 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. Ostojki, T. Walczykiwicz (red.) *Dorzecze 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.
- 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., Krzymiński 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., Casalbore, 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

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 ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs 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 ⁹⁰Sr 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.

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.
- Uścinowicz 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 makrofitybentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa 2015, 244 str.
- Zalewska T., Krzyński 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
- 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.	Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – wielolecie 2011-2020	6
Rys. I.2.	Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – rok 2021	6
Rys. I.3.	Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – ‘suma zimna’ dla polskiego wybrzeża, 2011/12 – 2020/21.	10
Rys. I.4.	Średnia wysokość fali znacznej w okresie 2011-2020 w obszarze południowego Bałtyku, na podstawie ERA-5.	11
Rys. I.5.	Średnia wysokość fali znacznej w 2021 roku w obszarze południowego Bałtyku, na podstawie ERA-5.	11
Rys. I.6.	Średnia wartość średniego okresu fali w okresie 2011-2020 w obszarze południowego Bałtyku, na podstawie ERA-5.	12
Rys. I.7.	Średnia wartość średniego okresu fali w 2021 roku w obszarze południowego Bałtyku, na podstawie ERA-5.	12
Rys. I.8.	Średni czas trwania sztormu [h] w okresie 2011-2020 na podstawie ERA-5.	13
Rys. I.9.	Średni czas trwania sztormu [h] w 2021 roku na podstawie ERA-5.	13
Rys. I.10.	Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich powierzchniowych z okresu 2011-2020 oraz 2021 w obszarze południowego Bałtyku na podstawie reanalizy POM estymacji z wykorzystaniem reanalizy ERA-5.	14
Rys. I.11.	Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich powierzchniowych z 2021 w obszarze południowego Bałtyku na podstawie reanalizy POM oraz estymacji z wykorzystaniem reanalizy ERA-5.	14
Rys. I.12.	Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich na głębokościach 5-20 m, z okresu 2011-2020 w obszarze południowego Bałtyku na podstawie reanalizy POM.	16
Rys. I.13.	Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich na głębokościach 30-60 m, z okresu 2011-2020 w obszarze południowego Bałtyku na podstawie reanalizy POM.	17
Rys. I.14.	Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2021 roku na głębokości do 30 m.	18
Rys. I.15.	Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2021 roku na głębokości poniżej 30 m.	19
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).	22
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.	23
Rys. II.3.	Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupki – średnia 2011-2020; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2011-2020; punkty – średnia 2021.	26
Rys. II.4.	Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.	27
Rys. II.5.	Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.	27
Rys. II.6.	Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.	28
Rys. II.7.	Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupki – średnia 2011-2020; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2011-2020; punkty – średnia 2021.	29

Rys. II.8.	Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.	30
Rys. II.9.	Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2021 r..	30
Rys. II.10.	Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2021 r.	31
Rys. II.11.	Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2011–2021 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2011–2020, linia przerywana – tendencja zmian.	32
Rys. II.12.	Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2011–2021 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2011–2020, linia przerywana – tendencja).	33
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 lutego 2021 r.).	34
Rys. II.14.	Izoplety wartości pH w 2021 w głębiach polskich obszarów morskich.	35
Rys. II.15.	Korelacja sezonowych zmian pH i nasycenia wody tlenem w warstwie powierzchniowej wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2021 r.	36
Rys. II.16.	Wartości średnie pCO ₂ (µatm) w 2021 r. w powierzchniowej warstwie (0–10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.	37
Rys. II.17.	Sezonowe zmiany średnich wartości pCO ₂ (µatm) w 2021 r. w powierzchniowej warstwie (0–10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.	38
Rys. II.18.	Rozmieszczenie powierzchni skontrolowanych w ramach MPB w roku 2021. Wyróżniono powierzchnie w OSOP Natura 2000 (kolor fioletowy, n=46) oraz poza nimi (kolor zielony, n=8).	41
Rys. II.19.	Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015–2021. Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.	42
Rys. II.20.	Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda.	43
Rys. II.21.	Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces”) oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w roku 2021 („gniazdo”). Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.	44
Rys. II.22.	Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.	46
Rys. II.23.	Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2021 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.	54
Rys. II.24.	Wskaźniki zagęszczenia łodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.	55
Rys. II.25.	Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.	56
Rys. II.26.	Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.	56
Rys. II.27.	Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.	57
Rys. II.28.	Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.	57
Rys. II.29.	Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2021 roku.	58
Rys. II.30.	Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej (log ₁₀).	59
Rys. II.31.	Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków kaczek morskich w latach 2011–2021.	60
Rys. II.32.	Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków alk w latach 2011–2021.	61

