OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2019 NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2009–2018

Warszawa 2020

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

Autorzy opracowania:
Anna Bakierowska (I.5) - Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Szczecinie
Alicja Wojtaszek (I.4) – Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Gdańsku
Justyna Kopiec (I.3) – Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Olsztynie, Delegatura w Elblągu

oraz

pracownicy Departamentu Monitoringu Środowiska, Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie:
II.3.1.1 na podstawie raportów powstałych w ramach realizacji umowy „Część II - 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**, **Dominika Marchowskiego**, **Włodzimierza Meissnera, Łukasza Wardeckiego**,
II.3.1.2, II.4.1 na podstawie opracowania w ramach realizacji umowy nr 24/2017/F zawartej dnia 08.08.2017 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym autorstwa: **Jana Horbowego** (II.4.1), **Marzenny Pachur** (II.3.1.2), **Leny Szymanek** (II.3.1.2, II.4.1)

Anna Apanel (II.4.3.1, II.4.3.4), **Dawid Biernacik** (I.2), **Anna Chodubska** (I.2), **Beata Danowska** (II.4.3.2), **Natalia Drgas** (II.2.3, II.4.2, II.5), **Magda Grabowska-Piekarz** (I.2), **Agnieszka Grajewska** (II.2.1, II.2.2, II.4.4), **Michał Iwaniak** (II.2.1, II.2.2, II.4.4, II.5, 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, II.5, III), **Joanna Maciak** (II.2.4, II.4.4), **Marta Rybka-Murat** (II.4.3.3), **Krzysztof Piłczyński** (II.2.5, II.2.6, II.4.5), **Michał Saniewski** (II.3.3.1, II.4.3.1), **Patryk Sapiega** (I.2), **Ida Stanisławczyk** (I.2), **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, II.5, III) - Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB

Pod redakcją:
Tamary Zalewskiej, Wojciecha Kraśniewskiego

Zdjęcia:
Wiesława Cielątkowska, Wojciech Kraśniewski, Michał Saniewski, Sławomir Wiktorowicz, Ewa Wiktorowicz, Tamara Zalewska

©Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2020 r.

Spis treści

Wprowadzenie 4
I. RAMOWA DYREKTYWA WODNA 5
I.1. Wstęp 6
I.2 Ogólne warunki hydrologiczne 7
I.3. Województwo warmińsko-mazurskie 17
Ocena potencjału ekologicznego 18
I.4. Województwo pomorskie 26
Ocena stanu w 2019 roku 28
I.5. Województwo zachodniopomorskie 38
Ocena stanu w 2019 roku 39
II. RAMOWA DYREKTYWA WS. STRATEGII MORSKIEJ 52
II.1. Wstęp 53
II.2. Ogólne warunki hydrologiczne 57
II.2.1. Temperatura wody morskiej 57
II.2.2. Zasolenie 60
II.2.3. Odczyn wody morskiej 63
II.2.4. Ciśnienie parcjalne dwutlenku węgla – pCO_2 66
II.2.5. Mieszanie wód 68
II.2.6. Wymiana wód i prądy morskie 69
II.3. Cechy stanu 72
II.3.1. Grupy gatunków 72
II.3.1.1. Ptaki 72
II.3.2.2. Ryby 102
II.3.2. Siedliska Pelagiczne 107
II.3.2.1. Fitoplankton 107
II.3.2.2. Zooplankton 111
II.3.3. Siedliska Bentosowe 121
II.3.3.1. Makrofity 121
II.3.3.2. Zoobentos 124
II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego. 132
II.4. Cechy presji 133
II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców 133
Ocena GES na podstawie stad 134
Podsumowanie oceny GES na podstawie cechy D3 150
II.4.2. Eutrofizacja 152
II.4.3. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji 164
II.4.3.1. Radionuklidy 165
II.4.3.2. Metale ciężkie 170
II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO) 178
II.4.3.4. Test mikrojądrowy 186
II.4.4. Odpady w środowisku morskim 189
II.4.5. Podwodny hałas 198
II. 5 Ocena potencjalnego wpływu awarii oczyszczalni ścieków „Czajka" na stan wód morskich w 2019 roku 213
III. PODSUMOWANIE 224
Bibliografia 240
Spis rysunków 246
Spis tabel 256

Wprowadzenie

Morze Bałtyckie stanowi unikalny ekosystem i jest dobrem ogólnym, nadrzędnym, niepodlegającym podziałom i granicom administracyjnym. Ze względu na znaczący wpływ działalności prowadzonej przez państwa nadbałtyckie 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 kontroli 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 Ustawa 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. 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 zostala transponowana do do prawa polskiego ustawą Ustawa z dnia 11 września 20219 roju o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. z 2019 r. poz. 2170 z późn. zm.).
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 zarówno obszary przybrzeżne i przejściowe, jak i obszary morza otwartego. Biorąc pod uwagę odmienność metod monitoringu i ocen stosowanych w różnych obszarach i zakres implementacji dyrektyw, ocenę przedstawiono w podziale na Ramową Dyrektywę Wodną i Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej.
W pracy przedstawiono wyniki oceny stanu środowiska morskiego polskich obszarów morskich w 2019 roku w części obejmującej wody przejściowe i przybrzeżne (część I) oraz strefę otwartego morza (część II) w odniesieniu do poprzedzającego okresu 10 lat. Ocena została przygotowana na podstawie danych pomiarowych z lat 2009- 2019 pozyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ).

I. Ramowa Dyrektywa Wodna

I.1. Wstęp

Wraz z akcesją do Unii Europejskiej Polska przyjęła szereg zobowiązań związanych z dostosowaniem prawodawstwa krajowego do przepisów wspólnotowych. Realizacja programu monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych oraz klasyfikacja ich stanu/potencjału ekologicznego, stanu chemicznego i ocena stanu ogólnego jest wynikiem wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej. Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2019 przeprowadzono zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 11 października 2019 r. „*w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych*" (Dz. U. 2019 r., poz. 2149), które nakłada obowiązek przeprowadzenia klasyfikacji stanu/potencjału ekologicznego, stanu chemicznego wód powierzchniowych, w tym przybrzeżnych i przejściowych oraz dokonania oceny stanu ogólnego wód.

Badania przeprowadzone w 2019 r. wykonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 r. „*W sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych*" (Dz.U. z 2016 r., poz.1178) oraz zgodnie z wieloletnim Programem Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016-2020.

Klasyfikacja stanu/potencjału ekologicznego jednolitych części wód oparta została o zestaw elementów biologicznych i wspierających je parametrów fizykochemicznych. Do oceny stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych, strefy przylegającej do granic województw pomorskiego, zachodniopomorskiego i warmińsko-mazurskiego wykorzystano przede wszystkim wskaźniki biologiczne takie jak chlorofil „a" oraz wskaźnik SI dla ichtiofauny.

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 (JCWP) wybrano zestaw wskaźników cząstkowych najlepiej charakteryzujących dany akwen.

Końcową ocenę stanu wód przeprowadzono w oparciu o klasyfikację stanu lub potencjału ekologicznego oraz stanu chemicznego.

Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych została uzupełniona opisem ogólnych warunków hydrologicznych z uwzględnieniem charakterystyki falowania oraz zmian poziomu morza, jak również warunków zlodzenia.

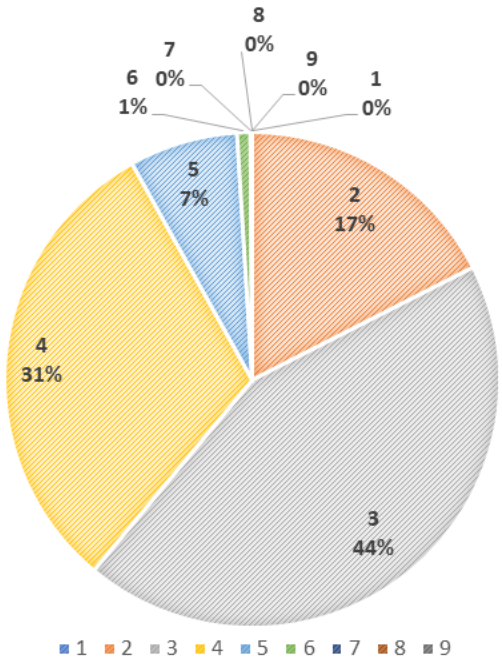
I.2 Ogólne warunki hydrologiczne

Falowanie w obszarach morskich stanowi ważny element mający wpływ na mieszanie się wód, morfologiczną zmienność dna morskiego w strefie brzegowej oraz erozję wybrzeża. Intensywność procesów falowania wpływa także na dystrybucję 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 oraz ludności miejscowości nadmorskich. Najczęściej występującym rodzajem falowania w południowej części Morza Bałtyckiego jest falowanie wiatrowe. Siłą generującą ruch wody jest wiatr, a dokładniej tarcie na styku atmosfera – powierzchnia wody, gdy siła wiatru jest znikoma lub nie istnieje, mówi się wtedy o falach z rozkołysu (fale martwe). Fale te występują głównie w warunkach posztormowych, gdzie następuje gwałtowne zmniejszenie prędkości wiatru jego dominującego kierunku. Wysokość falowania uzależniona jest od prędkości wiatru i jego czasu trwania oraz od głębokości i morfologii dna morza.
Na podstawie danych pomiarowych z urządzenia WaveGuide zlokalizowanego na platformie Petrobaltic (55°28'50"N, 18°10'56"E) określono udział stanów morza w 2019 roku (Rys. I.1) stosując skalę Douglasa (Tabela I.1).

Tabela I.1. Zestawienie stopni skali Douglasa określających stany morza wraz z odpowiadającymi stopniami skali Beauforta i parametrami fali.

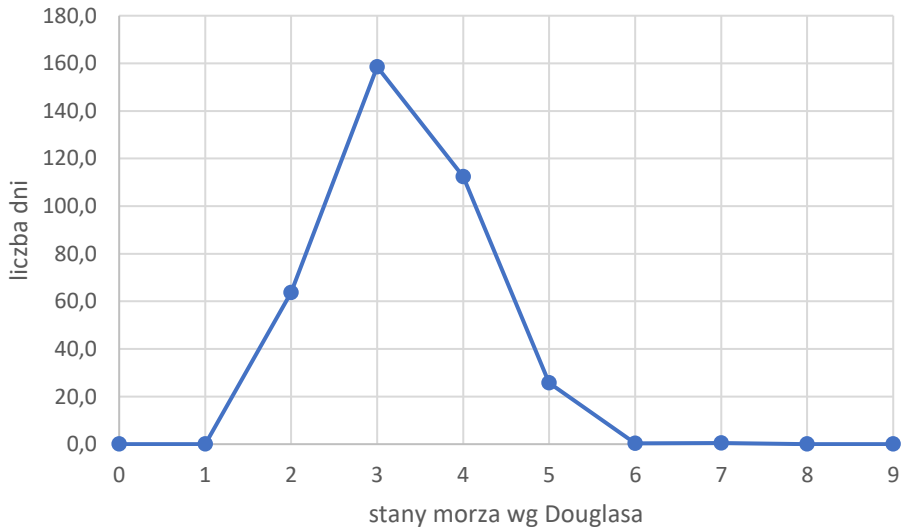
Stany morza		Parametry fali			
skala Douglasa	skala Beauforta	wysokość fali znacznej - Hs [m]	średnia wysokość fali - Hmean [m]	maksymalna wysokość fali - Hmax [m]	długość fali [m]
0	0	0	0	0	0
1	1	< 0,1	0,1	0,1	< 5
2	2	0,1-0,5	0,2	0,3	< 25
	3		0,6	1	
3	4	0,5-1,25	1	1,5	< 50
4	5	1,25-2,5	2	2,5	< 75
5	6	2,5-4,0	3	4	< 100
6	7	4,0-6,0	4	5,5	< 135
7	8	6,0-9,0	5,5	7,5	< 200
	9		7	10	
8	10	9,0-14,0	9	12,5	< 250
9	11	>14,0	11,5	16	> 250
	12		>14		

Na podstawie danych z 2019 roku (ponad pół miliona rekordów rejestrowanych z częstotliwością co 60s) oszacowano, iż w południowej części Morza Bałtyckiego najczęściej występowały stany trzeciego (44%) i czwartego stopnia (31%), odpowiadające wysokości fali znacznej (Hs) od 0,5 do 2,5 m. Fale o wysokości znacznej do 0,5 m stanowiły 17%, a fale z przedziału 2,5 - 4,0 m stanowiły 7% zarejestrowanych pomiarów. Udział stanów poniżej 1 i powyżej 5 stopnia był marginalny (poniżej 1% wszystkich pomiarów) (Rys. I.1).



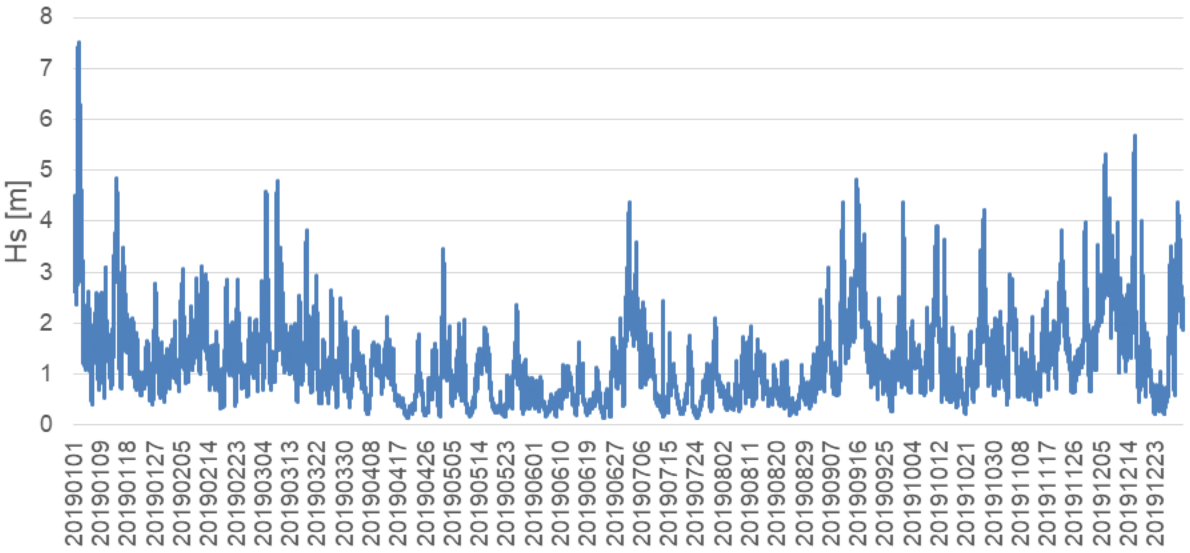
Rys. I.1. Udział stanów morza wg skali Douglasa w 2019 r w punkcie pomiarowym Platforma Petrobaltic.

Najczęściej występujący stan morza, gdzie wysokość fali znacznej wynosiła 0,5 – 1,25 m, liczył 158 dni. Drugi i czwarty stopnień stanu morza, stanowiły odpowiednio 63 i 112 dni, a dni sztormowe (Hs > 2,5 m) w 2019 stanowiły 26 dni (Rys. I.2).



Rys. I.2. Liczba dni występowania stanów morza w 2019 roku.

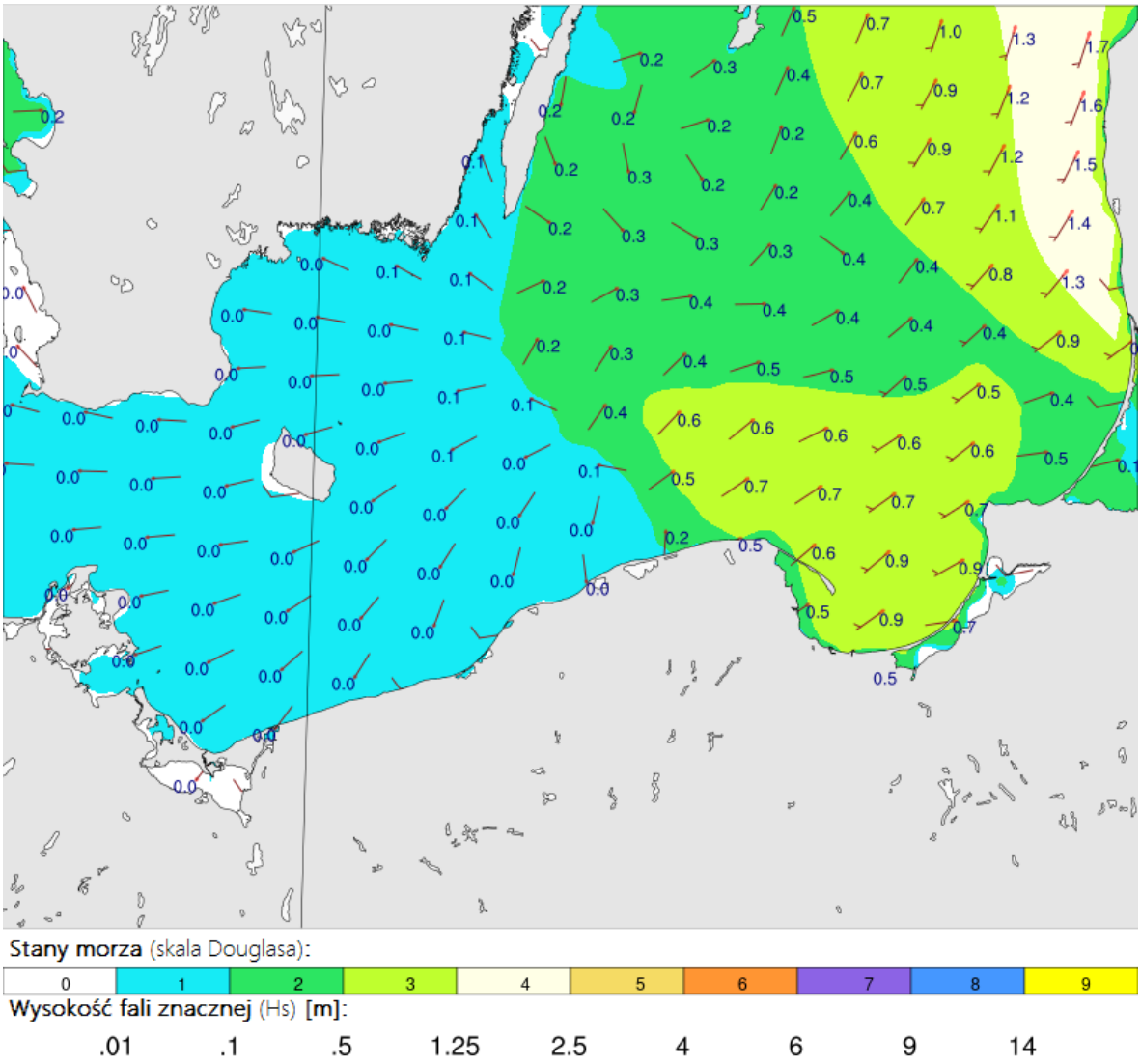
Basen południowej części Morza Bałtyckiego charakteryzuje się występowaniem dwóch okresów: sztormowego – od września do marca oraz bezsztormowego - od kwietnia do sierpnia (Miętus, von Stoch, 1997). Ponadto przestrzennie, między wschodnią a środkową częścią akwenu często występuje granica między ośrodkami niżu i wyżu, stąd notuje się wyższe wartości wysokości fali w centralnej i zachodniej części basenu południowego Bałtyku (Głębia Gdańska) niż te we wschodniej części. Średnia wysokość fali znacznej zmierzonej przez urządzenie WaveGuide w 2019 roku (Rys. I.3) to 1,23 m, mediana Hs wyniosła 1,06 m a moda 0,76 m.



Rys. I.3. Przebieg wysokości fali znacznej (Hs) w 2019 roku w punkcie pomiarowym przy platformie Petrobaltic.

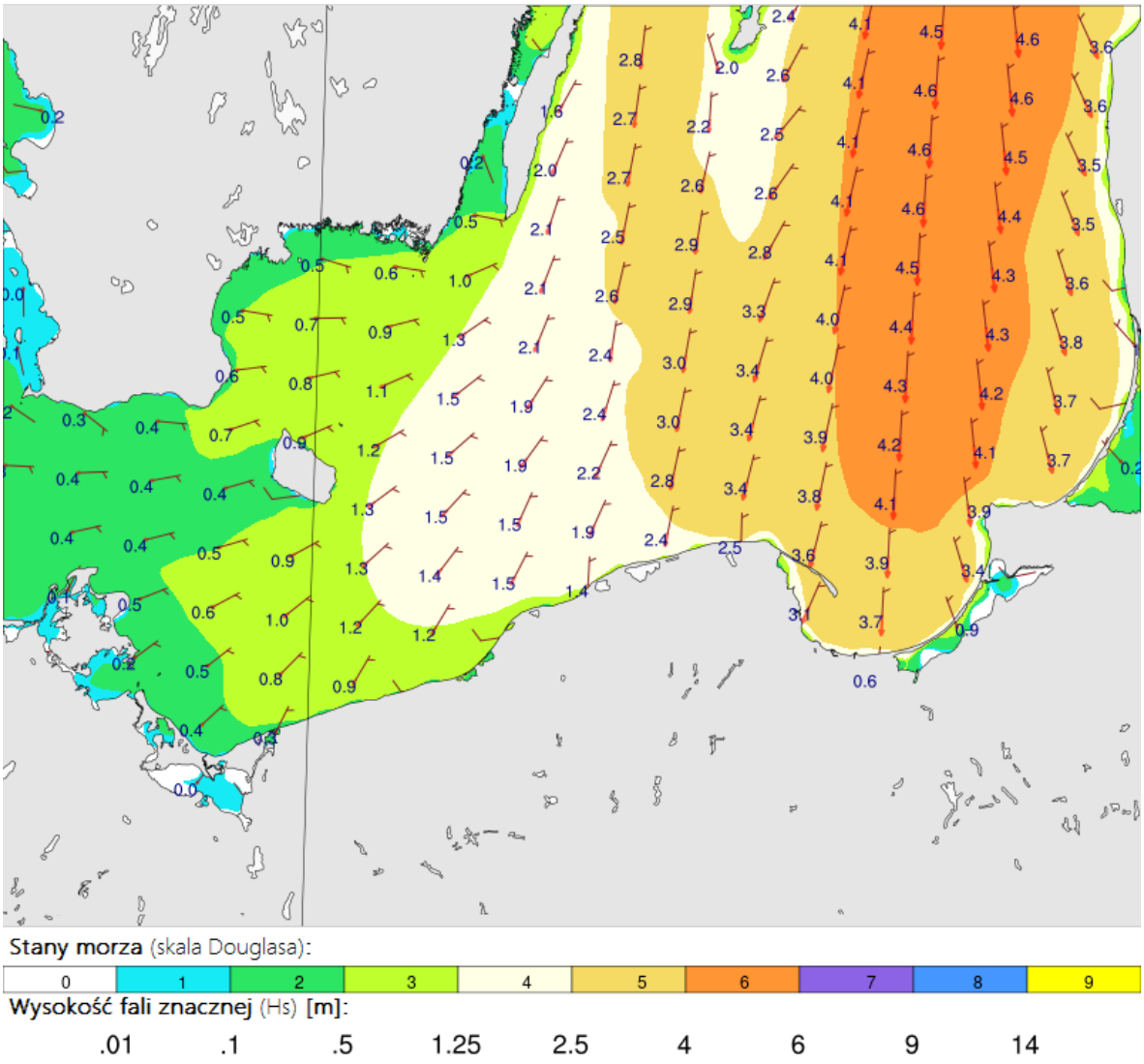
Najwięcej stanów morza w przedziale 1-4 stopnia w skali Douglasa występowało od kwietnia do sierpnia. Wysokość fali znacznej nie przekraczającej 2,5 m dominowała w sezonie letnim (bezsztormowym). Najwięcej fal o wysokości znacznej powyżej 2,5 m (5-9 stopnień stanu morza) zarejestrowano w sezonie zimowym (sztormowym) od września do marca. Poniżej przedstawiono rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej z modelu falowania SWAN, charakterystyczny dla warunków okresu bezsztormowego (Rys. I.4) oraz sztormowego (Rys. I.5).

W sierpniu 2019 roku nie zarejestrowano wysokości fal znacznych przekraczających 2,5 m. Warunki hydrodynamiczne w okresie bezsztormowym charakteryzują się niskimi falami i krótkimi okresami fal. W dniu, dla którego prezentowana jest symulacja, zachodnia część basenu Morza Bałtyckiego charakteryzowała się niskimi wartościami wysokości fali znacznej, tj. 0,0 – 0,1 m. W centralnej i wschodniej części akwenu dominowały fale o wysokości znacznej 0,2 – 1,25 m (Rys. I.4).



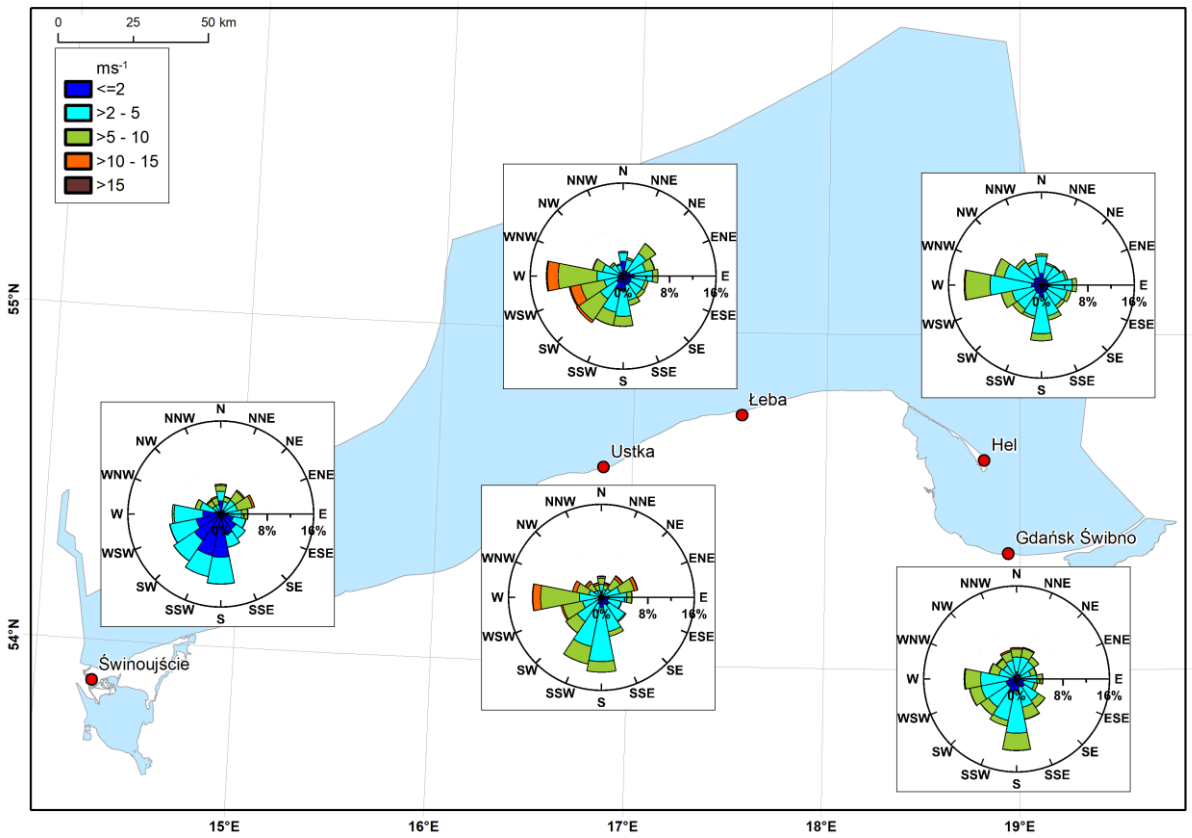
Rys. I.4. Symulacja wysokości fali znacznej modelu SWAN z dnia 07 sierpnia 2019r. (12:00 UTC) (kolorystycznie oznaczono stany morza wg Douglasa, wartość przy strzałce oznacza symulowaną wartość wysokości fali znacznej, a jej wektor wyznacza kierunek propagacji fali).

Najwyższą wartość wysokości fali znacznej w 2019 roku, w punkcie pomiarowym urządzenia WaveGuide zarejestrowano 2 stycznia 2019 o godzinie 9:44 UTC, kiedy osiągnęła wartość 7,48 m, a wysokość fali maksymalnej ponad 13 m. Symulacja na Rys. I.5 przedstawia warunki hydrodynamiczne w dniu występowania sztormu. W centralnej i wschodniej części południowego Bałtyku, w przebiegu południkowym, fale osiągały 5 i 6 stopień skali Douglasa, tj. 2,5 – 6 m wysokości znacznej. W zachodniej części wysokość fali znacznej plasowała się od 0,3 do 2,4 m. Niższe wartości występowały jedynie na obszarze Zalewu Szczecińskiego i wzdłuż wybrzeża Zatoki Puckiej.

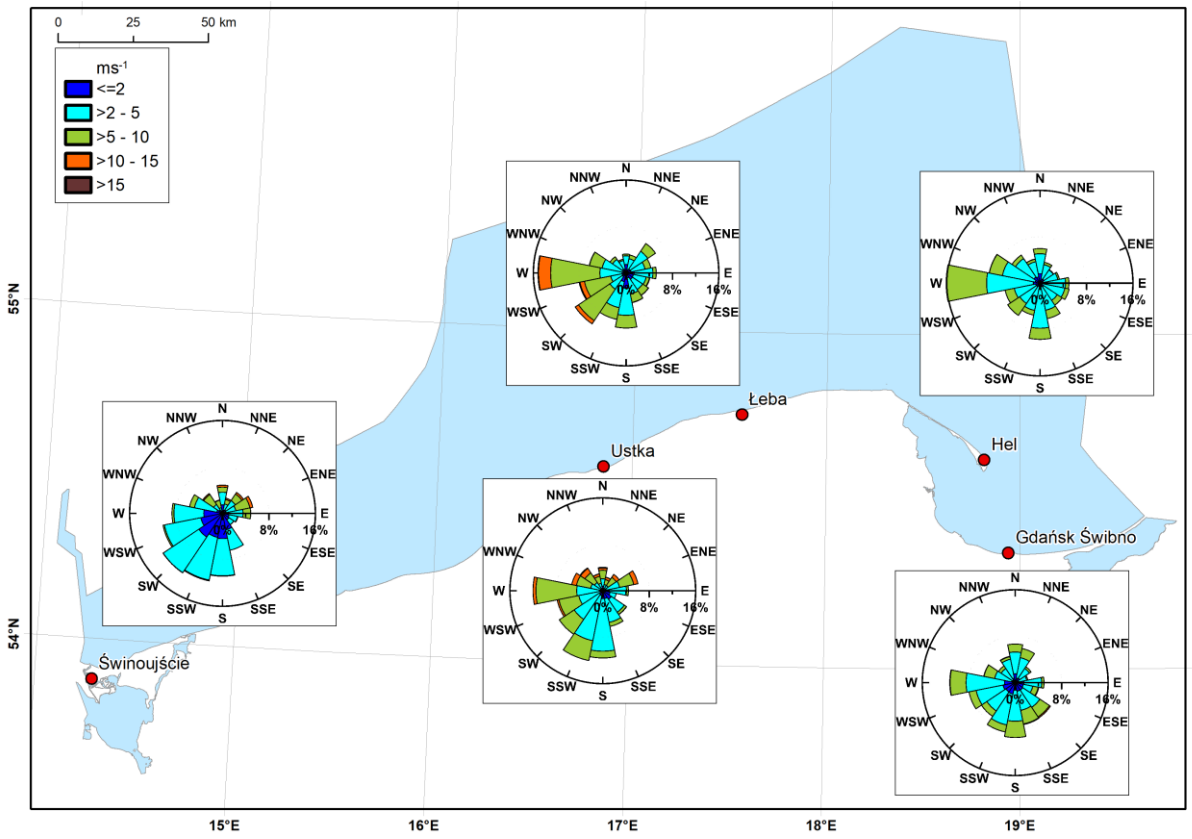


Rys. I.5. Symulacja wysokości fali znacznej modelu SWAN z dnia 02 stycznia 2019r. (18:00 UTC) (kolorystycznie oznaczono stany morza wg Douglasa, wartość przy strzałce oznacza symulowaną wartość wysokości fali znacznej, a jej wektor wyznacza kierunek propagacji fali).

Warunki oddziaływania falowania wiatrowego na brzeg w 2019 r. w stosunku do wielolecia 2009-2018 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 2009-2019, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.
Na stacjach polskiego wybrzeża w latach 2009-2018 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.6).
Rozkład kierunków i prędkości wiatru na stacjach polskiego wybrzeża w roku 2019 był bardzo zbliżony do średniego rozkładu z wielolecia. Na stacjach w Łebie, Helu i Gdańsku-Świbnie można zauważyć zwiększony udziału wiatru z zachodu (Rys. I.7).



Rys. I.6. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – **wielolecie 2009-2018.**



Rys. I.7. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – **rok 2019**.

Średnia prędkość wiatru na stacjach wybrzeża w 2019 roku nie odbiegała znacząco od średnich wartości wieloletnich - różnice bezwzględne zazwyczaj nie przekraczały ±0,4 m s^{-1}. Na stacjach w Świnoujściu, Ustce, Łebie i na Helu prędkość wiatru była nieznacznie wyższa niż w wieloleciu 2009-2018 i jedynie w Gdańsku-Świbnie odnotowano prędkość niższą niż przeciętnie (Tabela I.2).

Tabela I.2. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2019 r. i w wieloleciu 2009-2018 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Stacja / Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk-Świbno
2019	3,6	5,3	5,1	4,3	4,1
2009-2018	3,3	5,2	4,8	3,9	4,4

W 2019 roku na większości stacji wybrzeża zarejestrowano niższą liczbę przypadków ciszy niż w wieloleciu 2009-2018. Jedynie na stacji w Gdańsku-Świbnie częstość występowania ciszy była zbliżona do wartości przeciętnej (Tabela I.3).

Tabela I.3. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2019 r. i w wieloleciu 2009-2018 (z ośmiu pomiarów na dobę).

Stacja / Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk-Świbno
2019	0,5	0,2	0,2	0,4	0,4
2009-2018	1,6	0,5	1,5	0,5	0,4

Służby hydro-meteorologiczne IMGW-PIB stale monitorują i prognozują przebieg poziomów morza w rejonie polskiej strefy brzegowej. Największe zagrożenie dla terenów przybrzeżnych, w tym aglomeracji usytuowanych w ujściowych odcinkach rzek oraz dla infrastruktury brzegowej i portowej stanowią gwałtowne wezbrania sztormowe. Podczas takich zjawisk następują przekroczenia stanów ostrzegawczych, a następnie z reguły stanów alarmowych. Wszystkie zagrożenia wezbraniami sztormowymi są związane z przechodzeniem układów cyklonalnych nad wodami Morza Bałtyckiego i towarzyszącymi im silnymi wiatrami dolądowymi, wiejącymi z sektora północnego.
Charakterystykę zmian poziomów morza ze szczególnym uwzględnieniem występowania niebezpiecznych wezbrań sztormowych wykonano dla roku 2019 na tle wielolecia 2009-2018. 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.4).

Tabela I.4. 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 2019 na w/w stacjach zanotowano wielokrotne przekroczenia stanów ostrzegawczych oraz alarmowych (Tabela I.5). Częstość występowania stanów ostrzegawczych była najwyższa na wybrzeżu wschodnim we Władysławowie (1,96%) oraz nad Zatoką Gdańską, w Gdańsku Porcie Północnym (1,36%). Najrzadziej stany ostrzegawcze przekraczane były na wybrzeżu środkowym - w Ustce (0,14%). Podobna zależność kształtowała się w wieloleciu 2009-2018, gdzie najczęściej stany ostrzegawcze notowano w Gdańsku Porcie Północnym (2,49%) i Władysławowie (2%), a najrzadziej w Ustce (jedynie 0,48% stanów). W stosunku do wielolecia 2009-2018, częstość występowania stanów ostrzegawczych w roku 2019 we Władysławowie była niewiele niższa, podobnie w Zatoce Gdańskiej, natomiast na wybrzeżu środkowym (Ustka),

zachodnim (Kołobrzeg) oraz w Zatoce Pomorskiej (Świnoujście) była znacznie niższa i stanowiła jedynie około 1/3 przypadków z wielolecia.

Tabela I.5. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2019 oraz w wieloleciu 2009-2018.

Stacja / Stan	Okres	Świnoujście	Kołobrzeg	Ustka	Władysławowo	Gdańsk Port Północny
ostrzegawczy	2009-2018	0,73	0,55	0,48	2	2,49
	2019	0,27	0,19	0,14	1,93	1,36
alarmowy	2009-2018	0,35	0,07	0,07	0,47	0,55
	2019	0,39	0,13	0,1	0,33	0,27

Przypadki przekroczenia stanów alarmowych w roku 2019 najczęściej notowano w Świnoujściu (0,39%) oraz we Władysławowie (0,33%), najrzadziej w Ustce (0,14%). W stosunku do obserwacji z wielolecia 2009-2018 na wybrzeżu wschodnim w roku 2019 przekroczenia stanów alarmowych były prawie o połowę niższe w Gdańsku Porcie Północnym i trochę niższe we Władysławowie. Natomiast na stacjach wybrzeża zachodniego: w Kołobrzegu i Świnoujściu oraz środkowego w Ustce, częstość występowania stanów alarmowych w analizowanym roku była wyższa niż w wieloleciu 2009-2018.

Tabela I.6. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2019 r. i w wieloleciu 2009-2018.

Stacja	Stan ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	560	2009-2018	1,73	0,19	0,27	0,19	0,09	0,04	0,01		0,29	1,6	1,92	2,38
		2019	2,82								0,42			
Kołobrzeg	570	2009-2018	2,01	0,44	0,06	0,01					0,24	1,42	0,8	1,81
		2019	1,88								0,42			
Ustka	570	2009-2018	1,73	0,38	0,01	0,01						1,49	0,69	1,37
		2019	1,21		0,27						0,14			
Władysławowo	550	2009-2018	6,02	0,52	0,05	0,13			0,03	0,04	1,42	4,73	2,63	8,2
		2019	8,6		0,54				1,21		9,31	0,4		2,96
Gdańsk Port Północny	550	2009-2018	7,07	0,83	0,15	0,18		0,01	0,03	0,16	2,34	6,09	3,16	9,54
		2019	6,32		0,13				0,41		7,17			2,28

Badania nad wezbraniami sztormowymi w okresie ostatnich kilkudziesięciu lat wykazały, że zjawiska te, niebezpieczne dla strefy brzegowej najczęściej występują w okresie od listopada do marca. Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2019 została przedstawiona w Tabela I.6. Na wybrzeżu zachodnim przekroczenia stanów ostrzegawczych zarejestrowano jedynie w 2 miesiącach: styczniu i wrześniu - odpowiednio w Świnoujściu stanowiły 2,82% i 0,42% pomiarów i w Kołobrzegu 1,88 i 0,42%. Na wybrzeżu środkowym w Ustce przekroczenia stanów ostrzegawczych w styczniu zarejestrowano dodatkowo w marcu, Natomiast na wybrzeżu wschodnim we Władysławowie i Gdańsku Porcie Północnym największe częstości występowania i przekroczenia stanów ostrzegawczych zanotowano nietypowo w miesiącu wrześniu, 9,31% we Władysławowie i 7,17% w Gdańsku oraz tradycyjnie w styczniu, odpowiednio 8,6% i 6,32% i grudniu odpowiednio 2,96% oraz 2,28%. Podsumowując, w roku 2019 przekroczenia stanów ostrzegawczych na stacjach morskich były dużo częstsze na wybrzeżu wschodnim niż na zachodnim, zanotowano je nawet w miesiącu lipcu (Władysławowo 1,21%, Gdańsk Port Północny 0,41%). W stosunku do wielolecia 2009-2018 w Świnoujściu nastąpiło przesunięcie największej częstości występowania z grudnia na styczeń, natomiast na wybrzeżu wschodnim z grudnia na

wrzesień, a następnie styczeń. Ponadto na wybrzeżu wschodnim w analizowanym roku częstość występowania stanów ostrzegawczych w miesiącu wrześniu była we Władysławowie 6 krotnie, a w Gdańsku Porcie Północnym 3 krotnie wyższa od średniej z wielolecia. W Kołobrzegu i Ustce analogicznie jak w wieloleciu 2009-2018 największa częstość występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy w 2019 roku pojawiła się w styczniu.

Tabela I.7. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2019 r. i w wieloleciu 2009-2018.

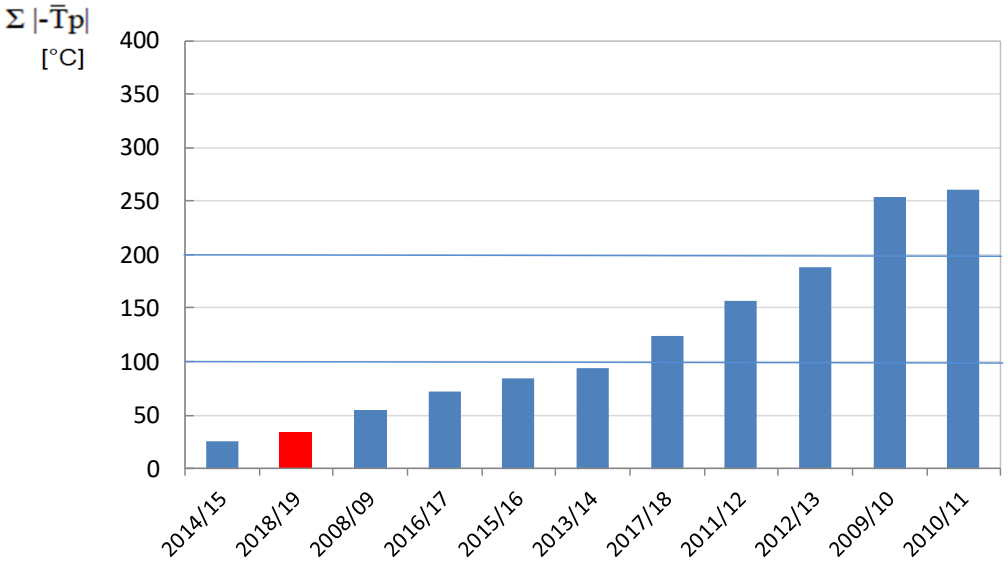
Stacja	Stan alarmowy [cm]	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	580	2009-2018	1,24	0,31							0,32	1,24	0,35	0,69
		2019	4,44								0,14			
Kołobrzeg	610	2009-2018	0,64	0,01										0,16
		2019	1,48											
Ustka	600	2009-2018	0,62									0,09		0,11
		2019	1,21											
Władysławowo	570	2009-2018	2,08	0,35								1,57	0,32	1,29
		2019	3,76								0,14			
Gdańsk Port Północny	570	2009-2018	2,4	0,33								1,94	0,31	1,5
		2019	3,09											

Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2019 oraz w wieloleciu 2009-2018 została przedstawiona w Tabela I.7. Jak już wspomniano, na stacjach wybrzeża zachodniego: w Kołobrzegu i Świnoujściu oraz środkowego - w Ustce, częstość występowania stanów alarmowych w analizowanym roku była wyższa niż w wieloleciu 2009-2018. Analiza występowania stanów alarmowych w poszczególnych miesiącach wykazała, że w roku 2019 stany alarmowe wystąpiły na wszystkich stacjach w styczniu, dodatkowo w Świnoujściu i Władysławowie we wrześniu. Najczęściej styczniowe przekroczenia stanów alarmowych notowano w Świnoujściu (4,44%) oraz na wybrzeżu wschodnim we Władysławowie (3,76%) i w Gdańsku Porcie Północnym (3,09%). Należy dodać, że we wspomnianym styczniu w Świnoujściu zaobserwowano ponad 3,5 razy więcej przekroczeń stanów alarmowych w stosunku do średniej wieloletniej, w Kołobrzegu, Ustce i Władysławowie prawie 2 razy więcej, natomiast w Gdańsku Porcie Północnym niewiele ponad średnią z wielolecia 2009-2018.

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 2018/19 na polskim wybrzeżu był bardzo łagodny. Średnie miesięczne temperatury powietrza we wszystkich zimowych miesiącach na polskim wybrzeżu były dodatnie. Dla południowego obszaru Morza Bałtyckiego zima 2018/19 ze względu na "sumę zimna" ("cold sum") należy do zim łagodnych i plasuje się jako druga z kolei łagodna zima w okresie 2009-2019 (Rys. I.8) (Stanisławczyk 2019). Bardzo krótki okres (kilkudniowy) z ujemną średnią dobową temperaturą powietrza wystąpił w styczniu na całym wybrzeżu (z najniższą ujemną średnia dobową temperaturą powietrza -5,1 C w Świnoujściu i -4,7 na Helu), ale nie tak by zapoczątkowało to tworzenie się lodu na otwartym morzu.

Sezon lodowy 2018/19 na polskim wybrzeżu był bardzo krótki i bardzo łagodny. W polskiej strefie brzegowej (wody wewnętrzne) zlodzenie wystąpiło pod koniec stycznia i na początku lutego 2019 r. W strefie brzegowej otwartego morza lód się nie utworzył. Z tego względu nie została wydana w tym sezonie żadna mapa zlodzenia polskiej strefy brzegowej. Występowanie zjawisk lodowych ograniczyło się do wód wewnętrznych: Zalewu Wiślanego i Zatoki Puckiej (Tabela I.8). Na Zalewie Wiślanym zanotowano 47 dni z lodem, a na Zatoce Puckiej 38 dni, gdy przeciętnie występuje: odpowiednio 91 i 67 dni (średnia wieloletnia 1961-1990). Na Zalewie Szczecińskim w części północnej miejscami pojawił się świeży lód, ale był nieistotny dla żeglugi. Zlodzenie w polskiej strefie przybrzeżnej w sezonie lodowym 2018/19 nie spowodowało utrudnień nawigacyjnych.

W sezonie 2018/19 żegluga w rejonie otwartego morza, jak i torze wodnym Szczecin - Świnoujście odbywała się bez przeszkód. Maksymalny zasięg lodu na Morzu Bałtyckim wystąpił w dniu 27 stycznia 2019 r. i wyniósł ok. 88 000 km^2.



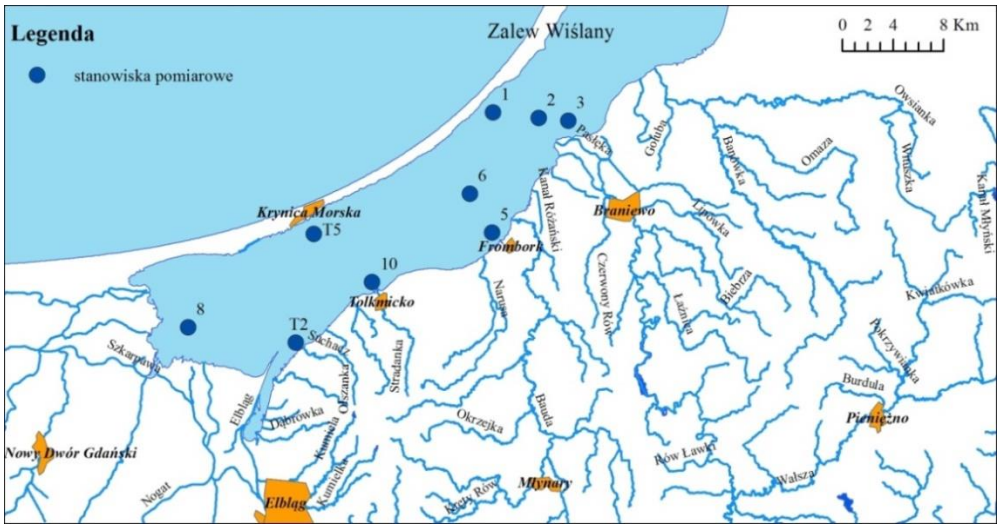
Rys. I.8. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu" dla polskiego wybrzeża, 2009/10 – 2018/19.

Tabela I.8. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2018/19.

Stacje	Pierwszy lód	Ostatni lód	Długość sezonu	Liczba dni z lodem	max grubość [cm]
Zalewy/wody przybrzeżne:					
Zalew Wiślany/ PLTWIWB1	1.12	13.02	75	33	10
Puck, port i wody przyległe PLTWIIWB2	25.01	3.02	10	10	5

I.3. Województwo warmińsko-mazurskie

Na obszarze województwa warmińsko-mazurskiego znajduje się jedna jednolita część wód przejściowych – Zalew Wiślany (PLTW I WB 1). Jest to akwen transgraniczny, podzielony pomiędzy dwa kraje, Polskę i Federację Rosyjską. W granicach Polski położona jest południowa część Zalewu o długości 35,1 km, szerokości maksymalnej 11 km i powierzchni 328 km^2 (powierzchnia całego zbiornika - 838 km^2).
W 2019 r. badania polskiej części wód Zalewu Wiślanego, objęte Państwowym Monitoringiem Środowiska, wykonano na 9 stanowiskach pomiarowych w zakresie monitoringu operacyjnego i badawczego (Rys. I.9).



Rys. I.9. Lokalizacja stanowisk pomiarowych Zalewu Wiślanego w 2019 r.

Ocenę jakości wód wykonano zgodnie z rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z 11 października 2019 r. *w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych* (Dz.U. z 2019 r. poz. 2149).

Ocena potencjału ekologicznego

Elementy biologiczne

Oceniając elementy biologiczne wykorzystano wyniki badań fitoplanktonu i chlorofilu a z 2019 r., wyniki badań ichtiofauny wykonanych w 2019 r. przez Morski Instytut Rybacki – PIB w Gdyni, a także dziedziczoną z 2017 r. ocenę makroglonów i okrytozalążkowych oraz makrobezkręgowców bentosowych.

Fitoplankton. Badania fitoplanktonu prowadzono na podstawie metodyki zamieszczonej w Przewodniku metodycznym do badań terenowych i analiz laboratoryjnych elementów biologicznych wód przejściowych i przybrzeżnych (BMŚ 2010).

Próbki do badań zostały pobrane z 9 stanowisk pomiarowych (Rys. I.9) w lutym, kwietniu, czerwcu, lipcu, sierpniu i we wrześniu. Średnią liczebność i bioobjętość obliczono z całego sezonu pomiarowego.

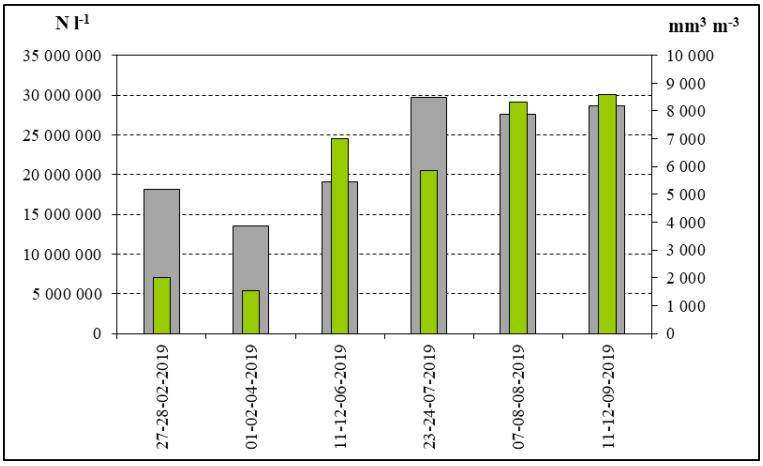
Skład gatunkowy fitoplanktonu w 2019 r. był uboższy w porównaniu z latami 2017 - 2018 i 2013 - 2014, bogatszy natomiast niż w latach 2015 - 2016 (zidentyfikowano wówczas odpowiednio 65 i 63 taksony). Oznaczono 8 grup taksonomicznych (Cyanophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Chryzophyta, Chlorophyta, Haptophyta, Ciliophora, Euglenophyta) oraz 78 taksonów (w 2013 r. oznaczono 111, w 2014 – 93, w 2017 – 87, a w 2018 – 88 taksonów). Największą różnorodnością gatunkową charakteryzowały się Chlorophyta (zielenice), Cyanophyta (sinice) i Chryzophyta (reprezentowane wyłącznie przez okrzemki), spośród których oznaczono odpowiednio 26, 23 i 17 gatunków. Podczas gdy w 2018 r. oznaczono 27 gatunków Chlorophyta, 24 Cyanophyta i 25 Chryzophyta. Liczba gatunków oznaczonych na poszczególnych stanowiskach pomiarowych w 2019 r. wahała się od 39 (st. 1 i 6) do 44 (st. 3).