Rys. II.33.	Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla perkoza rogatego i rdzawoszyjnego oraz dla nura czarnoszyjnego i rdzawoszyjnego w latach 2011-2021.....	62
Rys. II.34.	Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech najliczniejszych gatunków mew w latach 2011-2021.	63
Rys. II.35.	Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2021. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Przedstawiano linię dopasowania obrazującą ogólny przebieg trendu.	64
Rys. II.36.	Trendy liczebności alki, nura czarnoszyjnego i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2021. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Przedstawiano linię dopasowania obrazującą ogólny przebieg trendu.	64
Rys. II.37.	Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.	67
Rys. II.38.	Zalew Wiślany – punkty monitoringowe.....	72
Rys. II.39.	Zalew Szczeciński – punkty monitoringowe.....	73
Rys. II.40.	Ujście Wisty – Przekop – punkty monitoringowe.....	74
Rys. II.41.	Zatoka Pucka Zewnętrzna – punkty monitoringowe.....	75
Rys. II.42.	Zalew Pucki – punkty monitoringowe.....	77
Rys. II.43.	Zatoka Gdańska Wewnętrzna – punkty monitoringowe.....	78
Rys. II.44.	Zalew Kamieński – punkty monitoringowe.....	79
Rys. II.45.	Ujście Dziwny – punkty monitoringowe.....	80
Rys. II.46.	Ujście Świny – punkty monitoringowe.....	81
Rys. II.47.	Mapa obrazująca wyniki oceny stanu i potencjału ekologicznego JCWP na podstawie wskaźnika SI w 2021 roku.	83
Rys. II.48.	Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2021 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (57); ● stacje duńskie (32).	85
Rys. II.49.	Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2021 w podobzarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.	86
Rys. II.50.	Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2021 w podobzarze ICES 25.....	86
Rys. II.51.	Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2021 w podobzarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.....	87
Rys. II.52.	Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2021 w podobzarze ICES 26.....	88
Rys. II.53.	Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2021 r.....	89
Rys. II.54.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.....	91
Rys. II.55.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.....	91
Rys. II.56.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.....	92
Rys. II.57.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.....	92
Rys. II.58.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.....	93
Rys. II.59.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.....	93
Rys. II.60.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.....	93
Rys. II.61.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.....	94

Rys. II.62. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.	94
Rys. II.63. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.	95
Rys. II.64. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2011-2021 r na wszystkich monitorowanych stanowiskach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.....	98
Rys. II.65. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	98
Rys. II.66. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	98
Rys. II.67. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	99
Rys. II.68. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	99
Rys. II.69. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	99
Rys. II.70. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	100
Rys. II.71. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	100
Rys. II.72. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	100
Rys. II.73. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	101
Rys. II.74. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2011-2021; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	101
Rys. II.75. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).....	102
Rys. II.76. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).....	103
Rys. II.77. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).....	103
Rys. II.78. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).....	103
Rys. II.79. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).....	104
Rys. II.80. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).....	104
Rys. II.81. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX).....	104
Rys. II.82. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 11,6 µg, dla biomasy – 156,3 mg m ⁻³	105
Rys. II.83. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 12,2 µg, dla biomasy – 223,0 mg m ⁻³	105
Rys. II.84. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2011-2021 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 10,2 µg, dla biomasy – 103 mg m ⁻³	105