Średnia całkowita liczebność fitoplanktonu w 2019 r. wyniosła 22 764 073 jednostek (N) w litrze (Rys. I.10). Liczebność fitoplanktonu podlegała zmianom sezonowym. W kwietniu nastąpił spadek liczebności w porównaniu z lutym, następnie od czerwca obserwowano wzrost, który maksimum osiągnął w lipcu (29 661 897 N l^{-1}). Minimum liczebności wystąpiło w kwietniu (13 487 003 N l^{-1}). W lutym, w składzie fitoplanktonu nieznacznie dominowały Cryptophyta, a od kwietnia rozpoczęła się, trwająca do końca sezonu pomiarowego, dominacja Cyanophyta. Sinice maksymalną liczebność osiągnęły w lipcu (24 815 738 N l^{-1}) i były też grupą o największej średniej liczebności w całym sezonie badawczym (16 046 718 N l^{-1}). Gatunkami o największej średniej liczebności w 2019 r. były sinice *Merismopedia tenuissima* (4 446 202 N l^{-1}) i *Merismopedia punctata* (4 281 848 N l^{-1}). W układzie przestrzennym średnia całkowita liczebność fitoplanktonu wahała się od 18 084 520 (st. 10) do 29 512 804 N l^{-1} (st. 5).

Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w 2019 r. wyniosła 5 549,82 mm^3 m^{-3} (Rys. I.10). Maksimum bioobjętości wystąpiło we wrześniu (8 577,80 mm^3 m^{-3}), minimum w kwietniu (1 536,77 mm^3 m^{-3}). Spośród grup taksonomicznych największą średnią bioobjętość w sezonie osiągnęły Cyanophyta (3 217,57 mm^3 m^{-3}). Z wyjątkiem nieznacznej dominacji Cryptophyta w lutym, których bioobjętość wyniosła wówczas 493,79 mm^3 m^{-3}, przez pozostałą część sezonu dominowały sinice, które maksimum bioobjętości osiągnęły w sierpniu (5 869,49 mm^3 m^{-3}). Gatunkiem o największej średniej bioobjętości była sinica *Woronichinia naegeliana* (1 093,46 mm^3 m^{-3}). W układzie przestrzennym wartości średniej całkowitej bioobjętości fitoplanktonu wahały się od 3 408,06 mm^3 m^{-3} (st. 8) do 8 121,08 mm3 m^{-3} (st. 5).

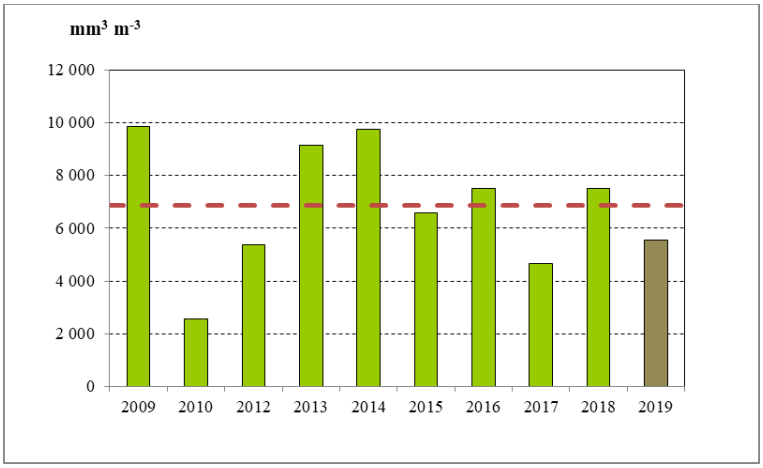
Zmienność sezonowa fitoplanktonu w 2019 r. została zaburzona w związku z wyjątkowo łagodną zimą i wysokimi temperaturami wody panującymi od później wiosny przez cały okres letni. Rok 2019 był kolejnym, w którym nie odnotowano wiosennego zakwitu okrzemek.

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 60,73 mg m^{-3} (= 60,73 µg l^{-1}) (Rys. I.12) i zakwalifikowała wskaźnik do V klasy (zły potencjał).



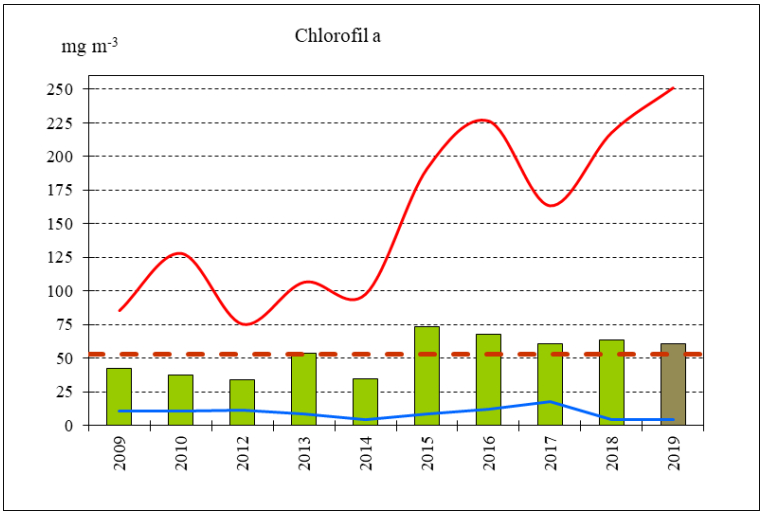
Rys. I.10. Liczebność (N l^{-1}) i bioobjętość (mm^3 m^{-3}) fitoplanktonu Zalewu Wiślanego w sezonie pomiarowym 2019 r.

liczebność bioobjętość



Rys. I.11. Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2009 - 2019 (średnie z sezonu pomiarowego).

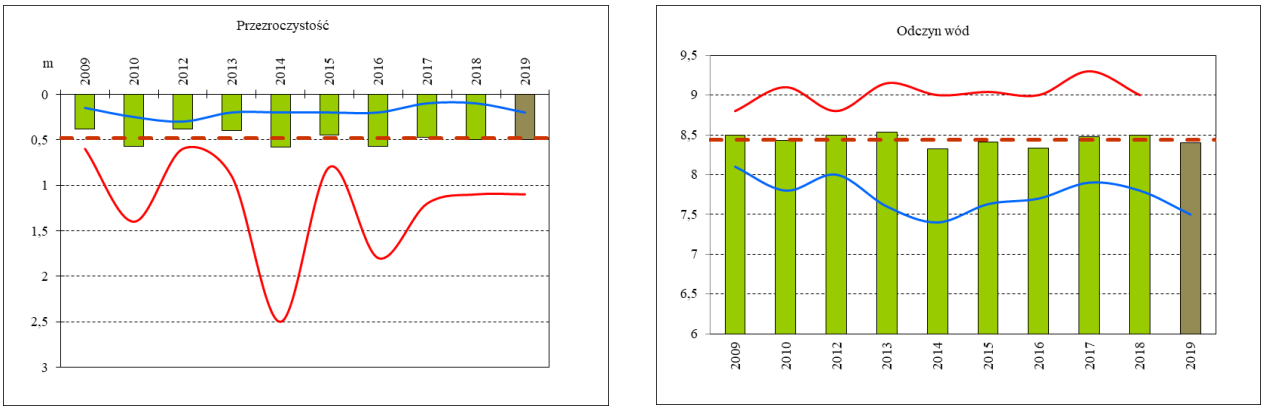
śr. średnia z lat 2009 - 2019



Rys. I.12. Stężenie chlorofilu a w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2009-2019 (ektremalne i średnie z sezonu pomiarowego).

śr. min. max. średnia z lat 2009-2019

Rozwój fitoplanktonu jest jednym z czynników kształtujących przezroczystość i odczyn wód akwenu. Wody zalewu charakteryzują się niską przezroczystością i wysokim, zasadowym pH. W 2019 r. przezroczystość wód, mierzona w trakcie pobierania próbek, mieściła się w zakresie od 0,2 do 1,1 m. Średnia wartość z sezonu pomiarowego wyniosła 0,5 m (Rys. I.13). Odczyn wód zalewu wahał się w przedziale od 7,5 do 9,0, przy średniej z roku 8,4 (Rys. I.13).



Rys. I.13. Przezroczystość i odczyn wód Zalewu Wiślanego w latach 2009 - 2019 (ekstremalne i średnie z sezonu pomiarowego).

śr. min. max. średnia z lat 2009-2019

Ichtiofauna. Ocenę potencjału ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb w 2019 r. wykonano z wykorzystaniem metodyki zawartej w „Przewodniku metodycznym do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji wód przejściowych", sporządzonej w ramach realizacji zadania „Monitoring ichtiofauny w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych" w latach 2010-2012, stosując indeks stanu ichtiofauny (SI). Indeks wyliczany jest na podstawie wskaźników cząstkowych charakteryzujących daną JCWP. W przypadku Zalewu Wiślanego są to:

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

Badania ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2019 r. zostały wykonane na 6 stanowiskach pomiarowych (Rys. I.14). W Tabela I.9 przedstawiono zakresy wskaźników cząstkowych służących do oceny potencjału ekologicznego wód Zalewu Wiślanego, w Tabela I.10 wyniki klasyfikacji wskaźników w 2019 r.

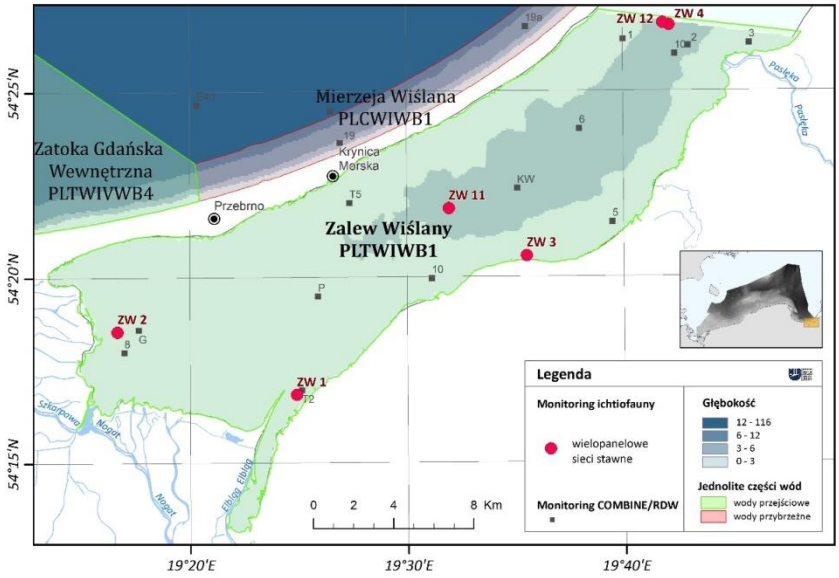
Tabela I.9. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w zakresie ichtiofauny.

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

Tabela I.10. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w zakresie ichtiofauny w 2019 r.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2019 r.	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	3,4	3
CPUE okoń	7,9	1
CPUE drapieżniki	21,1	2
Liczba Gatunków	6	5
% okoń > 2	30,85	5

Wartość indeksu SI, wyznaczonego na podstawie danych z 2019 r. wyniosła 3,08 (EQR = 0,62), co odpowiada 3 klasie (potencjał umiarkowany).



Rys. I.14. Stanowiska badania ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2019 r. (źródło MIR 2019).

Elementom biologicznym w 2019 r. przypisano klasę V (zły potencjał). Zgodnie z obowiązującym rozporządzeniem o wyniku klasyfikacji elementów biologicznych zdecydował wskaźnik, któremu nadano najmniej korzystną klasę (chlorofil a i makrobezkręgowce bentosowe).

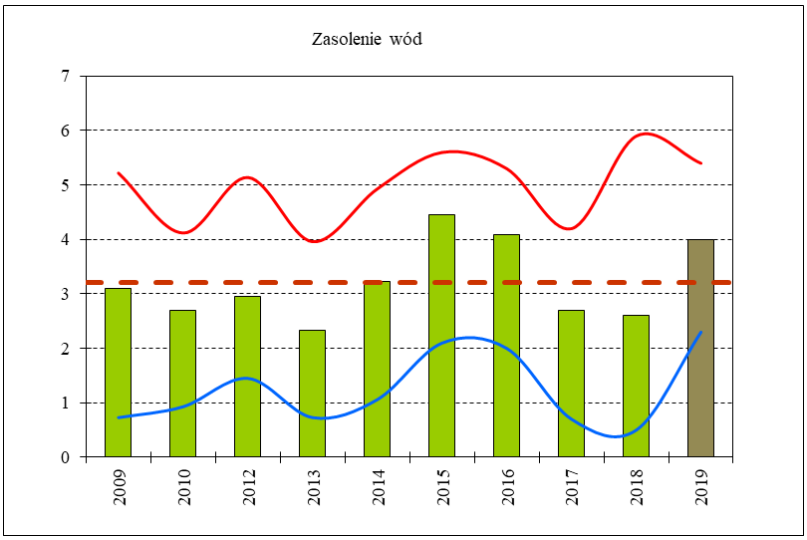
Elementy hydromorfologiczne

Klasyfikacja elementów hydromorfologicznych została wykonana w odniesieniu do wskaźnika odporności ekosystemu. W 2019 r. JCWP Zalew Wiślany przypisano klasę poniżej II (PPD).

Elementy fizykochemiczne

W 2019 r. badania wskaźników fizykochemicznych prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych, od lutego do września, wspólnie z badaniami fitoplanktonu.

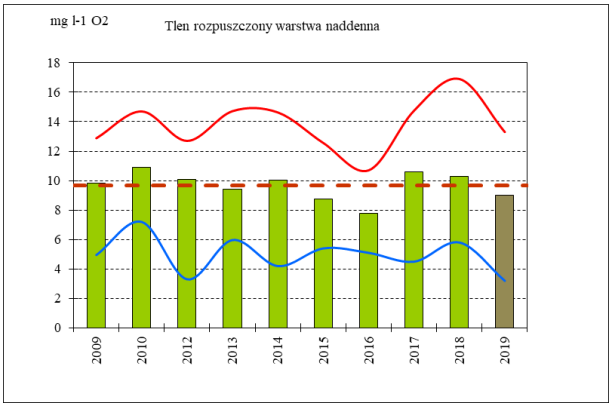
Zasolenie wód Zalewu Wiślanego jest wynikiem oddziaływania szeregu czynników. Do najważniejszych należą wielkość zasilania rzecznego i częstość wlewów wód morskich. Najniższe wartości występują zwykle wczesną wiosną, w związku z intensywnym dopływem słodkich wód rzecznych, najwyższe w okresie jesiennych sztormów i związanych z nimi wlewami zasolonych wód z Zatoki Gdańskiej. W 2019 r. wartości zasolenia (Rys. I.15) mieściły się w zakresie od 2,3 do 5,4 i podobnie do lat 2015 i 2016 średnia wartość z sezonu badawczego była wyższa od średniej z wielolecia.

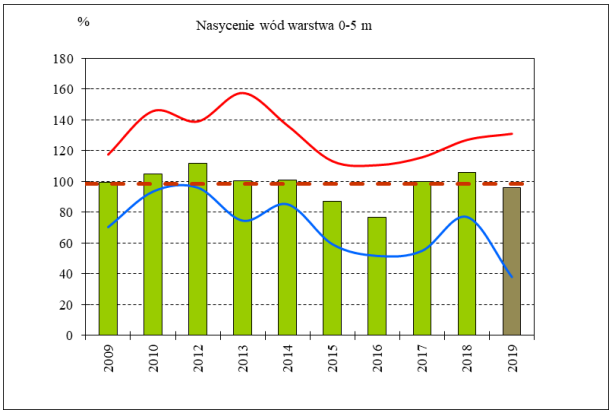


Rys. I.15. Zasolenie wód Zalewu Wiślanego w latach 2009-2019 (ekstremalne i średnie z sezonu pomiarowego).

śr. min. max. średnia z lat 2009-2019

Natlenienie wód kształtowane jest zarówno przez czynniki klimatyczne, jak i dynamikę produkcji pierwotnej. Intensywnym zakwitom fitoplanktonu towarzyszą okresy wysokiego natlenienia powierzchniowej warstwy wód i niskie stężenia tlenu rozpuszczonego w warstwie naddennej. Do oceny stopnia natlenienia wód przejściowych, stosowane są dwa wskaźniki: stężenie tlenu rozpuszczonego nad dnem (wart. minimalna z VI-IX) oraz nasycenie tlenem warstwy wód 0-5 m (wart. maksymalna z całego sezonu). W 2019 r. minimalne stężenie tlenu nad dnem wyniosło 3,2 mg l^{-1}, maksymalne nasycenie tlenem warstwy 0-5 m 131 %. Wartości średnie obu wskaźników były niższe od średniej z wielolecia (Rys. I.16).



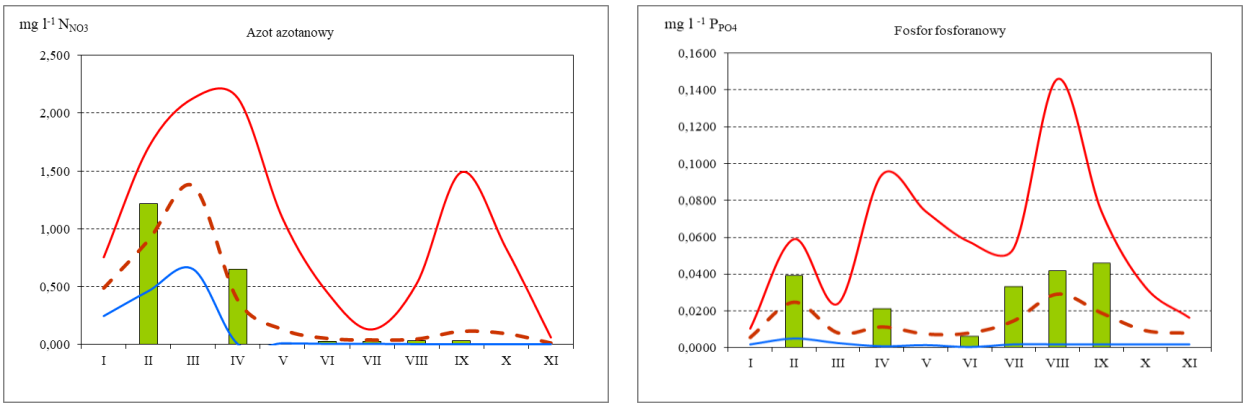


Rys. I.16. Natlenienie wód Zalewu Wiślanego w latach 2009 – 2019 (ekstremalne i średnie z sezonu pomiarowego).

śr. min. max. średnia z lat 2009-2019

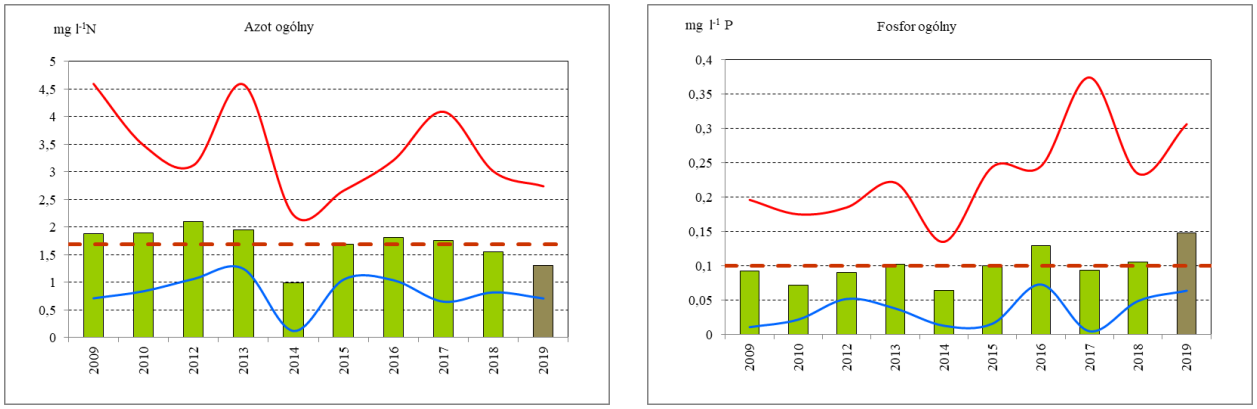
Zawartość **związków biogennych** w Zalewie Wiślanym charakteryzuje zmienność sezonowa. Maksymalne stężenia notowane są zwykle zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem wegetacji, która rusza bezpośrednio po zejściu lodu, utrzymującego się zwykle na zalewie przez cały okres zimowy. Sezon zimowy 2018/2019 był bardzo krótki i bardzo

łagodny. Lód o grubości maksymalnej 10 cm utrzymywał się przez 33 dni. Pierwszy lód pojawił się 1.12.2018, a ostatnim dniem z lodem był 13.02.2019 (opr. IMGW: Zlodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2018/2019, I. Stanisławczyk). Pierwsze próbki wody do badań zostały pobrane po zejściu lodu, 27-28.02.2019 r., wobec czego otrzymane wartości stężeń mogą wskazywać na wielkość zimowej puli biogenów będącej bazą pokarmową wiosennego fitoplanktonu. Stężenia mineralnych form azotu najwyższe wartości osiągnęły w lutym (Rys. I.17) i mieściły się w zakresie od 0,859 do 1,704 mg $N\text{-}NO_3$ l^{-1}. W przypadku fosforu fosforanowego najwyższe wartości stężeń (Rys. I.17) wystąpiły w lutym, sierpniu i we wrześniu i mieściły się odpowiednio w zakresach: od 0,021 do 0,059 mg $P\text{-}PO_4$ l^{-1} (luty), od 0,005 do 0,078 mg $P\text{-}PO_4$ l^{-1} (sierpień) i od 0,013 do 0,074 mg $P\text{-}PO_4$ l^{-1} (wrzesień). Stężenia ogólnych form azotu i fosforu (Rys. I.18), odzwierciedlające wielkość produkcji pierwotnej, były poniżej średniej z wielolecia w przypadku azotu ogólnego i znacznie powyżej w przypadku fosforu ogólnego. Zakresy stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego, w sezonie pomiarowym 2019, wynosiły odpowiednio od 0,71 do 2,74 mg N l^{-1} (średnia roczna 1,3 mg N l^{-1}) i od 0,064 do 0,306 mg P l^{-1} (średnia roczna 0,148 mg P l^{-1}).



Rys. I.17. Stężenia azotu azotanowego i fosforu fosforanowego w wodach Zalewu Wiślanego w 2019 r. na tle stężeń z wielolecia.

śr. 2019 — min. z lat 2009-2019 — max. z lat 2009-2019 — średnia z lat 2009-2019

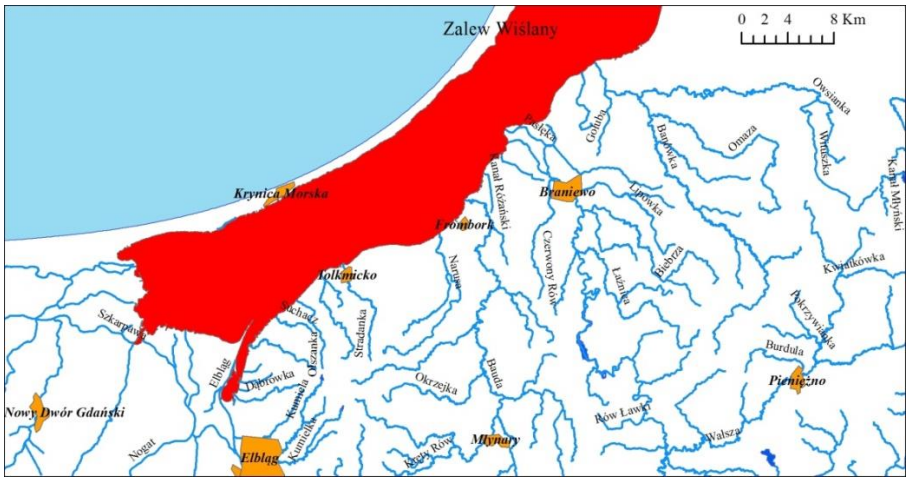


Rys. I.18. Stężenia azotu ogólnego i fosforu ogólnego w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2009 – 2019 (ekstremalne i średnie z sezonu pomiarowego).

śr. — min. — max. — średnia z lat 2009-2019

Elementy fizykochemiczne badane w 2019 r. nie spełniły wymagań II klasy ze względu na niską przezroczystość, niskie stężenie tlenu rozpuszczonego nad dnem, wysokie nasycenie wód tlenem oraz wysokie stężenia azotu azotanowego, ogólnego i mineralnego, a także fosforu ogólnego. Dodatkowo badane w 2017 roku wskaźniki ogólny węgiel organiczny oraz aldehyd mrówkowy i selen zostały ocenione poniżej II klasy. W związku z tym elementom fizykochemicznym wspierającym elementy biologiczne (grupa 3) przypisano potencjał poniżej dobrego (PPD).

Potencjał ekologiczny jednolitej części wód przejściowych Zalew Wiślany w 2019 r. oceniono jako **zły** (Rys. I.19), z uwagi na ocenę wskaźników biologicznych (V klasa) i fizykochemicznych (PPD).

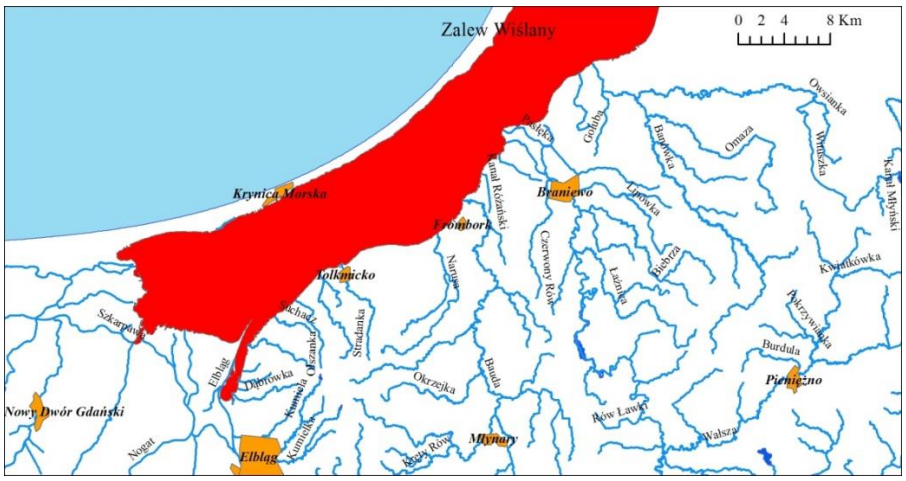


Rys. I.19. Ocena potencjału ekologicznego JCWP Zalew Wiślany w 2019 r.

V klasa Zły potencjał ekologiczny

Ocena stanu chemicznego

Wykonując ocenę stanu chemicznego JCWP wykorzystano wyniki badań wskaźników chemicznych charakteryzujących występowanie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (grupa 4) wykonanych w 2019 r., a także ocenę z 2014, 2017 i 2018 r. wskaźników tej grupy niebadanych w 2019 r. Próbki wody do badań zostały pobrane 12 razy w sezonie pomiarowym z 3 (Rys. I.9) stanowisk pomiarowych (nr 2, 6, 8). Materiał biologiczny do oceny zawartości substancji priorytetowych w organizmach żywych pochodził z ryb pozyskanych z połowów komercyjnych (okonia) i jednego gatunku małża (racicznicy zmiennej).
Normy środowiskowe zostały przekroczone przez trzy wskaźniki badane w wodzie (fluoranten, benzo(a)piren, benzo(g,h,i)perylen) oraz trzy wskaźniki badane w organizmach (difenyloeter bromowany, rtęć, heptachlor).
Wobec stwierdzonych przekroczeń stan chemiczny JCWP Zalew Wiślany został oceniony na poniżej dobrego (Rys. I.20).



Rys. I.20. Ocena stanu chemicznego JCWP Zalew Wiślany w 2019 r.

PD poniżej stanu dobrego

Podsumowanie

Wynikiem ocen potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jest ocena stanu JCWP. W 2019 r. stwierdzono zły stan JCWP Zalew Wiślany (Tabela I.11).

Tabela I.11. Ocena jakości JCWP Zalew Wiślany w 2019 r.

Elementy biologiczne			Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Potencjał ekologiczny	Stan chemiczny	Stan JCWP
Fitoplankton		V KLASA	PPD	PPD	ZŁY	PD	ZŁY
chlorofil a	V klasa potencjał zły						
Ichtiofauna							
wskaźnik SI	III klasa potencjał umiarkowany						
Makrogolony i okrytozalążkowe							
wskaźnik SM	II klasa potencjał dobry						
Makrozoobezkręgowce bentosowe							
indeks B	V klasa potencjał zły						

W 2020 r. została wykonana ocena eutrofizacji JCWP na podstawie wyników badań z 2019 r. następujących wskaźników eutrofizacji: fitoplanktonu, przezroczystości, tlenu rozpuszczonego nad dnem, azotu azotanowego, azotu azotynowego, azotu ogólnego, fosforu fosforanowego i fosforu ogólnego. Wskaźnikom nadano V klasę, co tylko potwierdziło eutrofizację Zalewu Wiślanego. Eutrofizacja jest głównym problemem akwenu. Jej przyczyną jest zarówno zasilanie w substancje biogenne z zewnątrz (dopływ rzekami, ze źródeł punktowych i obszarowych), jak i uwalnianie ich z osadów dennych. Wynikiem eutrofizacji są występujące, szczególnie w okresie letnim, zakwity sinic. Glony rozwijające się w przeżyźnionych wodach są zarówno skutkiem eutrofizacji, jak i przyczyniają się do jej pogłębiania. Pojawiający się w trakcie zakwitów nadmiar materii organicznej i następnie jej rozkład powoduje deficyty tlenowe, ograniczenia przezroczystości wody, wzrost pH, co z kolei pogarsza warunki bytowe innych organizmów wodnych (w tym również ryb) oraz obniża funkcje rekreacyjne akwenu.

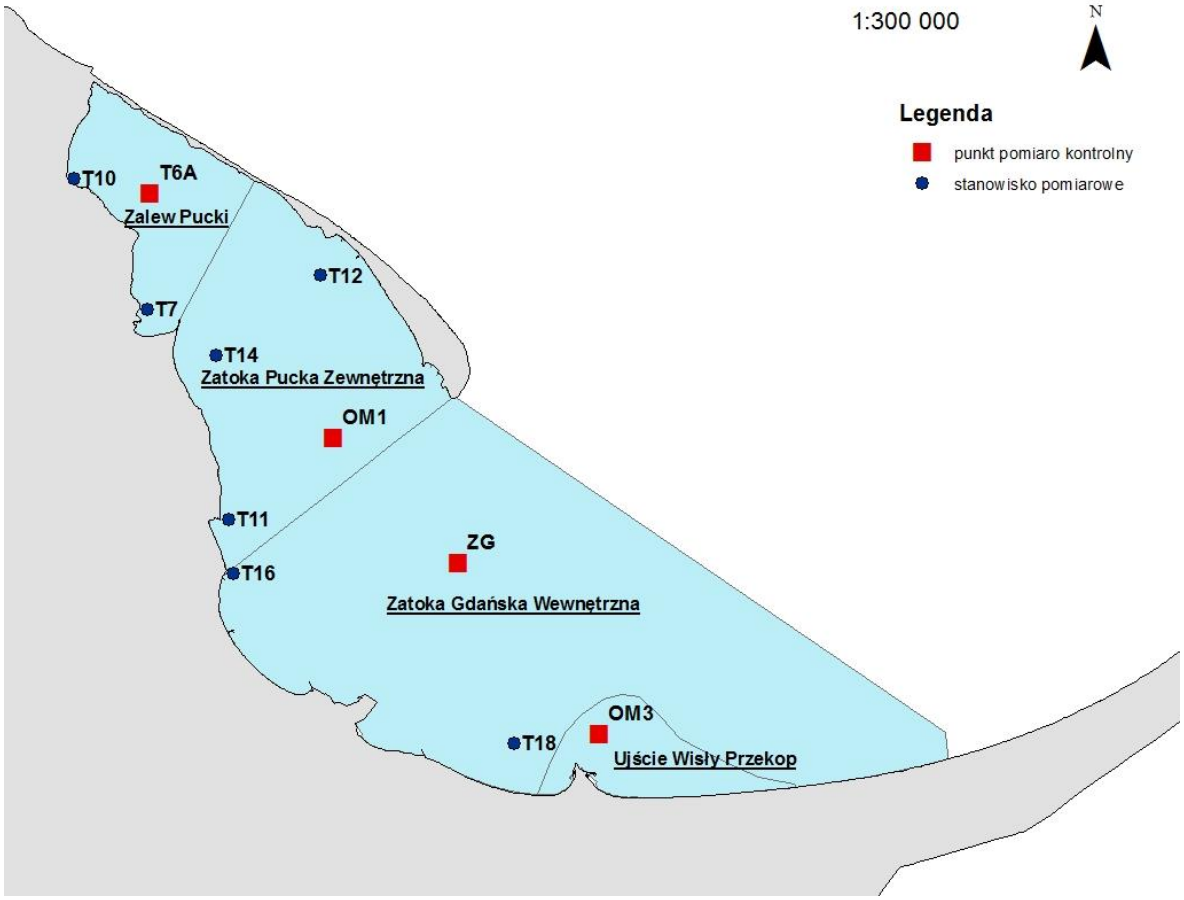
I.4. Województwo pomorskie

W województwie pomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód (JCWP) przejściowych oraz siedem jednolitych części wód przybrzeżnych. Zgodnie z obowiązującą typologią od 2016 r. do naturalnych zaliczono wszystkie JCWP z wyjątkiem JCWP Port Władysławo, a także JCWP Ujście Wisły Przekop. Zaliczone zostały one do wód silnie zmienionych. W Tabela I.12 przedstawiono wykaz JCWP przylegających do województwa pomorskiego.

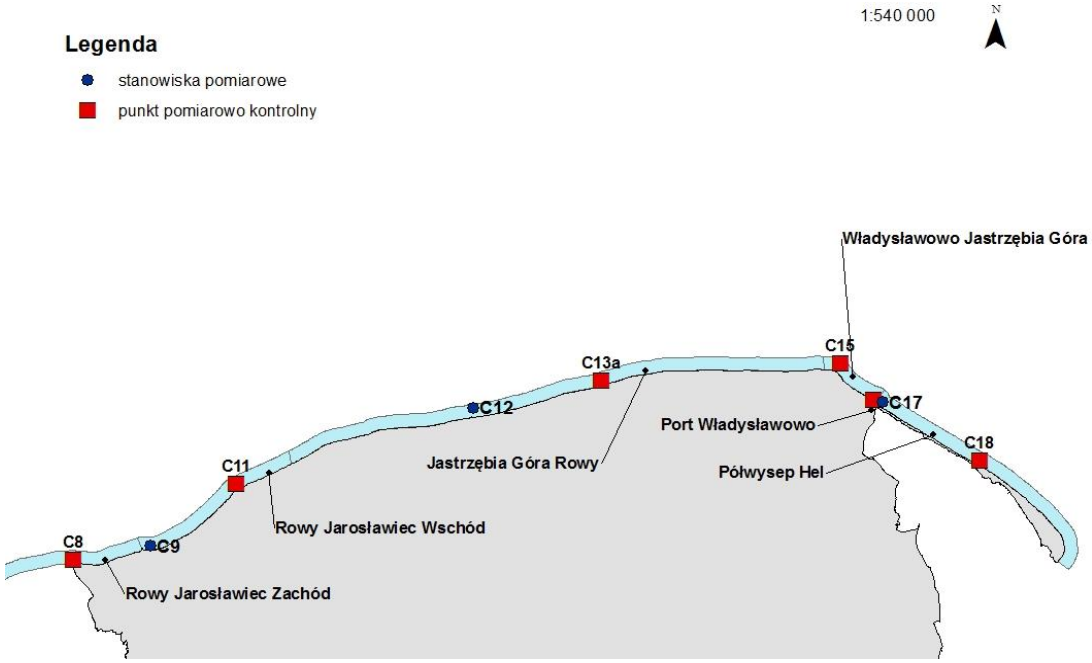
Tabela I.12. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego.

Nazwa JCWP	Kod JCWP	Rodzaj JCWP
Zalew Pucki	PLTW II WB 2	Naturalna
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PLTW III WB 3	Naturalna
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PLTW IV WB 4	Naturalna
Ujście Wisły Przekop	PLTW V WB 5	Silnie zmieniona
Rowy-Jarosławiec Zachód	PLCW II WB 6W	Naturalna
Rowy-Jarosławiec Wschód	PLCW II WB 6E	Naturalna
Jastrzębia Góra-Rowy	PLCW III WB 5	Naturalna
Władysławowo-Jastrzębia Góra	PLCW II WB 4	Naturalna
Port Władysławowo	PLCW I WB 3	Silnie zmieniona
Półwysep Hel	PLCW I WB 2	Naturalna
Mierzeja Wiślana	PLCW I WB 1	Naturalna

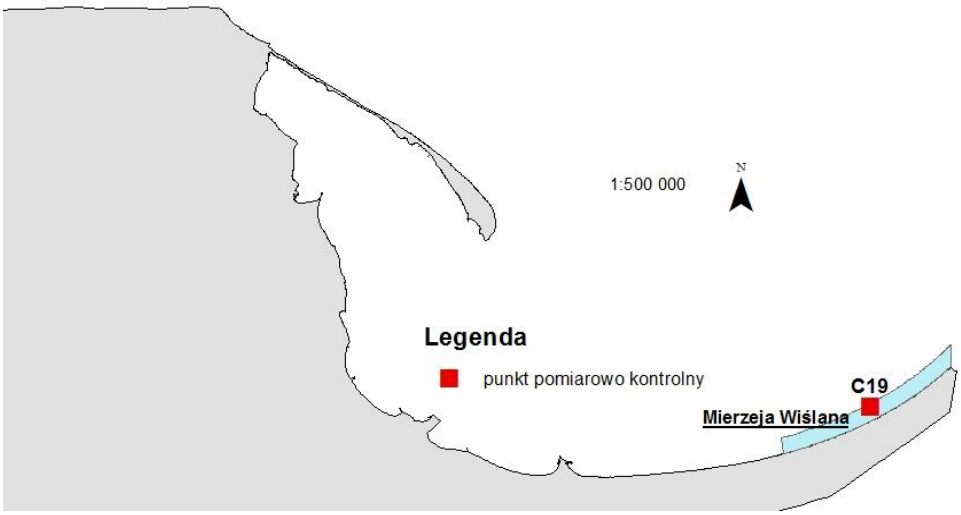
W 2019 roku w województwie pomorskim badania prowadzono na 4 punktach pomiarowo-kontrolnych i 7 stanowiskach pomiarowych w typie wód przejściowych oraz na 7 punktach pomiarowo-kontrolnych i 3 stanowiskach pomiarowych w typie wód przybrzeżnych. Rys. I.21-Rys. I.23 przedstawiają lokalizację punktów pomiarowo-kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych.



Rys. I.21. Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przejściowych Zatoki Gdańskiej.



Rys. I.22. Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego.



Rys. I.23. Lokalizacja punktu pomiarowo-kontrolnego w JCWP Mierzeja Wiślana.

Ocena stanu w 2019 roku

Zalew Pucki (PLTW II WB 2)

Badania wód w JCWP Zalew Pucki prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym T6a oraz na stanowiskach pomiarowych T7 i T10. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo kontrolnego T6a.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 5,23 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Makroglony i okrytozalążkowe (wskaźnik SM_I) zaklasyfikowano do III klasy. Natomiast wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI) wyniósł 2,17, co spowodowało zaliczenie go do IV klasy. Wartość indeksu makrobezkręgowców bentosowych wyniosła 2,9 (III klasa). Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy, o czym zadecydowało stężenie chlorofilu a.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Elementy fizykochemiczne ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azot ogólny, fosfor fosforanowy, fosfor ogólny oraz azot mineralny. Do II klasy zaklasyfikowano przeźroczystość, ogólny węgiel organiczny oraz odczyn pH. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie oraz nasycenia wód tlenem przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2016)

Stan ekologiczny określono jako zły.
Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego, były to oceny dziedziczone. Przekroczone zostały tylko wartości w organizamach dla difenyloeterów bromowanych, rtęci i heptachloru. Ostatecznie stan ogólny JCWP Zalew Pucki określono jako zły.

Zatoka Pucka Zewnętrzna (PLTW III WB3)

Badania wód w JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym OM1 oraz na stanowiskach pomiarowych T11, T12 i T14. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego OM1.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. wskazywało na stan dobry. Średnia z pomiarów w czerwcu-wrześniu wyniosła 2,95 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do II klasy. Makroglony i okrytozalążkowe (wskaźnik SM_1) zaklasyfikowano do III klasy. Natomiast wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI) wyniósł 2,29, co spowodowało zaliczenie go do IV klasy. Do 5 klasy zaliczone zostały makrobezkręgowce bentosowe gdzie wartość indeksu wynosiła 1,52. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy, o czym zadecydował wskaźnik oceniający makrobezkręgowce bentosowe.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, fosfor fosforanowy, fosfor ogólny. Przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), odczyn pH, azotu azotanowego, nasycenie wód tlenem oraz OWO zaklasyfikowane zostało do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie oraz azot mineralny przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2016).

Stan ekologiczny określono jako słaby. Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego. Przekroczone zostały wartości w organizmach dla difenyloeterów bromowanych, rtęci i heptachloru. Ostatecznie stan ogólny JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna określono jako zły.

Zatoka Gdańska Wewnętrzna (PLTW IV WB 4)

Badania wód w JCWP Zatoka Gdańska Wewnętrzna przeprowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym ZG oraz stanowiskach pomiarowych T16, T18. Realizowano we wszystkich miejscach poboru zakres monitoringu badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego ZG.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 4,68 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy ze względu na wartość indeksu B - 2,41 oraz dziedziczoną ocenę ichtiofauny.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), nasycenie wód tlenem, azot ogólny, fosfor ogólny. Wskaźniki odczyn pH, fosfor fosforanowy oraz ogólny węgiel organiczny zaliczone zostały do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego, azot azotanowy oraz azot mineralny w wodzie przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2016)

Stan ekologiczny JCWP określony został jako słaby. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Przekroczone zostały wartości w organizmach dla difenyloeterów bromowanych i heptachloru. Ostatecznie stan ogólny JCWP Zatoka Gdańska Wewnętrzna określono jako zły.

Ujście Wisły Przekop (PLTWVWB5)

Badania wód w JCWP Ujście Wisły Przekop prowadzono na punkcie pomiarowo-kontrolnym OM3. W roku 2019 Badania przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 9,33 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Klasę makrobezkręgowców bentosowych (multimetryczny indeks B) dziedziczono z roku 2017 (III klasa). Natomiast ocena ichtiofauny pochodziła z roku 2018 (II klasa). Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy – stan słaby, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały na poziomie poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: nasycenie wód tlenem, azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny, przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Odczyn pH przyporządkowany został do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego, fosforu fosforanowego oraz azotu mineralnego w wodzie przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2017).

Potencjał ekologiczny JCWP określony został jako słaby.
Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego. Przekroczone zostało stężenie difenyloeterów bromowanych, rtęci, heptachloru w organizmach oraz benzo(a)pirenu w wodzie przez co stan chemiczny zaklasyfikowano na poniżej dobrego. Ostatecznie stan ogólny JCWP Ujście Wisły Przekop określono jako zły.

Rowy-Jarosławiec Zachód (PLCW II WB 6W)

Badania wód w JCWP Rowy-Jarosławiec Zachód prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C8. Badania przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 5,5 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Klasę makrobezkręgowców bentosowych (multimetryczny indeks B) dziedziczono z roku 2017 (II klasa).
Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy – stan zły, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia granicznych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, azot azotanowy i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Odczyn pH oraz azot mineralny zaliczony został do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, nasycenie wód tlenem oraz fosfor fosforanowy i ogólny oceniono w I klasie.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2017).

Stan ekologiczny JCWP określony został jako zły.
Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego. Przekroczone zostało średnioroczne stężenie difenyloeterów bromowanych, rtęci, heptachloru w biocie oraz benzo(a)pirenu w wodzie. Ostatecznie stan ogólny JCWP Rowy-Jarosławiec Zachód określono jako zły.

Rowy-Jarosławiec Wschód (PLCW II WB 6E)

Badania wód w JCWP Rowy-Jarosławiec Wschód prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C11 oraz na stanowisku pomiarowym C9. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu diagnostycznego i operacyjnego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowiska zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego C11.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było wysokie. Średnia z pomiarów w miesiącach czerwiec-wrzesień wyniosła 4,83 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik makroglony okrytozalążkowe (wskaźnik SM_1) zaklasyfikowano do 2 klasy zaś makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) odziedziczono z 2017 roku (I klasa). Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy – stan zły na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały na poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, azot azotanowy, przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Odczyn pH oraz azot mineralny zaliczone zostały do II klasy. Klasę ogólnego węgla organicznego dziedziczono z roku 2017 (II klasa). Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie, nasycenie wód tlenem, fosfor fosforanowy oraz fosfor ogólny oceniono w I klasie.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2017).

Stan ekologiczny JCWP określony został jako zły.
Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego na podstawie wyników dziedziczonych z roku 2017. Przekroczone zostało średnioroczne stężenie benzo(a)pirenu w wodzie oraz wartości w organizmach dla difenyloeterów bromowanych, rtęci i heptachloru. Ostatecznie stan ogólny JCWP Rowy-Jarosławiec Wschód określono jako zły.

Jastrzębia Góra–Rowy (PLCW III WB 5)

Badania wód w JCWP Jastrzębia Góra-Rowy prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C13a oraz na stanowisku pomiarowym C12. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego C13a.

Elementy biologiczne

Średnie stężenie chlorofilu a w 2019 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 2,43 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Klasa makrobezkręgowców bentosowych dziedziczona była z roku 2016 (I klasa). Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy – stan zły na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały na poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, azot mineralny oraz przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Odczyn pH oraz fosfor ogólny zaklasyfikowany został do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego, nasycenie wód tlenem, azot azotanowy oraz fosfor fosforanowy w wodzie oceniono na I klasę. Klasę ogólnego węgla organicznego dziedziczono z roku 2016 (I klasa).

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2016).

Stan ekologiczny JCWP określono jako słaby.
Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego na podstawie wyników dziedziczonych. Przekroczone zostały wartości w organizmach dla difenyloeterów bromowanych, rtęci i heptachloru. Ostatecznie stan ogólny JCWP Jastrzębia Góra-Rowy określono jako zły.

Władysławowo–Jastrzębia Góra (PLCW II WB 4)

Badania wód w JCWP Władysławowo-Jastrzębia Góra prowadzono w punkcie pomiarowo kontrolnym C15. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 2,65 mg/m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Wartość indeksu dla makrobezkręgowców bentosowych wynosiła 3,06

i zaklasyfikowany on został do III klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy – stan słaby, o czym zadecydowało stężenie chlorofilu a.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały na poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azot ogólny, azot mineralny, przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Ogólny węgiel organiczny, fosfor ogólny, fosfor fosforanowy oraz odczyn pH oceniono na II klasę. Stężenie tlenu rozpuszczonego oraz nasycenie wód tlenem zaklasyfikowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2016).

Stan ekologiczny JCWP określono jako słaby.
Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w organizmach - przekroczone zostały wartości dla difenyloeterów bromowanych, fluorantenu, rtęci, heptachloru i benzo(a)pirenu. Ostatecznie stan ogólny JCWP Władysławowo–Jastrzębia Góra określono jako zły.

Port Władysławowo (PLCW I WB 3)

Badania wód w JCWP Port Władysławowo prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C16. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 5,30 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Klasa oceny dla makrobezkręgowców bentosowych (multimetryczny indeks B) została dziedziczona z roku 2017 (V klasa). Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy – stan zły na podstawie chlorofilu a oraz makrobezkręgowców bentosowych.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, azot azotanowy, azot mineralny, fosfor ogólny, fosfor fosforanowy oraz przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Nasycenie wód tlenem przypisano do II klasy. Ogólny węgiel organiczny, odczyn pH i stężenie tlenu rozpuszczonego przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2017).
Potencjał ekologiczny JCWP określono jako zły.
Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny oceniono na podstawie przekroczenia wartości benzo(a)pirenu w wodzie. Ostatecznie stan ogólny JCWP Port Władysławowo określono jako zły.

Półwysep Hel (PLCW I WB2)

Badania wód w JCWP Półwysep Hel prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C18 oraz na stanowisku pomiarowym C17. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego C18.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 2,53 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Klasa oceny dla makrobezkręgowców bentosowych (multimetryczny indeks B) została dziedziczona z roku 2017 (V klasa). Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy – stan zły na podstawie chlorofilu a i makrobezkręgowców bentosowych.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azot mineralny, azot ogólny, fosfor fosforanowy, fosfor ogólny i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Odczyn pH zaklasyfikowano do II klasy. Tlen rozpuszczony oraz nasycenie wód tlenem oceniono na I klasę.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2017).
Stan ekologiczny JCWP określono jako słaby. Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego.
Stan chemiczny oceniono na podstawie przekroczenia wartości w organizmach - difenyloeterów bromowanych, rtęci, heptachloru oraz benzo(a)pirenu w wodzie. Ostatecznie stan ogólny JCWP Półwysep Hel określono jako zły.