Rys. II.85. 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.42.	109
Rys. II.86. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.	111
Rys. II.87. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2020 (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.	111
Rys. II.88. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2011-2020 (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.	112
Rys. II.89. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2012-2020 (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.	113
Rys. II.90. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2012-2020 (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.	113
Rys. II.91. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2011-2020 (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.	114
Rys. II.92. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.	114
Rys. II.93. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.	114
Rys. II.94. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2020 (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.	115
Rys. II.95. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.	116
Rys. II.96. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.	116
Rys. II.97. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.	117
Rys. II.98. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2011-2020 (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.	117
Rys. II.99. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2020 (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.	117

Rys. II.100.	Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2021 r. na tle wielolecia 2011–2020 (stupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5 i P5C); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak stupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny stupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW	118
Rys. II.101.	Dorsz z podobszarów 24–32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1966–2021 wg danych ICES (2022a,b).	124
Rys. II.102.	Dorsz z podobszarów 24–32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4–6 lat) w latach 1966–2021 wg danych ICES (2022a,b).	125
Rys. II.103.	Dorsz z podobszarów 24–32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2022a,b).	126
Rys. II.104.	Dorsz z podobszarów 24–32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	127
Rys. II.105.	Dorsz z podobszarów 24–32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.	127
Rys. II.106.	Dorsz z podobszarów 24–32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	128
Rys. II.107.	Stornia z podobszarów 24–25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973–2021 wg danych ICES (2022a,b).	129
Rys. II.108.	Stornia z podobszarów 24–25. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2022a,b).	130
Rys. II.109.	Stornia z podobszarów 24–25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2022a,b).	130
Rys. II.110.	Stornia z podobszarów 24–25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	131
Rys. II.111.	Stornia z podobszarów 24–25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.	132
Rys. II.112.	Stornia z podobszarów 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996–2021 wg danych ICES (2022a).	132
Rys. II.113.	Stornia z podobszarów 26 i 28. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych storni ≥ 20 cm wg danych ICES (2022a).	133
Rys. II.114.	Stornia z podobszarów 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 2001–2021 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2022a).	134
Rys. II.115.	Stornia z podobszarów 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	135
Rys. II.116.	Stornia z podobszarów 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	135
Rys. II.117.	Szprot z podobszarów 22–32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974–2021 wg danych ICES (2022a,b).	136
Rys. II.118.	Szprot z podobszarów 22–32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3–5 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2022a,b).	137
Rys. II.119.	Szprot z podobszarów 22–32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2022a,b).	137
Rys. II.120.	Szprot z podobszarów 22–32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	138
Rys. II.121.	Szprot z podobszarów 22–32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	139
Rys. II.122.	Szprot z podobszarów 22–32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	139
Rys. II.123.	Śledź z podobszarów 25–29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974–2021 wg danych ICES (2022a,b).	140
Rys. II.124.	Śledź z podobszarów 25–29 i 32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3–6 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2022a,b).	141
Rys. II.125.	Śledź z podobszarów 25–29 i 32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi wg danych ICES (2022a,b).	141
Rys. II.126.	Śledź z podobszarów 25–29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	142

Rys. II.127.	Śledź z podobzarów 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych...	142
Rys. II.128.	Śledź z podobzarów 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	143
Rys. II.129.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2021 roku.	144
Rys. II.130.	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 2011-2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011-2020, linie przerywane – tendencje.	147
Rys. II.131.	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 2011-2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011-2020, linie przerywane – tendencje.	148
Rys. II.132.	Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0-10m) w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011-2020, linie przerywane – tendencje.	149
Rys. II.133.	Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0-10m) w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011-2020, linie przerywane – tendencje.	150
Rys. II.134.	Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2021 r. (0-10 m).	151
Rys. II.135.	Zmiany zawartości chlorofilu a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011-2020, linie przerywane – tendencje.	152
Rys. II.136.	Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2011-2020 oraz w 2021 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2011-2020, linie przerywane – tendencje.	153
Rys. II.137.	Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2011-2021.	155
Rys. II.138.	Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0-10m, w okresie zimowym w latach 2011-2021 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	158
Rys. II.139.	Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0-10m w latach 2011-2021 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	159
Rys. II.140.	Zmiany koncentracji chlorofilu a w warstwie 0-10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2011-2021 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	160
Rys. II.141.	Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2011-2021. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	161
Rys. II.142.	Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2021; odległość wyrażona w km.	164
Rys. II.143.	Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2011-2021, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	165
Rys. II.144.	Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2021; odległość wyrażona w km.	166
Rys. II.145.	Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2011-2021, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.	167