Mierzeja Wiślana (PLCW I WB1)

Badania wód w JCWP Mierzeja Wiślana prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C19. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2019 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 15 mg m^{-3} i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Dziedziczono klasę oceny dla makrobezkręgowców bentosowych z roku 2017 (II klasa) Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy – stan zły na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

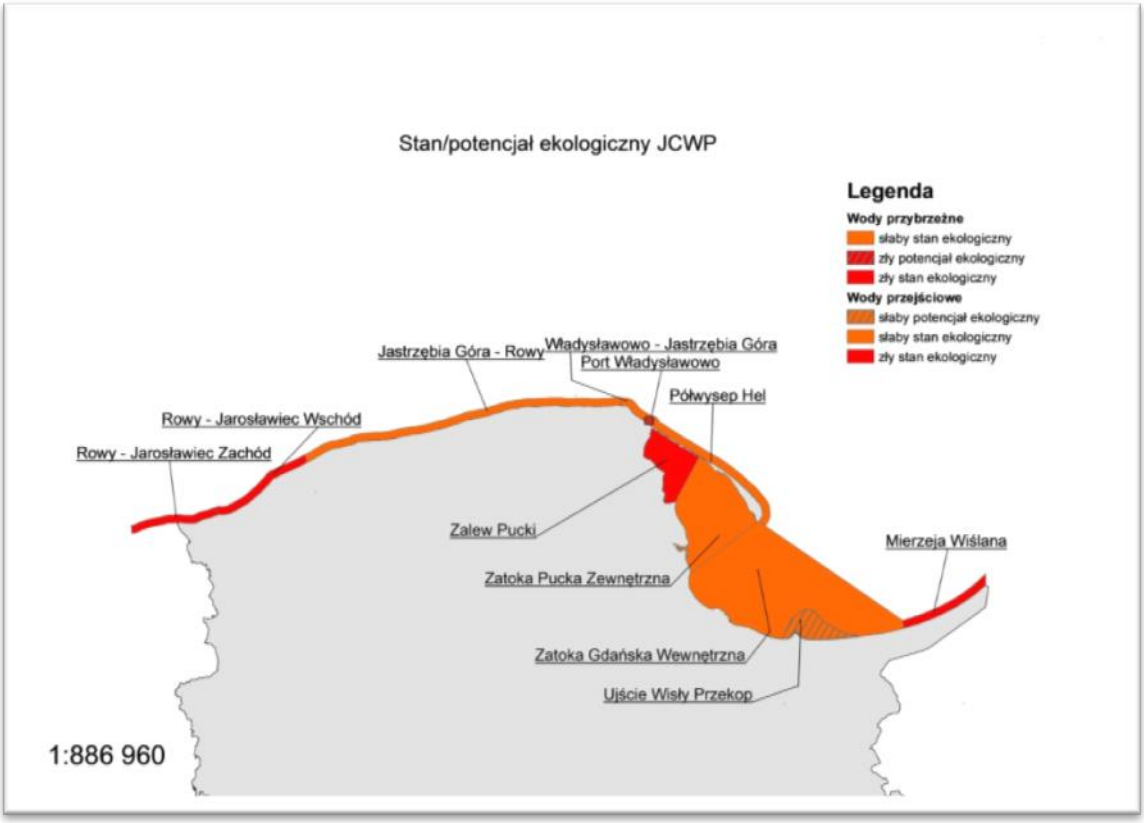
Ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny. Odczyn pH oraz nasycenie wód tlenem przyporządkowano do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego, azotu mineralnego oraz fosforu fosforanowego w wodzie zaklasyfikowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

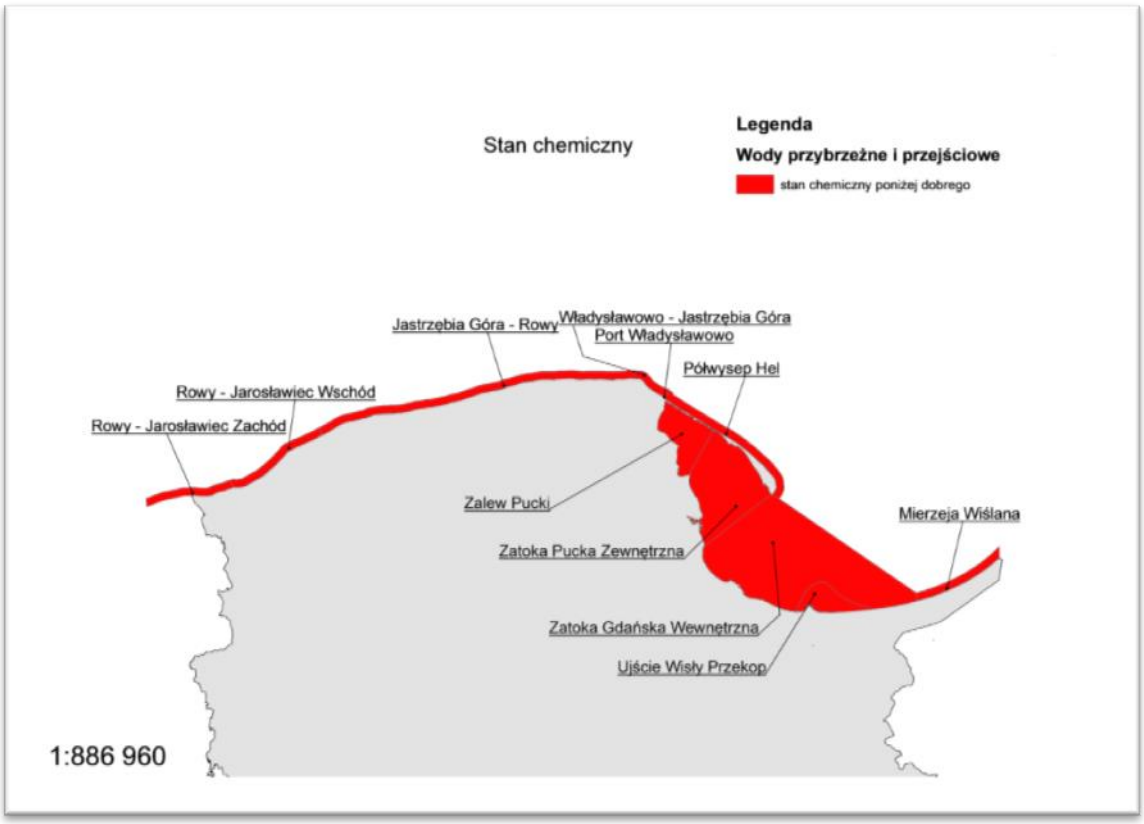
W skład tej grupy wchodzą specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy (rok badań 2017).
Stan ekologiczny JCWP określony został jako zły.
Stan chemiczny JCWP oceniono na poniżej stanu dobrego. Przekroczone zostały zawartości difenyloeterów bromowanych, heptachloru, rtęci w biocie oraz benzo(a)pirenu w wodzie. Ostatecznie stan ogólny JCWP Mierzeja Wiślana określono jako zły.

Podsumowanie

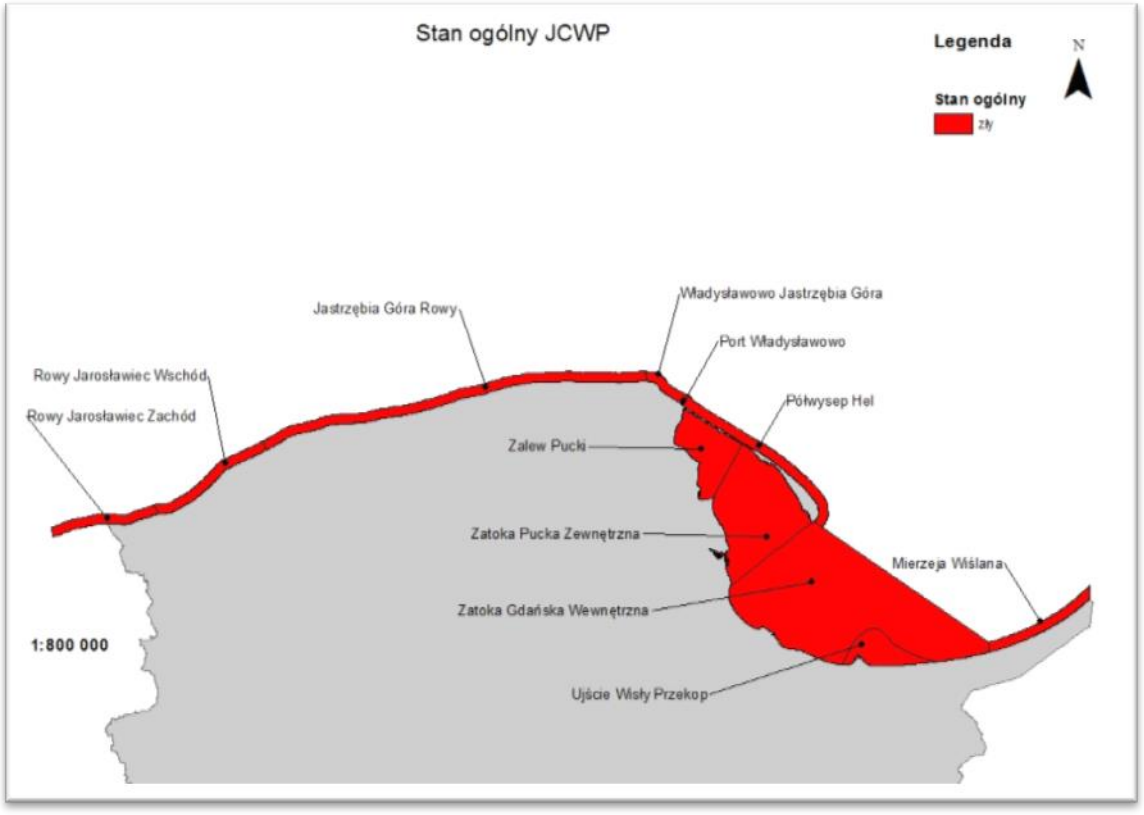
Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego jest wynikiem oceny stanu/potencjału ekologicznego (Rys. I.24) i stanu chemicznego (Rys. I.25). W 2019 roku stwierdzono zły stan ogólny wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych (Rys. I.26).



Rys. I.24. Stan oraz potencjał ekologiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2019 roku.



Rys. I.25. Stan chemiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2019 roku.



Rys. I.26. Stan ogólny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2019 roku.

Kod ppk	Nazwa ppk	Elementy biologiczne			Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	**Potencjał ekologiczny**	Stanu chemiczny	**Ocena stanu jcwp**
PLCWIIWB5	Jastrzębia Góra - Rowy	Fitoplankton			I KLASA	PSD	SŁABY	PD	ZŁY
		chlorofil a	IV klasa stan słaby	IV KLASA					
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	I klasa stan bardzo dobry						
PLCWIIWB4	Władysławowo - Jastrzębia Góra	Fitoplankton			< II KLASA	PSD	SŁABY	PD	ZŁY
		chlorofil a	IV klasa stan słaby	IV KLASA					
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	III klasa stan umiarkowany						
PLCWIIWB6E	Rowy - Jarosławiec Wschód	Fitoplankton			II KLASA	PSD	ZŁY	PD	ZŁY
		chlorofil a	V klasa stan zły	V KLASA					
		Makroglony i okrytozalążkowe							
		wskaźnik SM	II klasa stan dobry						
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	I klasa stan bardzo dobry						
PLCWIIWB6W	Rowy - Jarosławiec Zachód	Fitoplankton			I KLASA	PSD	ZŁY	PD	ZŁY
		chlorofil a	V klasa stan zły	V KLASA					
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	II klasa stan dobry						
PLCWIWB1	Mierzeja Wiślana	Fitoplankton			I KLASA	PSD	ZŁY	PD	ZŁY
		chlorofil a	V klasa stan zły	V KLASA					
		Makroglony i okrytozalążkowe							
		wskaźnik SM	II klasa stan dobry						
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	II klasa stan dobry						
PLCWIWB2	Półwysep Hel	Fitoplankton			< II KLASA	PSD	SŁABY	PD	ZŁY
		chlorofil a	IV klasa stan słaby	IV KLASA					
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	IV klasa stan słaby						
PLCWIWB3	Port Władysławowo	Fitoplankton			< II KLASA	PPD	ZŁY	PD	ZŁY
		chlorofil a	V klasa potencjał zły	V KLASA					
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	V klasa potencjał zły						
PLTWIIWB3	Zatoka Pucka Zewnętrzna	Fitoplankton			II KLASA	PSD	SŁABY	PD	ZŁY
		chlorofil a	II klasa stan dobry	V KLASA					
		Ichtiofauna							
		wskaźnik SI	IV klasa stan słaby						
		Makroglony i okrytozalążkowe							
		wskaźnik SM	III klasa stan umiarkowany						
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	V klasa stan zły						
PLTWIIWB2	Zalew Pucki	Fitoplankton			< II KLASA	PSD	ZŁY	PD	ZŁY
		chlorofil a	V klasa stan zły	V KLASA					
		Ichtiofauna							
		wskaźnik SI	IV klasa stan słaby						
		Makroglony i okrytozalążkowe							
		wskaźnik SM	III klasa stan umiarkowany						
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	III klasa stan umiarkowany						
PLTWIVWB4	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Fitoplankton			I KLASA	PSD	SŁABY	PD	ZŁY
		chlorofil a	III klasa stan umiarkowany	IV KLASA					
		Ichtiofauna							
		wskaźnik SI	IV klasa stan słaby						
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	IV klasa stan słaby						
PLTWVWB5	Ujście Wisły Przekop	Fitoplankton			< II KLASA	PPD	SŁABY	PD	ZŁY
		chlorofil a	IV klasa potencjał słaby	IV KLASA					
		Ichtiofauna							
		wskaźnik SI	II klasa potencjał dobry						
		Makrobezkręgowce bentosowe							
		indeks B	III klasa potencjał umiarkowany						

I.5. Województwo zachodniopomorskie

W województwie zachodniopomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód przejściowych (JCWP Zalew Szczeciński, JCWP Zalew Kamieński, JCWP Ujście Świny, JCWP Ujście Dziwny) oraz trzy jednolite części wód przybrzeżnych (JCWP Dziwna-Świna, JCWP Sarbinowo-Dziwna, JCWP Jarosławiec-Sarbinowo). Zgodnie z typologią wód powierzchniowych obowiązującą od 2016 roku do wód naturalnych zaliczono 3 jednolite części wód przybrzeżnych i 1 przejściową jednolitą część wód, a do silnie zmienionych 3 jednolite części wód przejściowych, scharakteryzowane w Tabela I.13.

Tabela I.13. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego.

Nazwa JCWP	KOD JCWP*	Rodzaj JCWP
Ujście Dziwny	PLTWWB6	Silnie zmieniona (sztucznie ukształtowane ujście - nurt kierowany za pomocą kierownic)
Ujście Świny	PLTWWB7	Silnie zmieniona (sztucznie ukształtowane ujście - nurt kierowany za pomocą kierownic)
Zalew Kamieński	PLTWIWB9	Naturalna
Zalew Szczeciński	PLTWIWB8	Silnie zmieniona (droga wodna, infrastruktura portowa)
Jarosławiec-Sarbinowo	PLCWIIIWB7	Naturalna
Sarbinowo-Dziwna	PLCWIIWB8	Naturalna
Dziwna-Świna	PLCWIIIWB9	Naturalna

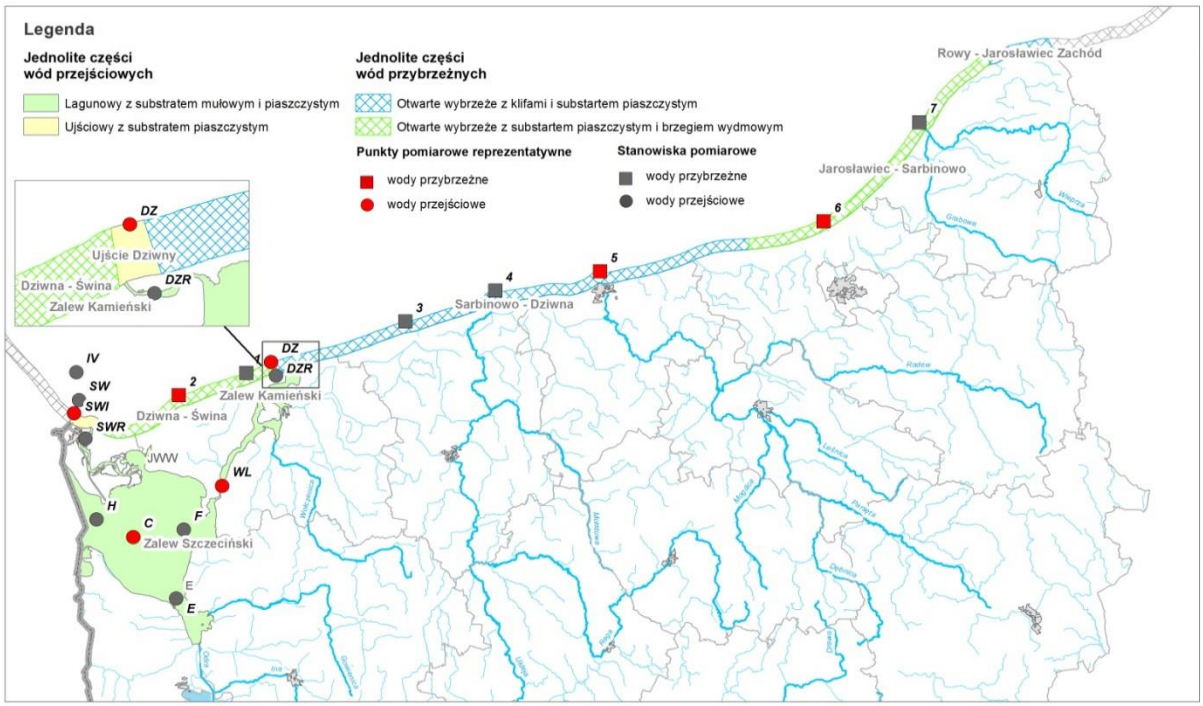
* Kod JCW: PLTW - wody przejściowe, PLCW - wody przybrzeżne

Sieć monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2019 roku

Sieć monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego tworzy 7 reprezentatywnych punktów pomiarowo-kontrolnych, na które składa się 18 stanowisk pomiarowych, zlokalizowanych w 4 jednolitych częściach wód przejściowych i 3 jednolitych częściach wód przybrzeżnych (Rys. I.27). W 2019 roku w ramach monitoringu badawczego i operacyjnego badaniami objęte zostały wszystkie JCWP przejściowe i przybrzeżne, a badaniami w ramach monitoringu operacyjnego chemicznego, te JCWP, na których w latach wcześniejszych stwierdzono stan chemiczny poniżej dobrego.

Badania jakości wód przejściowych i przybrzeżnych w 2019 roku prowadzono w oparciu o *Program Państwowego Monitoringu Środowiska Województwa Zachodniopomorskiego na lata 2016–2020* oraz *Aneks nr 6*. Zadanie pod nazwą *Badania i ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych* objęło badania wód Zalewu Szczecińskiego, pasa wód przybrzeżnych Zatoki Pomorskiej i Środkowego Wybrzeża. Badania przeprowadzono zgodnie z zasadami dotyczącymi planowania i realizacji programów badań monitoringowych jednolitych części wód powierzchniowych zawartymi w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 r. *w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2016 r., poz. 1178). Ponadto, JCWP Zalew Szczeciński i Ujście Świny objęte

zostały również badaniami jakości wód w ramach współpracy polsko-niemieckiej, na mocy umowy pomiędzy Rzeczpospolitą Polską a Republiką Federalną Niemiec *o współpracy w dziedzinie gospodarki wodnej na wodach granicznych* sporządzonej w Warszawie dnia 19 maja 1992 r. (Dz.U. z 1997 r., poz. 56).



Rys. I.27. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2019 roku.

Ocena stanu w 2019 roku

Uzyskane, na podstawie prowadzonego w 2019 roku monitoringu, wyniki badań pozwoliły na sporządzenie klasyfikacji elementów jakości wód, stanu/potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz na ocenę stanu jednolitych części wód powierzchniowych.

Ocenę stanu wód JCWP przejściowych i przybrzeżnych za 2019 rok przeprowadzono zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. *w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych* (Dz.U. poz. 2149) oraz rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. *w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych* (Dz.U. z 2016 r., poz. 1187). Dodatkowo uwzględniono zasady określone szczegółowo w opracowanym przez GIOŚ *Przewodniku do wykonywania ocen stanu wód powierzchniowych* (GIOŚ, grudzień 2019). Klasyfikacja wskaźników jakości wód przeprowadzona została w oparciu o zagregowane i przypisane do punktów kontrolno-pomiarowych wyniki pomiarów wykonanych na objętych badaniami monitoringowymi stanowiskach pomiarowych. Przeprowadzono kolejno klasyfikację poszczególnych elementów jakości wód powierzchniowych (elementów biologicznych, hydromorfologicznych, fizykochemicznych, chemicznych), klasyfikację stanu/potencjału ekologicznego, klasyfikację stanu chemicznego oraz ocenę stanu badanych jednolitych części wód powierzchniowych.

W ocenie wykorzystano wyniki klasyfikacji elementów odpornych na presję z lat 2016-2018, jeśli nie były badane w 2019 roku, w oparciu o zasadę dziedziczenia.

JCWP Zalew Szczeciński (PLTWIWB8)

Zalew Szczeciński jest akwenem o charakterze transgranicznym. Przez środek zalewu przebiega granica państwa, wykorzystująca naturalną granicę hydrogeologiczną, dzielącą zbiornik na Zalew Wielki i Mały. Przez środek części polskiej przebiega pogłębiany tor wodny portu Szczecin-Świnoujście. Zalew charakteryzuje się skomplikowaną hydrodynamiką. Wymiana wód morskich następuje przez trzy wąskie cieśniny: Piany, Świny i Dziwny. Od południa Zalew zasilany jest głównie wodami rzeki Odry. O jakości wód decyduje duża zmienność prądów wodnych powodowanych zjawiskiem tzw. cofki, podczas której następuje spiętrzenie wód oraz odwrócenie biegu Świny. Zjawisko nasila się w sezonie letnim i jesiennym.
Obszar JCWP pokrywa się z wyznaczonymi w ramach sieci Natura 2000 obszarami specjalnej ochrony ptaków – Zalew Szczeciński (PLB320009) i Delta Świny (PLB320002) oraz specjalnym obszarem ochrony siedlisk – Ujście Odry i Zalew Szczeciński (PLH990018).
Na podstawie badań prowadzonych od stycznia do grudnia 2019 roku w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Zalew Szczeciński-C oraz na czterech stanowiskach pomiarowych (E, F, H, SWR) w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, potencjał ekologiczny JCWP Zalew Szczeciński oceniono jako słaby a stan wód jako zły.
Na podstawie badań prowadzonych w 2019 roku w ramach monitoringu badawczego i operacyjnego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia klasyfikacji wskaźników potencjał ekologiczny JCWP Zalew Szczeciński oceniony został jako słaby, a stan wód jako zły.

Elementy biologiczne

W 2019 roku badano: chlorofil a (III klasa) oraz makrozoobentos (IV klasa). Wyniki badań ichtiofauny (III klasa) zostały odziedziczone z 2018 roku. Stan elementów biologicznych JCWP Zalew Szczeciński określono jako słaby.

Elementy hydromorfologiczne

Silnie zmienionej JCWP Zalew Szczeciński przypisano klasę poniżej II.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Szczeciński w 2019 roku zaklasyfikowano na poniżej dobrego.
Na niską ocenę potencjału wód Zalewu Szczecińskiego wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), zawartość węgla organicznego oraz wskaźników substancji biogennych: azotu amonowego, fosfor fosforanowy i fosforu ogólnego.
Wartości wskaźników takich jak tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie wód tlenem, odczyn oraz azot ogólny, azot azotanowy i azot mineralny wskazywały na dobry potencjał wód JCWP Zalew Szczeciński.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Zalew Szczeciński została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku C i monitoringu operacyjnego na stanowiskach: H, E. W 2019 roku w ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych w 2019 roku prowadzono badania chromu, cynku i miedzi z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na 3 stanowiskach pomiarowych (Zalew Szczeciński-E, Zalew Szczeciński-C, Zalew Szczeciński-H).
Potencjał elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Zalew Szczeciński sklasyfikowany został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W 2019 roku JCWP Zalew Szczeciński została objęta w ramach monitoringu operacyjnego badaniami wskaźników stanu chemicznego, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono występowanie przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości dla stanu dobrego. Próbki pobierano podczas rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu. Oznaczone stężenia difenyloeterów bromowanych i heksachlorobutadienu w wodzie nie przekraczały wartości granicznej środowiskowej normy jakości dobrego stanu chemicznego, ustalonej dla danego wskaźnika.
Ponadto, w ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych prowadzono badania kadmu, ołowiu, rtęci i niklu, z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na trzech stanowiskach pomiarowych (Zalew Szczeciński-E, Zalew Szczeciński-C, Zalew Szczeciński-H). Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oznaczanych w wodzie dla JCWP Zalew Szczeciński w 2019 roku, odpowiadały dobremu stanowi chemicznemu.
W ocenie wykorzystano wyniki klasyfikacji wskaźników stanu chemicznego, badanych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego oraz wyniki klasyfikacji przeprowadzonej w oparciu o badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych z 2018 roku. W przypadku zawartości rtęci w rybach gatunku okoń stwierdzono wówczas przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.
O zaklasyfikowaniu JCWP Zalew Szczeciński do stanu chemicznego poniżej dobrego zdecydowały wyniki badań kwasu perfluorooktanosulfonowego (PFOS) w wodzie, którego stężenie przekraczało wartość graniczną dobrego stanu wód oraz odziedziczone wyniki klasyfikacji rtęci w biocie.

JCWP Zalew Kamieński (PLTWIWB9)

JCWP Zalew Kamieński obejmuje cieśninę Dziwny od Zalewu Szczecińskiego do ujścia Dziwny do Bałtyku. O jakości wód w dużym stopniu decyduje skomplikowana hydrodynamika akwenu, gdyż wyniki badań monitoringowych w znacznym stopniu zależą od aktualnego stanu morza i kierunku wiatru. Na obszarze tej części wód występuje zjawisko tzw. cofki, polegające na tym, że przy wiatrach wiejących z północnego zachodu, szczególnie w drugiej połowie roku, mogą występować wlewy wód morskich. Zalew Kamieński doskonale nadaje się do uprawiania żeglarstwa, wędkarstwa i innych sportów wodnych.
JCWP w całości leży na wyznaczonym w ramach sieci Natura 2000 obszarze specjalnej ochrony ptaków – Zatoka Pomorska (PLB990003) oraz specjalnym obszarze ochrony siedlisk – Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002).
Na podstawie badań prowadzonych od stycznia do września 2019 roku w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Zalew Kamieński-WL oraz na stanowisku pomiarowym Zalew Kamieński-DZR w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, stan ekologiczny JCWP Zalew Kamieński sklasyfikowano jako słaby, a stan wód oceniono jako zły.

Elementy biologiczne

W 2019 roku badano: chlorofil a (III klasa) oraz makrozoobentos (IV klasa). Wyniki badań ichtiofauny (III klasa) zostały odziedziczone z 2018 roku. Stan elementów biologicznych JCWP Zalew Kamieński określono jako słaby.

Elementy hydromorfologiczne

W ramach klasyfikacji bazującej na wartościach wskaźnika odporności ekosystemu naturalnej JCWP Zalew Kamieński przypisano klasę I, odpowiadającą dobremu stanowi wód.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Kamieński został zaklasyfikowany na poniżej dobrego.

Na niską ocenę stanu JCWP wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), zawartości węgla organicznego oraz azotu amonowego i fosforu ogólnego.
Dobremu stanowi wód odpowiadały wartości wskaźników określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie wód tlenem), odczyn, zawartość substancji biogennych (azot mineralny, azot azotanowy, azot ogólny oraz fosfor fosforanowy).

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCWP Zalew Kamieński została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku WL i monitoringu operacyjnego na stanowisku DZR. Klasyfikacja została odziedziczona z 2016 roku, a stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Zalew Kamieński oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W 2019 roku nie prowadzono badań wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 na JCWP Zalew Kamieński, a klasyfikacja tych elementów została przeprowadzona w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników oceny wykonanej w latach wcześniejszych.
W 2016 roku przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego w ramach monitoringu diagnostycznego. Ocena stanu chemicznego JCWP Zalew Kamieński została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru próbek wody na stanowisku pomiarowym WL w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jednego rejsu w miesiącu. Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Zalew Kamieński w 2016 roku oceniony został jako dobry.
W ramach monitoringu operacyjnego JCWP Zalew Kamieński została objęta badaniami trzech wskaźników, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono występowanie przekroczenia wartości granicznej dobrego stanu chemicznego. Na podstawie zbioru wyników uzyskanego z poborów próbek przeprowadzanych raz w miesiącu stwierdzono, że stężenia badanych związków w wodach nie przekraczają wartości granicznej środowiskowej normy jakości dobrego stanu chemicznego, ustalonej dla danego wskaźnika. Średnioroczne stężenie oktylofenoli było znacznie niższe niż dopuszczalna wartość graniczna. Nie stwierdzono występowania difenyloeterów bromowanych oraz kationu tributylocyny, dla których wszystkie zmierzone wartości stężeń pozostawały poniżej granicy oznaczalności. Stan chemiczny wskaźników oznaczanych w wodzie dla JCWP Zalew Kamieński sklasyfikowano jako dobry.
W 2018 roku przeprowadzono badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych z JCWP Zalew Kamieński. W przypadku zawartości rtęci i heptachloru w organizmach ryb z gatunku okoń stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.
Stan chemiczny JCWP Zalew Kamieński sklasyfikowano poniżej dobrego, o czym zdecydowały przekroczenia zawartości rtęci i heptachloru w organizmach wodnych.

JCWP Ujście Dziwny (PLTWWB6)

JCWP Ujście Dziwny jest najmniejszą częścią wód wybrzeża zachodniopomorskiego. Obejmuje część Zatoki Pomorskiej, pozostającej pod wpływem wód odprowadzanych cieśniną Dziwny. Przez JCWP przebiega tor podejściowy do portu morskiego, przystani rybackiej i mariny w Dziwnowie. Wody JCWP poddane są presji ze względu na ładunki zanieczyszczeń odprowadzane przez cieśninę Dziwny, jak też ze względu na popularność Dziwnowa jako miejscowości wypoczynkowej i sezonowe natężenie ruchu turystycznego.
JCWP w całości leży na wyznaczonym w ramach sieci NATURA 2000 obszarze specjalnej ochrony ptaków – Zatoka Pomorska (PLB990003) oraz specjalnym obszarze ochrony siedlisk – Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002).

Na podstawie badań prowadzono od lutego do września 2019 roku w punkcie pomiarowo-kontrolnym Ujście Dziwny-DZ w ramach monitoringu badawczego, potencjał ekologiczny zakwalifikowane zostały jako umiarkowany a stan wód JCWP Ujście Dziwny oceniono jako zły.

Elementy biologiczne

W 2019 roku przeprowadzono badania chlorofilu a (III klasa). Wyniki badań ichtiofauny (I klasa) dla JCWP Ujście Dziwny zostały odziedziczone z 2018 roku. Wyniki klasyfikacji wykazały umiarkowany potencjał elementów biologicznych JCWP Ujście Dziwny.

Elementy hydromorfologiczne

Silnie zmienionej JCWP Ujście Dziwny przypisano klasę poniżej II.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Dziwny został zaklasyfikowany poniżej dobrego.
Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz wysokie stężenia związków azotu (azot ogólny, azotanowy i mineralny).
Wartości wskaźników określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość węgla organicznego, nasycenie wód tlenem), zakwaszenie (odczyn pH) oraz stężenia związków fosforu (ortofosforany oraz fosfor ogólny) wskazywały na dobry potencjał JCWP Ujście Dziwny.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCWP Ujście Dziwny została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku DZ. Klasyfikacja została odziedziczona z 2016 roku, a potencjał elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Ujście Dziwny oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W 2019 roku nie prowadzono badań wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 na JCWP Ujście Dziwny, a klasyfikacja tych elementów została przeprowadzona w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników oceny wykonanej w latach wcześniejszych.
W ramach monitoringu diagnostycznego realizowanego w 2016 r. przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego. Ocena stanu chemicznego JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru próbek wody ze stanowiska pomiarowego DZ w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jeden rejs w miesiącu. Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku oceniony został jako dobry.
W 2017 roku w ramach monitoringu operacyjnego prowadzono badania dwóch wskaźników, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości w wodzie dla JCWP Ujście Dziwny. Wszystkie wyniki badań zawartości difenyloeterów bromowanych oraz kationu tributylocyny w próbkach pobieranych z częstotliwością raz w miesiącu, pozostawały poniżej granicy oznaczalności, co wskazuje, że obydwie badane substancje nie występują w wodzie. Stan chemiczny JCWP Ujście Dziwny oznaczanych wskaźników w wodzie oceniony został jako dobry.
W 2018 roku przeprowadzono badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości difenyloeterów bromowanych w mięśniach okonia oraz heptachloru i rtęci w całych

organizmach ryb tego gatunku stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.
Na tej podstawie stan chemiczny JCWP Ujście Dziwny sklasyfikowano poniżej dobrego.

JCWP Ujście Świny (PLTWWB7)

JCWP Ujście Świny obejmuje obszar Zatoki Pomorskiej od granicy państwa z Niemcami do ujścia Świny. Obszar JCWP pozostaje pod wpływem antropogenicznym i obejmuje regularnie pogłębiany tor podejściowy do portu Szczecin-Świnoujście, po którym odbywa się ruch statków oraz promów pasażerskich. JCWP pozostaje pod wpływem wód Odry, która przez cieśninę Świny odprowadza wody do Bałtyku. Ponadto ze względu na walory rekreacyjne regionu oraz sprzyjające warunki dla sportów wodnych, w sezonie letnim obserwuje się wzmożony ruch turystyczny. W centrum Świnoujścia oraz w dzielnicy Warszów w sezonie letnim tworzone są kąpieliska morskie.
Na podstawie badań prowadzonych od lutego do września 2019 roku w ramach monitoringu badawczego w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Ujście Świny-SWI oraz na dwóch stanowiskach pomiarowych (Ujście Świny-SW, Ujście Świny-IV), potencjał ekologiczny JCWP Ujście Świny oceniony został jako umiarkowany, a stan wód jako zły.

Elementy biologiczne

W 2019 roku oznaczano chlorofil a (III klasa) i makrozoobentos (III klasa). Wyniki badania ichtiofauny (III klasa) były odziedziczone z 2018 roku. Klasyfikacja przeprowadzona na ich podstawie wykazała umiarkowany potencjał elementów biologicznych JCWP Ujście Świny.

Elementy hydromorfologiczne

Silnie zmienionej JCWP Ujście Świny przypisano klasę poniżej II.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Świny został zaklasyfikowany na poniżej dobrego.
Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz wysokie stężenia substancji biogennych (azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego).
Wartości wskaźników określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość węgla organicznego, nasycenie wód tlenem), zakwaszenie (odczyn pH) oraz nieorganicznych form azotu (azot azotanowy i mineralny) i fosforu (ortofosforany) wskazywały na dobry potencjał JCWP Ujście Świny.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCWP Ujście Świny została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku SWI i monitoringu operacyjnego na stanowiskach SW i IV. W 2019 roku ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych prowadzono badania chromu, cynku i miedzi, z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na 3 stanowiskach pomiarowych (Ujście Świny-SWI, Ujście Świny-SW, Ujście Świny-IV). Potencjał badanych elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Ujście Świny odpowiadał dobremu stanowi wód.
Potencjał elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Ujście Świny sklasyfikowano jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

Klasyfikacja wskaźników z grupy 4.1 i 4.2 została przeprowadzona w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników oceny wykonanej w latach 2016-2018.
W 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego. Ocena stanu chemicznego JCWP Ujście Świny została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób wody ze stanowiska pomiarowego SWI w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jeden rejs w miesiącu. Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Ujście Świny w 2016 roku oceniony został jako dobry.
W 2017 roku ramach monitoringu operacyjnego prowadzono badania wskaźników stanu chemicznego, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości (difenyloetery bromowane, oktylofenole, kation tributylocyny) oraz metale ciężkie objęte monitoringiem w ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych (kadm, ołów rtęć, nikiel). Nie stwierdzono występowania difenyloeterów bromowanych i ołowiu, dla których zmierzone wartości stężeń pozostawały poniżej granicy oznaczalności, a w przypadku kadmu, rtęci, niklu, oktylofenoli i kationu tributylocyny poziomy stężeń nie przekraczały wartości dopuszczalnych dobrego stanu chemicznego wód. Stan chemiczny wskaźników oznaczanych w JCWP Ujście Świny oceniony został jako dobry.
W 2018 roku przeprowadzono badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości difenyloeterów bromowanych, rtęci i heptachloru w rybach z gatunku okoń stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.
W 2019 roku w ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych prowadzono badania kadmu, ołowiu, rtęci i niklu, z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na trzech stanowiskach pomiarowych (Ujście Świny-SWI, Ujście Świny-SW, Ujście Świny-IV). Wartości wszystkich 4 wskaźników z grupy 4.1 oznaczanych w wodzie dla JCWP Ujście Świny w 2019 roku odpowiadały dobremu stanowi wód.
Stan chemiczny JCWP Ujście Świny sklasyfikowano poniżej dobrego.

JCWP Dziwna-Świna (PLCWIIIWB9)

JCWP Dziwna-Świna obejmuje przybrzeżne wody Zatoki Pomorskiej na obszarze 1 mili morskiej od brzegu, pomiędzy ujściem Świny i Dziwny. W miejscowościach nadmorskich w sezonie letnim organizowane są kąpieliska morskie.
Na obszarze JCWP znajduje się morska część Wolińskiego Parku Narodowego oraz dwa obszary ochronne wyznaczone w ramach sieci Natura 2000 – Zatoka Pomorska (PLB 990003) oraz Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002).
Na podstawie badań prowadzonych w okresie od stycznia do grudnia 2019 roku w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, w punkcie pomiarowo-kontrolnym Dziwna-Świna - 2 oraz na stanowisku pomiarowym Dziwna-Świna - 1, stan ekologiczny JCWP zaklasyfikowano jako umiarkowany, a stan wód oceniono jako zły.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu a (II klasa) oraz makrozbezkręgowców bentosowych (III klasa) prowadzonych w 2019 roku stan elementów biologicznych JCWP Dziwna-Świna zaklasyfikowano jako umiarkowany. Żaden z elementów biologicznych nie był dziedziczony z lat wcześniejszych.

Elementy hydromorfologiczne

W ramach klasyfikacji bazującej na wartościach wskaźnika odporności ekosystemu naturalnej JCWP Dziwna-Świna przypisano klasę I, odpowiadającą dobremu stanowi wód.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Dziwna-Świna zakwalifikowano poniżej dobrego.
Na dobry potencjał wód JCWP Dziwna-Świna wskazywała przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz wartości wskaźników określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość węgla organicznego, nasycenie wód tlenem), zakwaszenie (odczyn pH) oraz zawartość związków fosforu (stężenie fosforu fosforanowego i fosforu ogólnego). Ostatecznie o klasyfikacji stanu elementów fizykochemicznych zdecydowała zbyt wysoka zawartość związków azotu (azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego).

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCWP Dziwna-Świna została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku 2 i monitoringu operacyjnego na stanowisku 1. Klasyfikacja została odziedziczona z 2016 roku, a stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Dziwna-Świna oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

Klasyfikacja wskaźników z grupy 4.1 i 4.2 została przeprowadzona w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników oceny wykonanej w latach 2016-2018 oraz o wyniki badań realizowanych w 2019 roku. Klasyfikacja stanu chemicznego JCWP Dziwna-Świna została wykonana na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika badanego w wodzie, uzyskanych w wyniku poboru próbek wody ze stanowiska pomiarowego 2 w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jednego rejsu w miesiącu oraz badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych.
W ramach monitoringu diagnostycznego w 2016 roku przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego. Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Dziwna-Świna w 2016 roku oceniony został jako dobry.
Dla substancji oznaczanych w biocie, w 2016 roku odnotowano przekroczenia zawartości difenyloeterów bromowanych (PBDE), heptachloru i epoksydu heptachloru oraz rtęci i jej związków w mięśniach okonia.
W kolejnych latach w ramach monitoringu operacyjnego chemicznego prowadzono badania tych wskaźników stanu chemicznego, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości oraz przeprowadzono badania w biocie.
W 2017 roku nie stwierdzono występowania difenyloeterów bromowanych i kationu tributylocyny, dla których zmierzone wartości stężeń pozostawały poniżej granicy oznaczalności. Stan chemiczny obydwu wskaźników oznaczanych w wodzie dla JCWP Dziwna - Świna oceniony został jako dobry. W 2017 roku przeprowadzono również badania zawartości jedenastu substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. Stężenia fluorantenu w małżach z gatunku racicznica zmienna oraz difenyloeterów bromowanych (BDE), rtęci i heptachloru w mięśniach okonia przekraczały środowiskowe normy jakości przyjęte dla dobrego stanu chemicznego wód. Stan chemiczny JCWP Dziwna-Świna został sklasyfikowany poniżej dobrego.
W 2018 roku ramach monitoringu operacyjnego chemicznego kontynuowano badania dwóch wskaźników stanu chemicznego, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości. Nie stwierdzono występowania difenyloeterów bromowanych w wodzie, dla których zmierzone wartości stężeń pozostawały poniżej granicy oznaczalności, a zawartość rtęci w wodzie nie przekraczała wartości granicznych dobrego stanu wód.
W 2019 roku zawartość antracenu, fluorantenu, rtęci, benzo(b)fluorantenu i benzo(k)fluorantenu w wodzie nie przekraczała wartości granicznych dobrego stanu wód. Stwierdzono natomiast przekroczenia wartości granicznych zawartości w wodzie bezno(a)pirenu oraz benzo(g,h,i)perylenu, które zdecydowały o zaklasyfikowaniu JCWP do stanu chemicznego poniżej dobrego.
Stan chemiczny JCWP Dziwna-Świna sklasyfikowano jako poniżej stanu dobrego.

JCWP Sarbinowo-Dziwna (PLCWIIWB8)

Największa na zachodniopomorskim wybrzeżu JCWP obejmuje pas wód przybrzeżnych do 1 mili morskiej od brzegu, rozciągając się od Dziwnowa do Sarbinowa. Zagrożenia dla jakości wód związane są głównie z zanieczyszczeniami odprowadzanymi z obszaru zlewni. Do największych rzek Przymorza uchodzących do tej JCWP należy zaliczyć Regę, Parsętę i Czerwoną. Ze względu na wysokie walory rekreacyjne w sezonie letnim występuje nasilenie ruchu turystycznego, szczególnie w miejscowościach nadmorskich, gdzie w sezonie letnim tworzone są kąpieliska. Ze względu na infrastrukturę na obszarze JCWP istnieją dogodne warunki do żeglugi rekreacyjnej. Na wybrzeżu znajduje się morski port handlowo-rybacki w Kołobrzegu i w Mrzeżynie oraz przystanie jachtowe.
Obszar tej JCWP pokrywa się w całości z obszarem specjalnej ochrony siedlisk – Zatoka Pomorska (PLB990003) oraz w części zachodniej ze specjalnym obszarem ochrony siedlisk – Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002), wyznaczonymi w ramach sieci Natura 2000.
Na podstawie badań prowadzonych w okresie od lutego do grudnia 2019 roku w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Sarbinowo - Dziwna-3 oraz na dwóch stanowiskach pomiarowych (Sarbinowo-Dziwna-4 i Sarbinowo-Dziwna-5), stan ekologiczny oraz stan wód JCWP Sarbinowo-Dziwna ocenione zostały jako złe.

Elementy biologiczne

W 2019 roku wykonano oznaczenia chlorofilu a (IV klasa). Wyniki badania makrozoobentosu (V klasa) były odziedziczone z 2017 roku dla wszystkich stanowisk pomiarowych. Według klasyfikacji przeprowadzonej na podstawie tych wskaźników stan elementów biologicznych JCWP Sarbinowo-Dziwna zaklasyfikowano jako zły.

Elementy hydromorfologiczne

W ramach klasyfikacji bazującej na wartościach wskaźnika odporności ekosystemu naturalnej JCWP Sarbinowo-Dziwna przypisano klasę poniżej II, odpowiadającą złemu stanowi wód.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Sarbinowo-Dziwna zaklasyfikowano na poniżej dobrego.
Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), epizody wysokiego nasycenia tlenem warstwy powierzchniowej oraz podwyższona zawartość związków azotu (azotu azotanowego, azotu mineralnego, azotu ogólnego).
Na dobry stan wód wskazywały wartości wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe akwenu (tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość węgla organicznego), zakwaszenie (odczyn) oraz zawartość związków fosforu (fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego).

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCWP Sarbinowo-Dziwna została oparta na badaniach prowadzonych w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku Sarbinowo-Dziwna-3. Klasyfikacja została odziedziczona z 2017 roku, a stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Sarbinowo-Dziwna oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

Klasyfikacja wskaźników z grupy 4.1 i 4.2 została przeprowadzona w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników oceny wykonanej w latach 2017-2018 oraz o wyniki badań realizowanych w 2019 roku. Klasyfikacja stanu chemicznego JCWP Sarbinowo-Dziwna została wykonana na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika badanego w wodzie, uzyskanych w wyniku poboru prób wody z reprezentatywnego punktu pomiarowo-kontrolnego Sarbinowo-Dziwna-3, w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu oraz badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych. Dla niklu i oktylofenoli, ze względu na stwierdzone niskie stężenia w wodzie, częstotliwość badań została zmniejszona do 4 w ciągu roku.
W 2017 roku ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania zawartości substancji priorytetowych (grupa 4.1.) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2.) w wodzie oraz tkankach mięczaków (racicznica zmienna) i ryb (okoń). Stan chemiczny wszystkich wskaźników oznaczanych w wodzie oceniony został jako dobry, z wyjątkiem benzo(a)pirenu, którego stężenie średnioroczne przekroczyło dwukrotnie wartość graniczną. Na podstawie wyników badań jedenastu substancji oznaczanych w tkankach organizmów wodnych stwierdzono przekroczenia zawartości difenyloeterów bromowanych (PBDE), rtęci oraz heptachloru w mięśniach okonia. Stan chemiczny JCWP Sarbinowo-Dziwna został sklasyfikowany poniżej dobrego.
W 2018 roku stężenia oznaczanych w wodzie difenyloeterów bromowanych oraz rtęci odpowiadały dobremu stanowi chemicznemu wód.
W 2019 roku ramach monitoringu operacyjnego chemicznego przeprowadzono badania w wodzie substancji priorytetowych, dla których stwierdzono przekroczenia wartości granicznych we wcześniejszych latach oraz 7 węglowodorów aromatycznych. Stężenia antracenu, fluorantenu, i benzo(k)fluorantenu w wodzie nie przekraczały wartości granicznych dobrego stanu wód, a o stanie chemicznym poniżej dobrego zdecydowały przekroczenia wartości granicznych zawartości w wodzie bezno(a)pirenu, benzo(b)fluorantenu oraz benzo(g,h,i)perylenu.
Stan chemiczny JCWP Sarbinowo - Dziwna sklasyfikowano jako poniżej dobrego.

JCWP Jarosławiec - Sarbinowo (PLCWIIIWB7)

JCWP obejmuje pas wód przybrzeżnych w odległości 1 mili morskiej od brzegu pomiędzy Sarbinowem i Jarosławcem. Na stan wód wpływają zanieczyszczenia odprowadzane wodami rzecznymi Wieprzy oraz mniejszych rzek Przymorza. Do intensywnie odwiedzanych miejscowości turystycznych należą Sarbinowo, Mielno i Darłowo. W sezonie letnim wzdłuż wybrzeża organizowane są kąpieliska morskie.
Obszar JCWP pokrywa się z obszarami specjalnej ochrony siedlisk w ramach sieci Natura 2000 – Przybrzeżne Wody Bałtyku (PLB990002) i Zatoka Pomorska (PLB990003).
Na podstawie badań prowadzonych w okresie od lutego do grudnia 2019 roku w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Jarosławiec-Sarbinowo-6 oraz na stanowisku pomiarowym Jarosławiec-Sarbinowo-7 stan ekologiczny oraz stan wód JCWP Jarosławiec-Sarbinowo ocenione zostały jako złe

Elementy biologiczne

W 2019 roku wykonano oznaczenia chlorofilu a (III klasa). Wyniki badania makrozoobentosu (V klasa) były odziedziczone z 2017 roku dla wszystkich stanowisk pomiarowych. Według klasyfikacji przeprowadzonej na podstawie tych wskaźników stan elementów biologicznych JCWP Jarosławiec - Sarbinowo zaklasyfikowano jako zły.

Elementy hydromorfologiczne

W ramach klasyfikacji bazującej na wartościach wskaźnika odporności ekosystemu naturalnej JCWP Jarosławiec-Sarbinowo przypisano klasę poniżej II, odpowiadającą złemu stanowi wód. W przypadku JCWP Jarosławiec-Sarbinowo

wskaźnik odporności ekosystemu prawie osiągnął wartość graniczną oznaczającą zmianę, w przypadku której uznaje się JCWP jako silnie zmienioną (30%). Osiągnięcie tak dużej wartości wskaźnika spowodowane było występowaniem na znacznej długości tej JCWP odcinków brzegu z opaskami brzegowymi oraz ostrogami.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Jarosławiec-Sarbinowo został zaklasyfikowany poniżej dobrego.
Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz zbyt wysokie stężenia związków azotu (azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego).
Na dobry stan wód wskazywały wartości wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie wód tlenem w warstwie powierzchniowej, zawartość ogólnego węgla organicznego), odczyn oraz zawartość związków fosforu (fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego).

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 została przeprowadzona na podstawie wyników badań prowadzonych w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku Jarosławiec-Sarbinowo-6. Klasyfikacja została odziedziczona z 2016 roku, a stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Jarosławiec-Sarbinowo oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

Klasyfikacja wskaźników z grupy 4.1 i 4.2 została przeprowadzona w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników oceny wykonanej w latach 2017-2018 oraz o wyniki badań realizowanych w 2019 roku. Klasyfikacja stanu chemicznego JCWP Jarosławiec-Sarbinowo została wykonana na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika badanego w wodzie, uzyskanych w wyniku poboru prób wody z reprezentatywnego punktu pomiarowo-kontrolnego Jarosławiec-Sarbinowo-6, w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu oraz wyników oznaczeń zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych. Dla oktylofenoli, ze względu na stwierdzone niskie stężenia w wodzie, częstotliwość badań została zmniejszona do 4 w ciągu roku.
W 2017 roku ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania zawartości substancji priorytetowych (grupa 4.1.) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2.) w wodzie. Stan chemiczny wszystkich wskaźników oznaczanych w wodzie, oceniony został jako dobry, z wyjątkiem benzo(a)pirenu, którego stężenie średnioroczne przekroczyło dwukrotnie wartość graniczną. Stan chemiczny JCWP Jarosławiec-Sarbinowo został sklasyfikowany poniżej stanu dobrego.
W 2018 roku przeprowadzono również badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości difenyloeterów bromowanych w mięśniach ryb z gatunku stornia oraz rtęci i heptachloru w całych organizmach tych ryb stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.
W 2018 roku ramach monitoringu operacyjnego chemicznego przeprowadzono badania zawartości w wodzie oktylofenoli, dla których we wcześniejszych latach wystąpiły przekroczenia wartości granicznej. Uzyskane wyniki odpowiadały dobremu stanowi chemicznemu wód.
W 2019 roku ramach monitoringu operacyjnego chemicznego przeprowadzono badania w wodzie benzo(a)pirenu i oktylofenoli, dla których stwierdzono przekroczenia wartości granicznych we wcześniejszych latach oraz wybranych węglowodorów aromatycznych. Stężenia antracenu, fluorantenu, benzo(b)fluorantenu benzo(k)fluorantenu w wodzie nie przekraczały wartości granicznych dobrego stanu wód, a o stanie chemicznym poniżej dobrego zdecydowały przekroczenia wartości granicznych zawartości w wodzie bezno(a)pirenu i benzo(g,h,i)perylenu.
Stan chemiczny JCWP Jarosławiec-Sarbinowo sklasyfikowano poniżej dobrego.

Podsumowanie

W oparciu o wyniki klasyfikacji elementów biologicznych oraz wspierających je elementów fizykochemicznych przeprowadzono klasyfikację stanu i potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych, objętych monitoringiem w 2019 roku. W klasyfikacji stanu chemicznego wykorzystano wyniki klasyfikacji z lat wcześniejszych, w oparciu o zasadę dziedziczenia.

Elementy biologiczne monitorowane w 3 JCWP (Ujście Dziwny, Ujście Świny, Dziwna-Świna) przypisano do klasy trzeciej, 2 JCWP (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński) do klasy 4, a w pozostałych 2 JCWP (Sarbinowo-Dziwna, Jarosławiec-Sarbinowo) do klasy piątej.

Wyniki klasyfikacji hydromorfologicznej pozwoliły na przypisanie 2 naturalnym JCWP (Zalew Kamieński, Dziwna-Świna) I klasy, odpowiadającej dobremu stanowi wód, a pozostałym 5 JCWP klasy poniżej II, wskazującej na zły stan wód.

Stan elementów fizykochemicznych 4 naturalnych JCWP (Zalew Kamieński, Jarosławiec-Sarbinowo, Sarbinowo-Dziwna, Dziwna-Świna) sklasyfikowano poniżej dobrego. Również potencjał elementów fizykochemicznych 3 silnie zmienionych JCWP (Zalew Szczeciński, Ujście Świny, Ujście Dziwny) został sklasyfikowany poniżej dobrego. Przezroczystość wód oraz substancje biogenne były wskaźnikami, które zaważyły o takim wyniku klasyfikacji.