Rys. II.146. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2011–2021; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.	168
Rys. II.147. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2011–2021.	169
Rys. II.148. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985–2021.	169
Rys. II.149. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (<i>Perca fluviatilis</i>) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 – 2021 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	170
Rys. II.150. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2011–2021; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	173
Rys. II.151. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2011–2021 (stłupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012–2021 (stłupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	174
Rys. II.152. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016–2021; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	175
Rys. II.153. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg^{-1} m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2011–2021; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.	176
Rys. II.154. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [mg kg^{-1} m.m.] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014–2021; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	177
Rys. II.155. 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 2021 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	179
Rys. II.156. 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 2021 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	179
Rys. II.157. 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 2021 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	179
Rys. II.158. 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 Ławica Stupska w 2021 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	180
Rys. II.159. 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 <i>V. fucoides</i> w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014–2021 (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26).	180
Rys. II.160. Średnie stężenie lindanu γ -HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2021 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).	184
Rys. II.161. Średnie stężenia CB 118 (a) i $\Sigma 6$ PCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2020 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).	185
Rys. II.162. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w latach 2020 – 2021; a) BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; b) ZW – Zalew Wiślany, ZS – Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).	186

Rys. II.163.	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)).	189
Rys. II.164.	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 2020-2021.	190
Rys. II.165.	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 2021 roku.	191
Rys. II.166.	Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w latach 2020- 2021 (W - łowisko władysławowskie, KD - łowisko kotłobrzeczko-dartowskie, ZP - Zatoka Pomorska, ZG - Zatoka Gdańska, punkt - średnia, wąs - zakres wartości).	192
Rys. II.167.	Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w latach 2020 i 2021 odniesione do danych literaturowych z lat 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009).	192
Rys. II.168.	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 2020-2021.	193
Rys. II.169.	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 2021 roku.	194
Rys. II.170.	Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia i okonia do analiz z zastosowaniem testu mikrojądrowego w 2021 roku.	196
Rys. II.171.	Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2021 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami - mikrojądra (MN).	196
Rys. II.172.	Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2021 roku; czerwona linia - granica między stanem dobrym a nieodpowiednim; słupek oceny wg skali 2-stopniowej.	197
Rys. II.173.	Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014-2021; linia przerywana - tendencja.	198
Rys. II.174.	Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2021; czerwona linia - granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	199
Rys. II.175.	Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2021 r.	201
Rys. II.176.	Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2021 roku.	202
Rys. II.177.	Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2021 roku	203
Rys. II.178.	Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2021.	204
Rys. II.179.	Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2021. UWAGA: różne skale na wykresach.	205
Rys. II.180.	Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2021 roku.	207
Rys. II.181.	Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2021 roku.	208
Rys. II.182.	Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2021 roku.	210
Rys. II.183.	Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku posadowionych w 2018 roku.	213