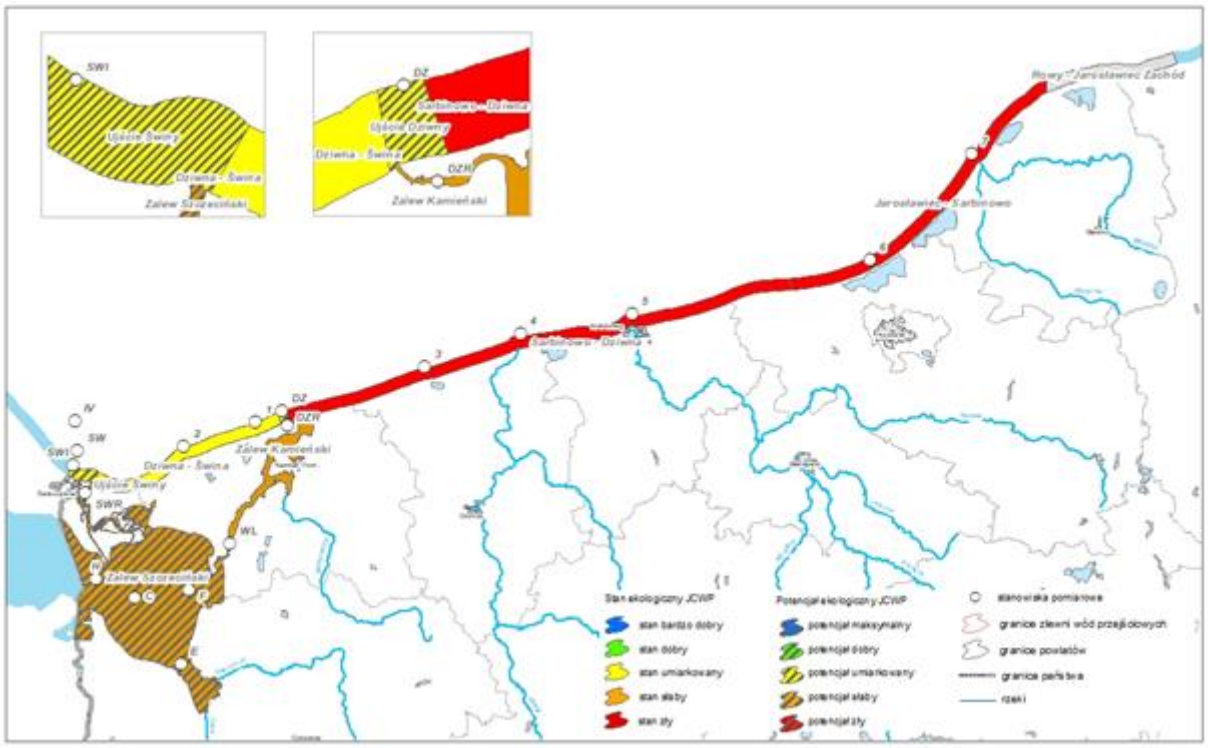
Elementy fizykochemiczne z grupy specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych dla ocenianych JCWP zaklasyfikowane zostały do stanu dobrego, w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników klasyfikacji z lat wcześniejszych.

Dla 3 JCWP (Ujście Dziwny, Ujście Świny, Dziwna-Świna) stan lub potencjał ekologiczny sklasyfikowano jako umiarkowany, 2 JCWP (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński) jako słaby, a dla pozostałych 2 JCWP (Sarbinowo-Dziwna, Jarosławiec-Sarbinowo) jako zły (Rys. I.28).

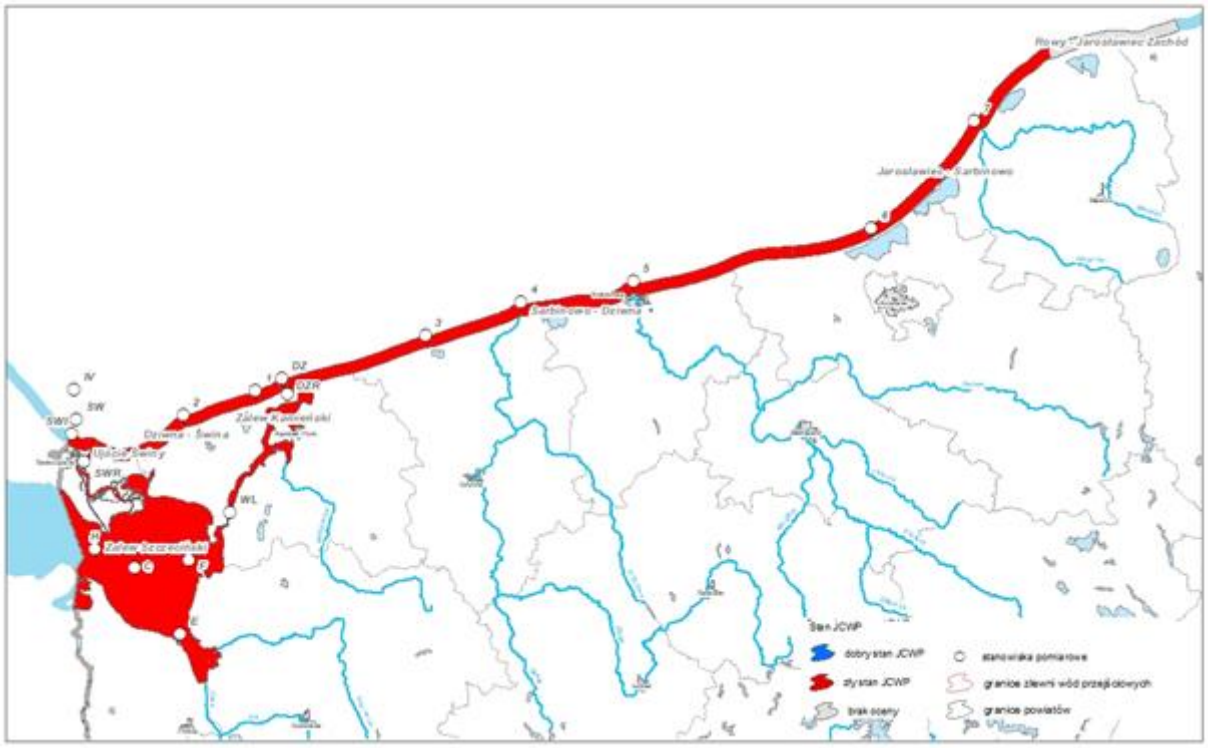
Ocenę stanu chemicznego oparto o wyniki badań monitoringu operacyjnego chemicznego prowadzonego z częstotliwością 12 razy w ciągu roku, obejmującego badania wskaźników charakteryzujących występowanie w wodzie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników klasyfikacji wykonanej w latach wcześniejszych (2016-2018). Stan chemiczny wszystkich badanych JCWP został sklasyfikowany poniżej stanu dobrego.

Na podstawie badań prowadzonych w 2019 roku, stan wszystkich monitorowanych wód przejściowych i przybrzeżnych oceniono jako zły (Rys. I.29).

Wyniki klasyfikacji i oceny JCWP przedstawiono na mapach.



Rys. I.28. Wyniki klasyfikacji stanu i potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2019 roku.



Rys. I.29. Wyniki oceny stanu JCWP przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2019 roku.

II. Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej

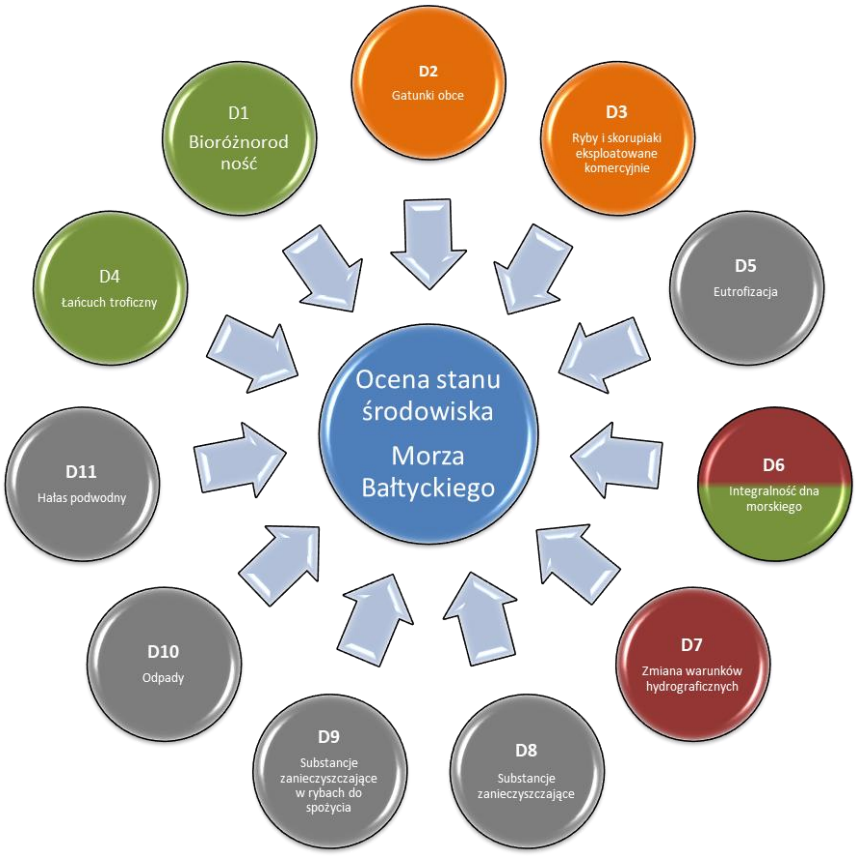
II.1. Wstęp

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 dyrektyw 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. uchylającej decyzję Komisji Europejskiej 2010/477/UE. Ma to zapewnić zunifikowane podejście w zakresie opracowania ocen stanu środowiska morskiego, celów środowiskowych, planów działań w kierunku przywrócenia dobrego stanu obszarów morskich oraz programów monitoringowych.

Krajową podstawą prawną regulującą sposób przeprowadzania ocen stanu środowiska wód morskich w sposób zgodny z art. 8 RDSM jest art. 150 ustawy Prawo Wodne (Ustawa z dnia 11 września 2019 roku o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. 2019 poz. 2170).

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 wocne, *wstępna ocena stanu środowiska wód morskich podlega przeglądowi co 6 lat i w razie potrzeby aktualizacji*, czego efektem było opracowanie aktualizacji wstępnej oceny stanu obszarów morskich w 2018 roku (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230). Ocenę stanu środowiska przeprowadzono dla **11 cech – wskaźników opisowych** (Załącznik 1 RDSM; Anon. 2017; Rys. II.1).

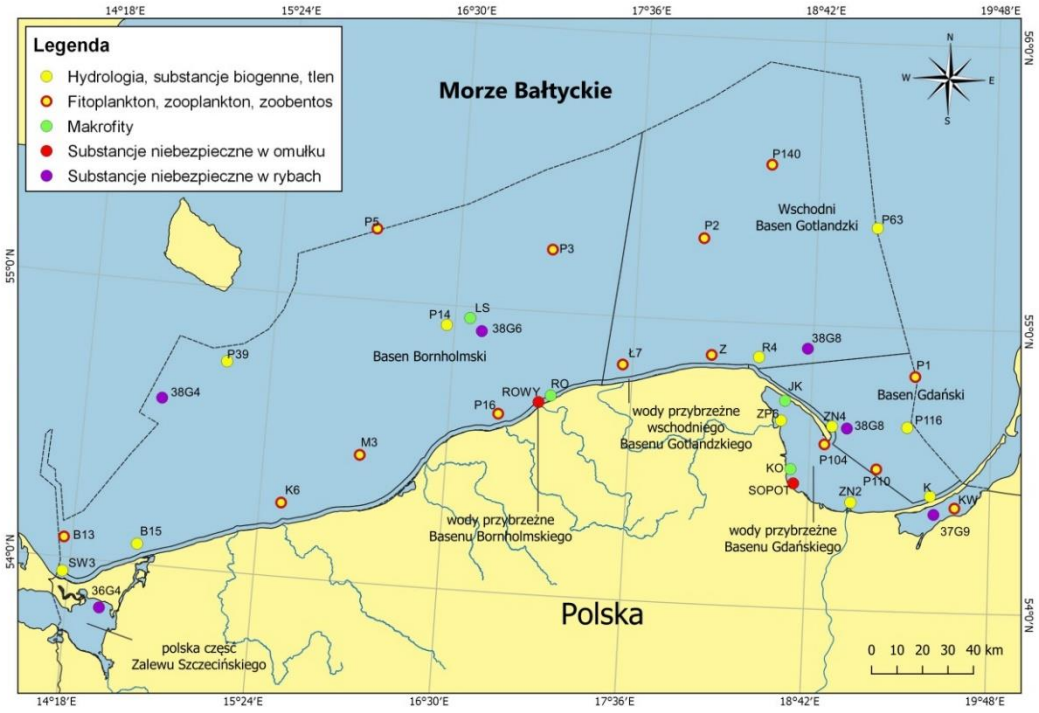


Rys. II.1. Cechy – wskaźniki opisowe: stanu – kolor zielony, presji biologicznych – kolor pomarańczowy, związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii – kolor szary, presji fizycznych – kolor brązowy (źródło: aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska morskiego (Uchwała Rady Ministrów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

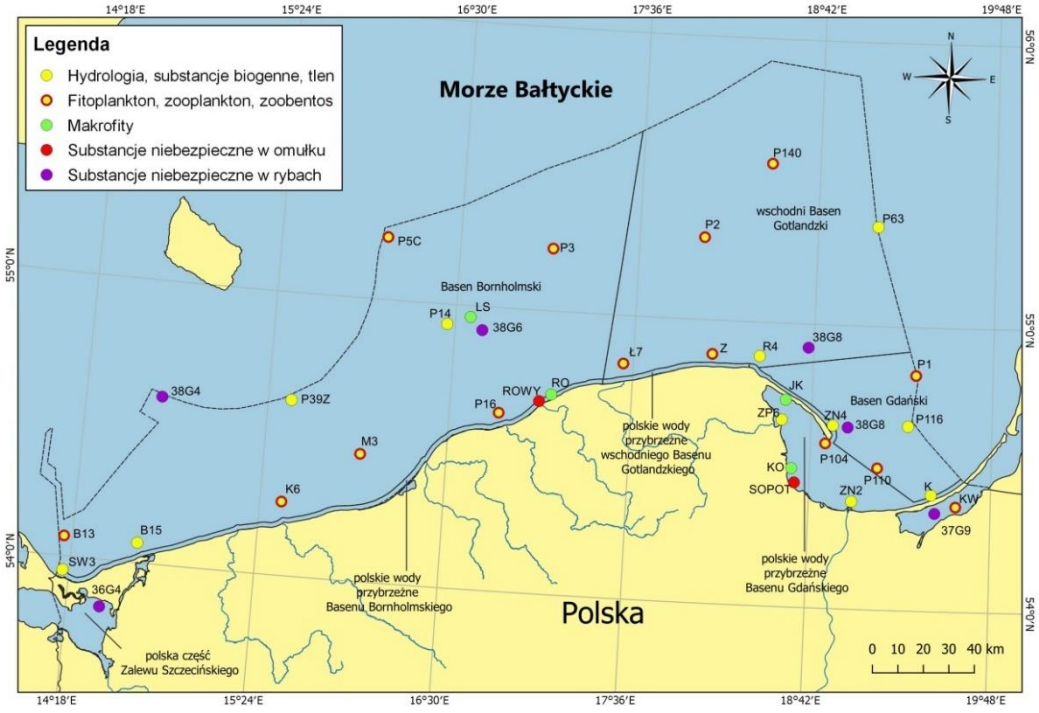
Decyzja Komisji wprowadziła podział wskaźników na dwie grupy, które muszą być uwzględnione w aktualizacji oceny stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 153, ust.1 pkt 1 ustawy Prawo wodne (Dz. U. 2017 poz. 1566) należą do nich cechy D2, D3, D5, D6, D7, D8, D9, D10 i D11 oraz 3 cechy: D1, D4 i D6 dotyczące **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; Anon. 2017) 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 (Rys. II.2a, Tabela II.1). W 2019 roku, w związku ze zmianą granicy Polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej (umowa między Rzecząpospolitą Polską a Królestwem Danii w sprawie rozgraniczenia obszarów morskich na Morzu Bałtyckim, podpisana w Brukseli dnia 19 listopada 2018 r. (Dz.U. z 2019 r. poz. 1240), zmieniła się również granica Basenu Bornholmskiego i od sierpnia przesunięciu uległy punkty P5 i P39 (Rys. II.2b).

a)



b)



Rys. II.2. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS z uaktualnieniami (HELCOM 2013); do sierpnia 2019 roku (a) i od sierpnia 2019 roku (b); na mapach zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM.

W podziale akwenów wg HELCOM MAS (HELCOM 2013), zostały uwzględnione wody otwarte Zatoki Gdańskiej, dla których przyjęto nazwę Basen Gdański (Tabela II.1). Obszary Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego zostały włączone do odpowiednich akwenów obejmujących wody przybrzeżne: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Ze względu na specyfikę ustroju hydrologicznego oraz zakres badań monitoringowych prowadzonych w zalewach, w ramach programu monitoringu cech RDSM zachowano wydzielenie tych obszarów, tak jak we wcześniejszych opracowaniach (Łysiak-Pastuszak i in. 2013, 2014; Zalewska i in. 2015 oraz Łysiak-Pastuszak i in. 2016 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

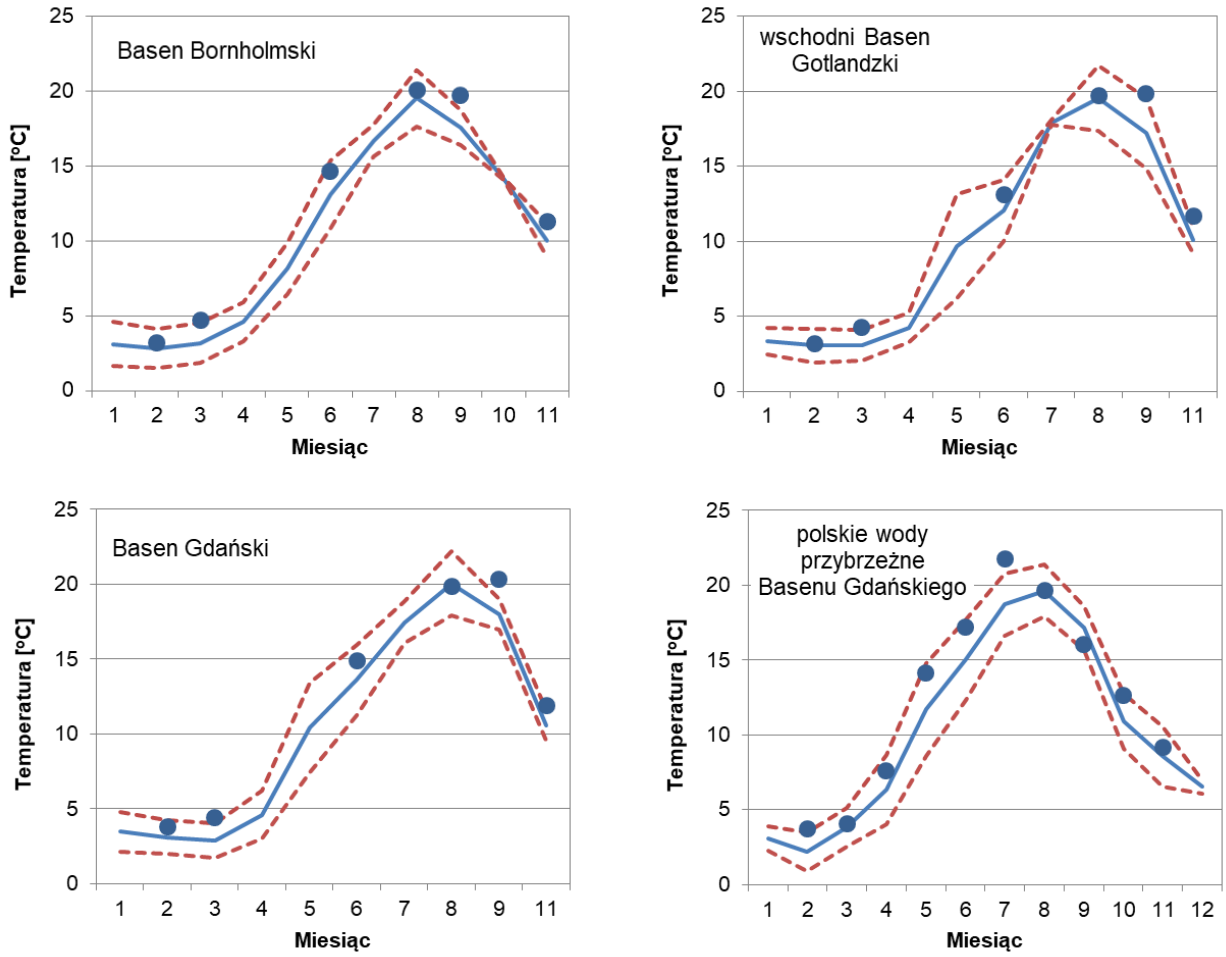
W celu pozyskania odpowiedniej informacji o poszczególnych elementach środowiska morskiego, będącej podstawą przeprowadzania ocen i wyznaczania kierunków działań, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska prowadzone są systematyczne badania zgodnie z Programem monitoringu wód morskich spełniającego wymagania RDSM.
W 2019 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 2019 przeprowadzono zgodnie z zasadami aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230). Ocena została wykonana na podstawie wyników Programu Monitoringu Wód Morskich, zgodnie z wymogami RDSM uzupełnionych o dane i informacje z innych w tym pomiarów i obserwacji prowadzonych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy w Gdyni. Badania monitoringowe polskiej strefy Bałtyku prowadzone były w ramach Państwowego Programu Monitoringu Środowiska – Monitoring Wód Powierzchniowych, na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, a finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.
Dane uzyskane w 2019 r. w ramach realizacji programów monitoringowych umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech D1/D4 – bioróżnorodność na podstawie oceny zooplanktonu oraz fitoplanktonu i wskaźnika wielkich ryb LFI, D6 – integralność dna morskiego oraz cech: D2 – gatunki obce (opis w zakresie nowych introdukcji gatunków zamieszczono w podsumowaniu), 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 wskaźników i kryteriów oceny.
Ocenę w zakresie indeksu wielkich ryb LFI oraz cechy D3 w wodach otwartego morza przygotowano na podstawie opracowania wykonanego ramach realizacji umowy nr 24/2017/F zawartej dnia 08.08.2017 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym w Gdyni.
Ocenę ptaków przygotowano na podstawie sprawozdania OTOP z prac wykonanych w ramach pracy pt. „Część II - Monitoring ptaków morskich z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018-2021", na podstawie umowy nr 23/2019/F z dnia 17 lipca 2019 r.

II.2. Ogólne warunki hydrologiczne

II.2.1. Temperatura wody morskiej

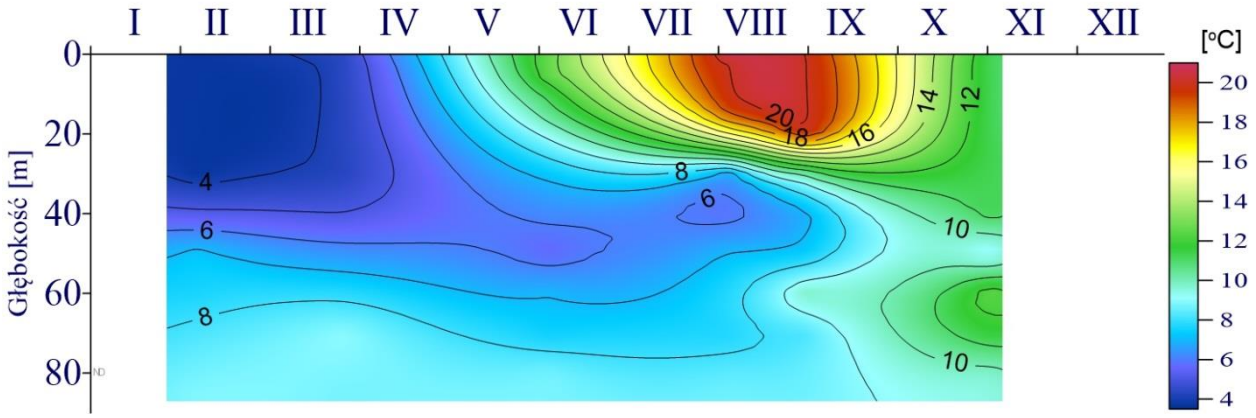
W 2019 roku zakresy średnich wartości temperatury wody w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w basenach głębokowodnych pozostawały w zbliżonym zakresie: 3,2–20,1°C w Basenie Bornholmskim, 3,2-19,8°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 3,8–20,3°C w Basenie Gdańskim (Rys. II.3). Średnia temperatura maksymalna w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wyniosła 19,7°C, natomiast najniższa wyniosła 3,7°C. W przypadku wszystkich obszarów najmniejsze wartości charakteryzowały luty, natomiast wartości największe wystąpiły w sierpniu w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim i we wrześniu w Basenie Gdańskim i jego wodach przybrzeżnych. W lutym średnie wartości temperatury w poszczególnych obszarach były bardzo zbliżone i pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od 3,2 do 3,8°C i były tylko nieznacznie większe od wartości średnich wyznaczonych dla okresu 2009-2018 (3,1–3,4°C). W basenach głębokowodnych dodatnie odchylenia od wartości średniej dla dziesięciolecia wystąpiły w marcu, czerwcu i wrześniu, przy czym, różnice te pozostawały w zakresie od 1,3 do 2,3°C. Średnie wartości temperatury w marcu (4,3–4,7°C) i wrześniu (19.7-20.3°C) pozostawały bardzo zbliżone, nieznacznie szerszym zakresem charakteryzował się czerwiec, w przypadku którego średnie wartości temperatury wynosiły odpowiednio 14,6°C w Basenie Bornholmskim, 13,1°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim i 14,9°C w Basenie Gdańskim. W przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego średnie wartości temperatury w marcu i czerwcu były również nieznacznie większe od wartości charakteryzującej okres 2009-2018, a różnice wynosiły odpowiednio 1,2°C i 2,3°C, natomiast we wrześniu średnia temperatura w 2019 roku była wyższa o 1,1°C od wartości opisującej dziesięciolecie (17,1°C). W sierpniu średnia temperatura wody powierzchniowej we wszystkich obszarach była bardzo zbliżona do wartości wyznaczonej dla dziesięciolecia i wynosiła odpowiednio 19,7°C w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz 19,9°C w Basenie Gdańskim. Średnie wartości temperatury w listopadzie pozostawały w bardzo wąskim zakresie od 11,3 do 11,9°C z wyjątkiem wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (9,1°C) i były o średnio 1°C większe od wartości średniej dla okresu 2009-2018.