Rys. II.184.	Rozkład czasowy w 2021 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	214
Rys. II.185.	Rozkład czasowy w 2021 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	215
Rys. II.186.	Rozkład czasowy w 2021 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	215
Rys. II.187	Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2012–2021.	219
Rys. II.188.	Liczba dni z hałasem impulsowym powodującym przemieszczenia fauny morskiej wywołane przez działalność wojskową w latach 2012 – 2021 w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim.	220
Rys. II.189.	Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2012 – 2021.	222
Rys. II.190.	Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2012 – 2021.	223
Rys. III.1.	Ocena wskaźnika LFI 1 w obszarach ICES w 2021 roku	228
Rys. III.2.	Stan środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny - cecha D1 - w 2021 r.	229
Rys. III.3.	Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu - cecha D1 - w 2021 r.	230
Rys. III.4.	Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu - w 2021 roku.	231
Rys. III.5.	Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych - cecha D6 - w 2021 r.	232
Rys. III.6.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach ICES - cecha D3 - w 2021 r.	233
Rys. III.7.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach HELCOM- cecha D3 - w 2021 r.	234
Rys. III.8.	Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji - cecha D5 - w 2021 r.	235
Rys. III.9.	Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ¹³⁷ Cs - cecha D8 - w 2021 r.	236
Rys. III.10.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi - cecha D8 - w 2021 r.	237
Rys. III.11.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi - cecha D9 - w 2021 r.	238
Rys. III.12.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO - cecha D8 - w 2021 r.	239
Rys. III.13.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO - cecha D9 - w 2021 r.	240
Rys. III.14.	Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego - cecha D8 - w 2021 r.	241
Rys. III.15.	Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży - cecha D10 - w 2021 r.	242

Spis tabel

Tabela I.1.	Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2021 r. i w wieloleciu 2011–2020 (z ośmiu pomiarów na dobę)	7
Tabela I.2.	Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2021 r. i w wieloleciu 2011–2020 (z ośmiu pomiarów na dobę)	7
Tabela I.3.	Stany ostrzegawcze i alarmowe na wybranych morskich stacjach wodowskazowych.	7
Tabela I.4.	Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2021 oraz w wieloleciu 2011–2020.	8
Tabela I.5.	Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2021 r. i w wieloleciu 2011–2020	8
Tabela I.6.	Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2021 r. i w wieloleciu 2011–2020	9
Tabela II.1.	Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (<i>op.cit.</i>). 23	
Tabela II.2.	Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2021 r w porównaniu z 2020 r. (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)	31
Tabela II.3.	Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 (μatm) w warstwie powierzchniowej (0–10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2021 r. w porównaniu z 2020 r.	37
Tabela II.4.	Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2021 roku w 35 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd	42
Tabela II.5.	Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.	45
Tabela II.6.	Klasyfikacja trendów zmian liczebności	48
Tabela II.7.	Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.	49
Tabela II.8.	Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach.	49
Tabela II.9.	Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2021 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” – wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	50
Tabela II.10.	Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2021 roku. „+” – udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. ..	51
Tabela II.11.	Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2021 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” – wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną	52
Tabela II.12.	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 2021 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” – wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	53
Tabela II.13.	Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2021 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	53
Tabela II.14.	Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych	58
Tabela II.15.	Wskaźniki rozpowszechnienia dla gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i mewy srebrzystej w latach 2011–2021 na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian rozpowszechnienia (λ) wraz z błędem standardowym ($\text{SE } \lambda$) oraz kategorią trendu (kat. trendu). Oznaczenia trendów: $\uparrow\uparrow$ – silny wzrost, $\uparrow$ – umiarkowany wzrost, $\downarrow$ – umiarkowany spadek, $\leftrightarrow$ – populacja stabilna, ? – trend nieokreślony.	60

Tabela II.16.	Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2020 roku na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz z błędem standardowym (SE.λ) oraz kategorią TRIM (kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↓ - umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ? - trend nieokreślony.....	63
Tabela II.17.	Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP). Wymieniono tylko gatunki, których całkowita liczebność (dla grupy gatunków) wyniosła co najmniej 30 osobników.....	65
Tabela II.18.	Zakresy wartości indeksu SI i EQR dla poszczególnych ocen stanu ekologicznego wód przejściowych lub potencjału ekologicznego wód silnie zmienionych.....	72
Tabela II.19.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego.....	73
Tabela II.20.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2021 r.	73
Tabela II.21.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Szczecińskiego.....	74
Tabela II.22.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Szczecińskiego w 2021 r.	74
Tabela II.23.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Ujścia Wisty.....	75
Tabela II.24.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Ujścia Wisty Przekop w 2021 r.	75
Tabela II.25.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej.....	76
Tabela II.26.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej w 2021 r.	76
Tabela II.27.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Puckiego.....	77
Tabela II.28.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Puckiego w 2021 r.	77
Tabela II.29.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej.....	78
Tabela II.30.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej wewnętrznej w 2021 r.	78
Tabela II.31.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Kamieńskiego.....	79
Tabela II.32.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Kamieńskiego w 2021 r.	79
Tabela II.33.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Ujścia Dziwny.....	80
Tabela II.34.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Ujścia Dziwny w 2021 r.	80
Tabela II.35.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Ujścia Świny.....	81
Tabela II.36.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Ujścia Świny w 2021 r.	81
Tabela II.37.	Wartości indeksu stanu ichtiofauny (SI) i klasa stanu i potencjału ekologicznego dla JCW badanych w 2021 roku.....	82
Tabela II.38.	Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2021.....	89
Tabela II.39.	Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2021 r.	97
Tabela II.40.	Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTs w POM.....	102
Tabela II.41.	Wykaz taksonów pozytywnych makrofitytów uwzględnianych we wskaźniku SM ₁ Taksony pozytywne dla SM ₁ (VI, IX).....	107

Tabela II.42. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM ₁ , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).....	107
Tabela II.43. Skład taksonomiczny makrofytobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2020 r.	108
Tabela II.44. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).....	110
Tabela II.45. Wyniki oceny wskaźnika B na stacjach zlokalizowanych w wodach Basenu Bornholmskiego w 2021 r.	116
Tabela II.46. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2021 r.	119
Tabela II.47. Wskaźniki cechy D3.....	122
Tabela II.48. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2021 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.....	144
Tabela II.49. Średnie stężenia [mmol m ⁻³] w 2021 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 2011–2020).....	150
Tabela II.50. Średnie zawartości [mg m ⁻³] chlorofilu a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2021 r.; (średnie z okresu 2011–2020).....	151
Tabela II.51. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2021 r.; (średnie z okresu 2011–2020).	153
Tabela II.52. Minimalne stężenie tlenu [cm ³ dm ⁻³] przy dnie w lecie 2021 r. w polskich obszarach morskich (min. 2011–2020).	155
Tabela II.53. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2021 roku (źródło danych PMS)	157
Tabela II.54. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg ⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2021 r.; w nawiasach średnia z okresu 2011–2020.....	172
Tabela II.55. 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 2012–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony - brak w tabeli) i nieodpowiedni -subGES (kolor czerwony).....	182
Tabela II.56. 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 2012–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni -subGES (kolor czerwony - brak w tabeli).	182
Tabela II.57. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g ⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony - brak w tabeli).	183
Tabela II.58. Stężenie [μg kg ⁻¹ s.m.] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (<i>Mytilus edulis</i>) z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).....	186
Tabela II.59. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - (GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony - brak w tabeli).	187
Tabela II.60. Stężenie 17α-etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2021; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).....	188
Tabela II.61. 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).	195

Tabela II.62. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry–GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).....	197
Tabela II.63. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2021.	209
Tabela II.64. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów w 2021 roku (kolor zielony – wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony – wyniki przekraczające wartości progowe.	211
Tabela II.65. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego w 2021 roku.	213
Tabela II.66. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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... ..	216
Tabela II.67. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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.. ..	216
Tabela II.68. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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.. ..	217
Tabela II.69. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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.. ..	217
Tabela II.70. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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.. ..	217
Tabela II.71. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5%) i percentyl 95% (Q 95%) dla poziomu hałasu (SPL) w 2021, 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.	218
Tabela II.72. Zestawienie pięciu typów eksplozji, z podaniem poziomów energii wybuchu dla sprecyzowanych zakresów ilości ładunku TNT oraz uwzględnieniem zakresów poziomu źródła energii wytwarzanego przy danym typie eksplozji.	220
Tabela III.1. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2021 roku.	227
Tabela III.2. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2021 r. (kolor zielony– dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES, b.d. – brak danych, n.d. – wskaźnik nie ma zastosowania).....	244