W 2019 r. maksymalna temperatura równa 22,8°C wystąpiła w Basenie Gdańskim i była mniejsza od maksymalnej temperatury notowanej w tym obszarze w roku poprzednim (25,8°C). W Basenie Bornholmskim maksymalna temperatura wyniosła 22,3°C w sierpniu, natomiast minimalną równą 1,8°C odnotowano w lutym. We wschodnim Basenie Gotlandzkim wartości temperatury maksymalnej (22,6°C) i minimalnej (2,0°C) były bardzo zbliżone do wartości obserwowanych w Basenie Bornholmskim, z tą różnica, że wartość maksymalną odnotowano we wrześniu. W Basenie Gdańskim i w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wartości maksymalne były na zbliżonych poziomach i wynosiły odpowiednio 22,8°C i 21,9°C, natomiast minimalne temperatury charakteryzujące luty wyniosły odpowiednio 3,4°C i 3,7°C.



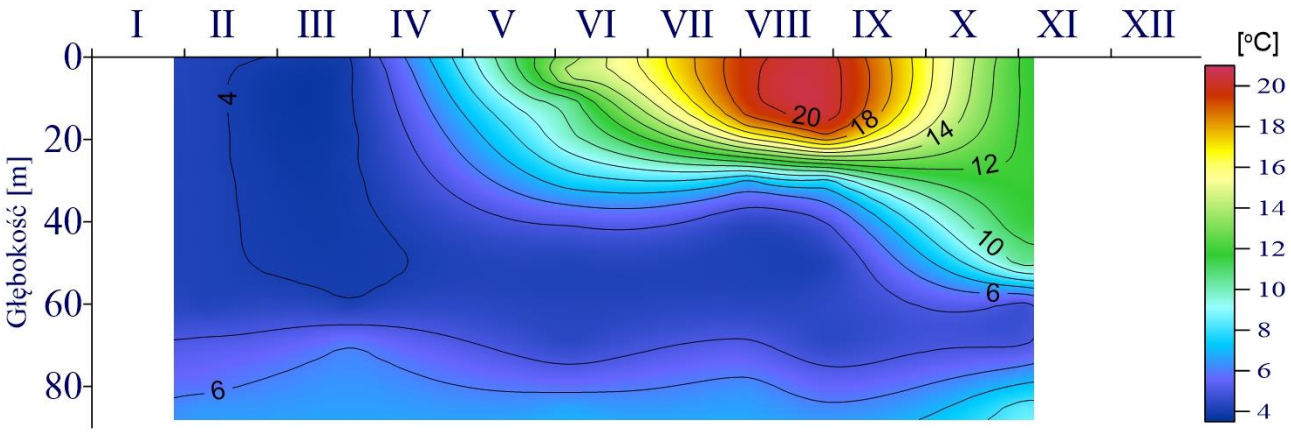
Rys. II.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2019 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); linia ciągła – średnia 2009-2018; linie przerywane - średnia ± odchylenie standardowe 2009-2018 punkty – średnia miesięczna w 2019 roku.

Największa sezonowa zmienność temperatury w profilu pionowym w rejonie Głębi Bornholmskiej dotyczy warstwy do 30–40 m głębokości (Rys. II.4). W lutym na stacji P5 temperatura wody pozostawała na jednym poziomie 3,7°C do głębokości 30 m, podczas gdy w pozostałych warstwach do dna temperatura pozostawała w zakresie 5,2-8,8°C. W marcu temperatura w warstwie do 30 m była nieznacznie większa niż w lutym (4,4°C), podczas gdy w warstwach poniżej 40 m przybierała ona identyczne wartości (5,0–8,7°C). W czerwcu najwyższa temperatura równa 12,6°C wystąpiła w warstwach do 5 m, na głębokościach 10 i 20 metrów temperatura wody wynosiła odpowiednio 10,5°C i 9,3°C, natomiast od 30 m do dna temperatura pozostawała w zakresie 5,6–8,7°C. Najwyższą temperaturę na poziomie 20°C odnotowano w sierpniu i wrześniu, przy czym miąższość warstw charakteryzujących się taką temperaturą wzrosła z 5 m w sierpniu do 20 m we wrześniu. W sierpniu temperatura warstwy wody na głębokościach 10-15 m była na poziomie 19°C, natomiast od 30 m temperatura pozostawała w zakresie 5,8–8,6°C. Taki sam zakres temperatury charakteryzował warstwy od 40 m do dna we wrześniu. Najbardziej wyrównana w kolumnie wody temperatura wystąpiła w listopadzie, w którym wartość 11,2°C była charakterystyczna dla warstw 0–40 m. Poniżej tej głębokości temperatura zmieniała się w zakresie od 8,9 do 12,5°C.



Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w poszczególnych miesiącach w 2019 r.

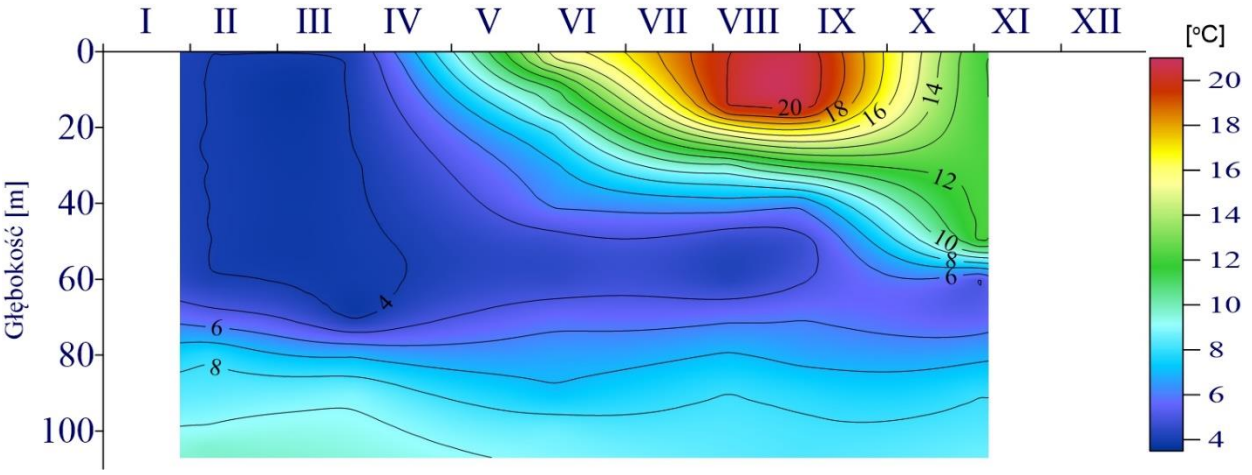
Sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2019 roku były zbliżone do obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej. W lutym i marcu temperatura w warstwach do 60 m utrzymywała się na poziomie 4,0°C, poniżej odnotowano nieznaczny wzrost wartości do 6,4-6,6°C w warstwie przydennej. W czerwcu w warstwach do 5 m temperatura wynosiła 14,2°C, w zakresie głębokości 10-20 m była na poziomie 10°C, natomiast w warstwach poniżej 40 m pozostawała w zakresie od 4,2 do 6,7°C przyjmując wartość największą w wodach przydennych. Temperatura w zakresie 18,9-19,7°C wystąpiła w sierpniu w warstwach do 15 m głębokości, natomiast wartości w zakresie 4,1-6,6°C charakteryzowały warstwy poniżej 40 m głębokości. We wrześniu zakres głębokościowy wyższych wartości temperatury przesunął się do 20 m, gdzie odnotowano wartości od 18,5-20,3°C, poniżej warunki termiczne były zbliżone do obserwowanych w poprzednich miesiącach. W listopadzie taka sama temperatura równa 11,8°C charakteryzowała warstwy do głębokości 40 m, na 50 m temperatura była niższa o 1,1°C, natomiast w warstwach poniżej 60 m pozostawała w zakresie 4,6-8,6°C.



Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2019 r.

W 2019 roku sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie Basenu Gdańskiego miały podobny przebieg jak w pozostałych dwóch obszarach. W lutym temperatura pozostawała na jednakowym poziomie 4,0°C do głębokości 60 m, poniżej której następował sukcesywny wzrost od 5,4°C na głębokości 70 m do 9,7°C na głębokości 104 m. W marcu charakterystyka rozkładu temperatury w profilu pionowym była bardzo zbliżona, z tą różnicą, że zakres wyrównanych wartości (3,7-4,2°C) obejmował głębokości do 70 m, poniżej której temperatura była w zakresie 8,8-9,4°C. W czerwcu temperatura na poziomie 15°C charakteryzowała warstwę do 2,5 m, na głębokości 5 m temperatura spadła do 13,3°C, w warstwach od 10 do 15m utrzymywała się na poziomie 10°C, natomiast na głębokościach od 20 do 104 m wartości temperatur zmieniały się w zakresie od 4,4 do 8,7°C. W sierpniu i wrześniu zmiany temperatury w profilu

pionowym miały przebieg bardzo zbliżony, wartości na poziomie 20°C występowały w warstwach do 15 m w sierpniu i do 20 m we wrześniu. W warstwach poniżej 40 m zakres temperatury był zbliżony do poprzednich miesięcy (4,2–8,2°C). Stałą temperaturą równą 12,2°C charakteryzowały się warstwy od 0 do 50 m w listopadzie, natomiast charakterystyka zmian w warstwach od 60 do 105 m była zbliżona do pozostałych miesięcy.



Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2019 r.

II.2.2. Zasolenie

W 2019 roku w wodach warstwy powierzchniowej morza (0–10 m), średnie zasolenie każdego z czterech badanych obszarów we wszystkich miesiącach było wyższe niż wyznaczone dla wielolecia 2009–2018 (Rys. II.7). Największe różnice zaobserwowano w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie wartości zasolenia były średnio o 0,36 wyższe w porównaniu do lat 2009–2018.

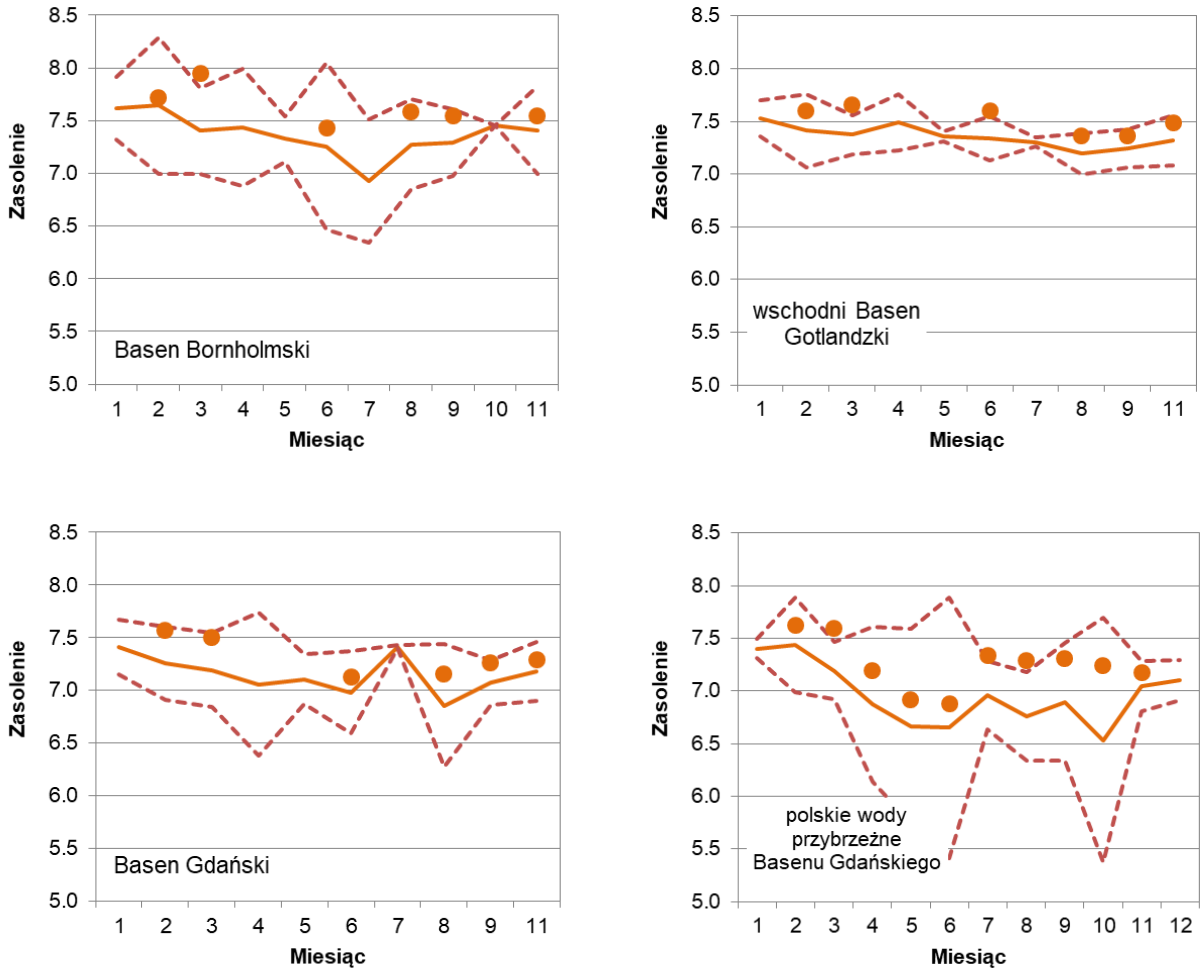
W 2019 r. w Basenie Bornholmskim średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej pozostawało w zakresie od 7,43 do 7,95, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała czerwiec, a największa marzec (Rys. II.7). Marzec był też miesiącem, w którym zaobserwowano największą różnicę (0,55) pomiędzy okresem odniesienia 2009–2018, a rokiem 2019. W lutym 2019 roku, średnia wartość zasolenia (7,72) była najbliższa średniej wartości wyznaczonej dla wielolecia (7,65). W pozostałych miesiącach różnice w średnich wartościach zasolenia pomiędzy rokiem 2019, a wieloleciem również były niewielkie. W czerwcu i listopadzie 2019 roku nie przekroczyły one 0,2, natomiast w sierpniu i wrześniu średnie wartości zasolenia były o ok. 0,3 wyższe od wartości wyznaczonych dla wielolecia.

Na przestrzeni roku 2019, zasolenie powierzchniowych wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.7) wykazywało najmniejsze zróżnicowanie mieszcząc się w przedziale 7,37 (wrzesień) do 7,66 (marzec). Kierunek odchyleń średnich z 2019 r. od wartości dla wielolecia był podobny, jednak różnice pomiędzy badanymi okresami były niewielkie, jedynie w marcu (7,66) i czerwcu (7,60) różnica była większa niż 0,2 (odpowiednio 0,28 i 0,26).

Zasolenie warstwy powierzchniowej Basenu Gdańskiego w poszczególnych miesiącach roku 2019 pozostawało w zakresie od 7,13 w czerwcu do 7,57 w lutym (Rys. II.7). W lutym (7,57), marcu (7,50) i sierpniu (7,16) 2019 roku średnie wartości zasolenia były wyższe o ok. 0,3 od średnich wartości wyznaczonych dla tych miesięcy w dziesięcioleciu 2009–2018. W czerwcu, wrześniu i listopadzie wartości charakteryzujące rok 2019 były bardziej zbliżone do tych z okresu 2009–2018 i wynosiły odpowiednio 7,13, 7,26 i 7,29, przy czym różnice w stosunku do wielolecia nie przekraczały 0,2.

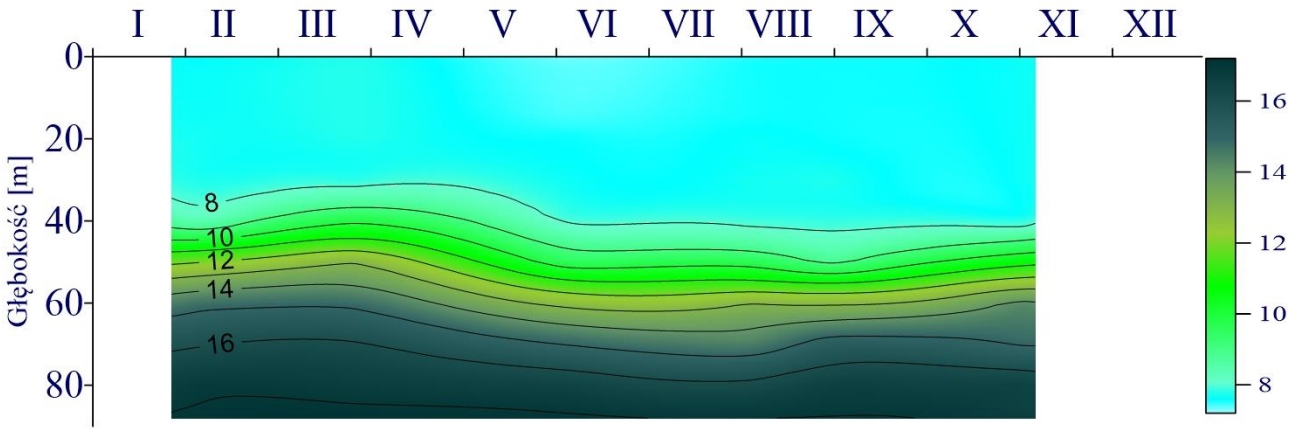
W 2019 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wartości średnie zasolenia pozostawały w zakresie 6,88 do 7,62 (Rys. II.7). Najniższe średnie zasolenie odnotowano w czerwcu, zaś najwyższe, podobnie jak w Basenie Gdańskim, w lutym. Tak jak w przypadku pozostałych obszarów, średnie wartości zasolenia we wszystkich miesiącach przewyższały średnie wartości obliczone dla dziesięciolecia 2009–2018. Największą, wynosząca 0,71, różnicę pomiędzy średnimi wartościami zasolenia wyznaczonymi dla okresu 2009–2018 i rokiem 2019, odnotowano w październiku. Najbardziej

zbliżone wartości w porównaniu z okresem 2009-2018 charakteryzowały miesiące zimowe – listopad (7,18) i luty (7,62). W tych miesiącach różnice średnich wartości zasolenia pomiędzy analizowanymi okresami nie przekraczały 0,2. W pozostałej części roku (marzec-wrzesień), różnice w stosunku do dziesięciolecia 2009-2018 były nieco większe i mieściły się w zakresie od 0,23 do 0,54.



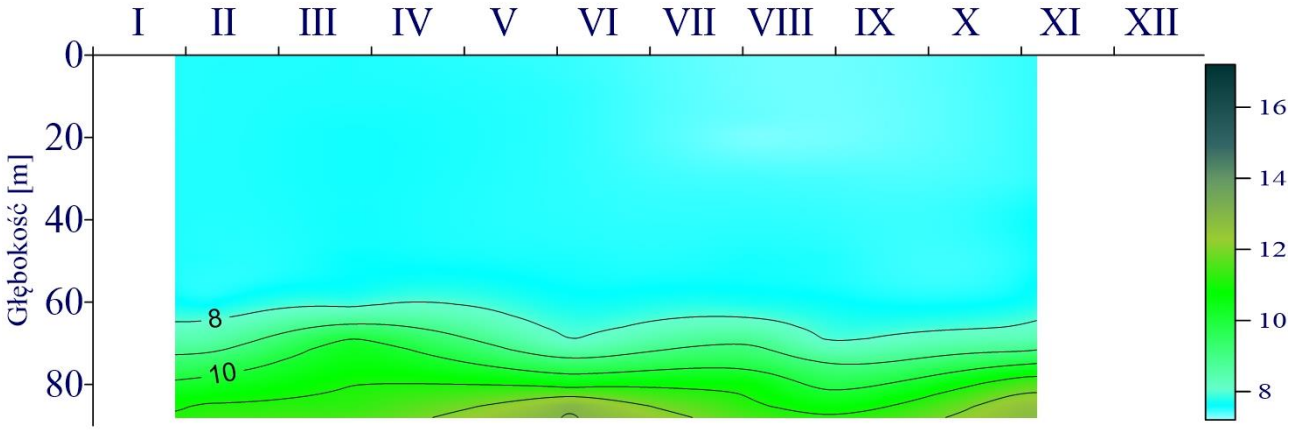
Rys. II.7. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2019 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); linia ciągła – średnia 2009-2018; linia przerywana – średnia ± odchylenie standardowe 2009-2018; punkty – średnia 2019

W 2019 r. na stacji zlokalizowanej w rejonie Głębi Bornholmskiej (P5) zmiany zasolenia w profilu pionowym miały zbliżony przebieg biorąc pod uwagę poszczególne miesiące (Rys. II.8). Do głębokości 30 m wartości zasolenia pozostawały w zakresie od 7,28 do 7,75 we wszystkich miesiącach badań z wyjątkiem listopada, w którym wyrównane wartości na poziomie 7,64 występowały do głębokości 40 m. W warstwie 40-70 m (w listopadzie 50-70 m) następował wzrost wartości zasolenia. Najgwałtowniejsze zmiany (wzrost zasolenia o 3,14-4,09) zaobserwowano w lutym i marcu pomiędzy 40 a 50 m, natomiast w czerwcu, sierpniu, wrześniu oraz listopadzie na głębokości 50-60 m. Woda o najwyższym zasoleniu zalegała w warstwie powyżej 80 m głębokości. W lutym i marcu w warstwach przydennych zasolenie przekroczyło wartość 17, natomiast w pozostałych miesiącach badań pozostawało w wąskim zakresie od 16,58 do 16,88.



Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w poszczególnych miesiącach w 2019 r.

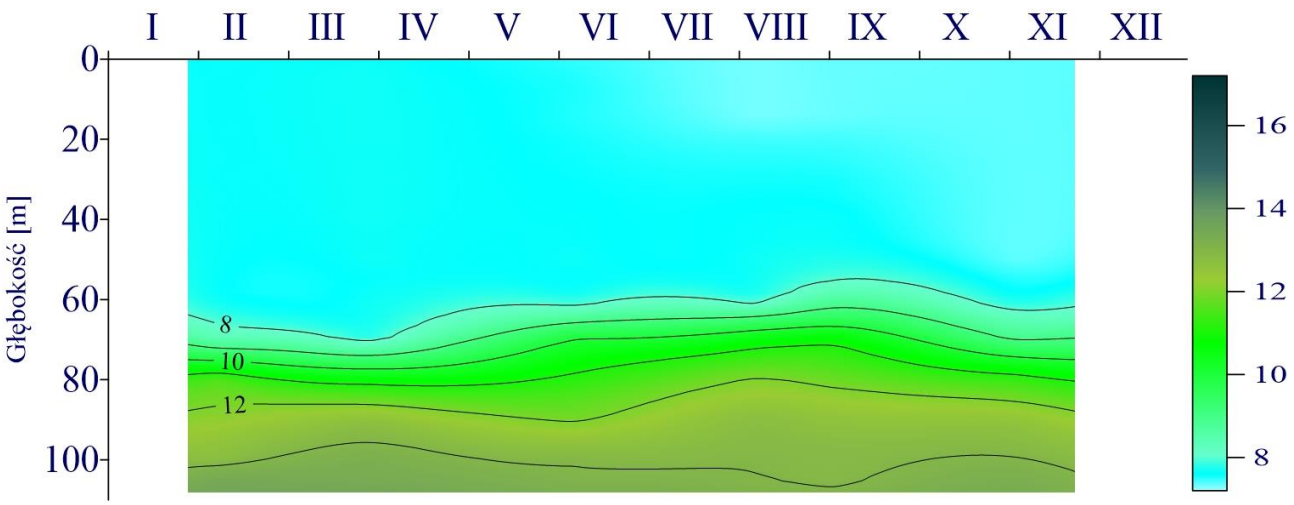
W całym okresie badań, w południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140), warstwa do głębokości 60 m charakteryzowała się niewielkimi zmianami zasolenia w głąb kolumny wody. Wartości zasolenia w tej warstwie mieściły się w zakresie od 7,26 do 7,77 (Rys. II.9). Od głębokości 60 m zasolenie wody wzrastało, przy czym najszybszy wzrost (w zależności od miesiąca od 1,74 do 3,16) obserwowano w warstwie 70-80 m. Jedynie w czerwcu warstwą, w której zachodziły największe zmiany w wartości zasolenia wraz z głębokością, była warstwa 60-70 m. Wartości zasolenia w warstwie naddennej zmieniały się od 10,72 (wrzesień) do 13,00 (czerwiec).



Rys. II.9. Zmiany zasolenia w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2019 r.

Na Głębi Gdańskiej (stacja P1) głębokości, poniżej których obserwowano widoczny wzrost zasolenia wykazywały nieznaczne zróżnicowanie biorąc pod uwagę poszczególne miesiące. Wartości zasolenia mieściły się w stosunkowo wąskim zakresie od 7,29 do 7,72, do głębokości 60 m we wszystkich miesiącach prowadzenia pomiarów (lutym, marcu, czerwcu, sierpniu i listopadzie) z wyjątkiem września, w którym granica warstwy wody dobrze wymieszanej, opisanej wartościami mieszczącymi się w przedziale od 7,33 do 7,73, przesunęła się na głębokość 50 m (Rys. II.10). Największy wzrost wartości zasolenia wystąpił w lutym, marcu i listopadzie pomiędzy 70 a 80 m, natomiast w czerwcu, sierpniu i wrześniu w warstwie 60-70 m. Podobnie jak w przypadku południowo wschodniego Basenu Gotlandzkiego woda znajdująca się poniżej halokliny była mniej zasolona niż w przypadku Głębi Bornholmskiej. Zasolenie w warstwie naddennej w całym okresie badań mieściło się w zakresie od 12,92 do 13,41, przy czym najwyższą wartość zmierzono

w lutym. W kolejnych miesiącach zasolenie wody w warstwie przydennej nieznacznie spadało, osiągając we wrześniu 12,92, następnie w listopadzie wzrosło do wartości 13,26.



Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2019 r.

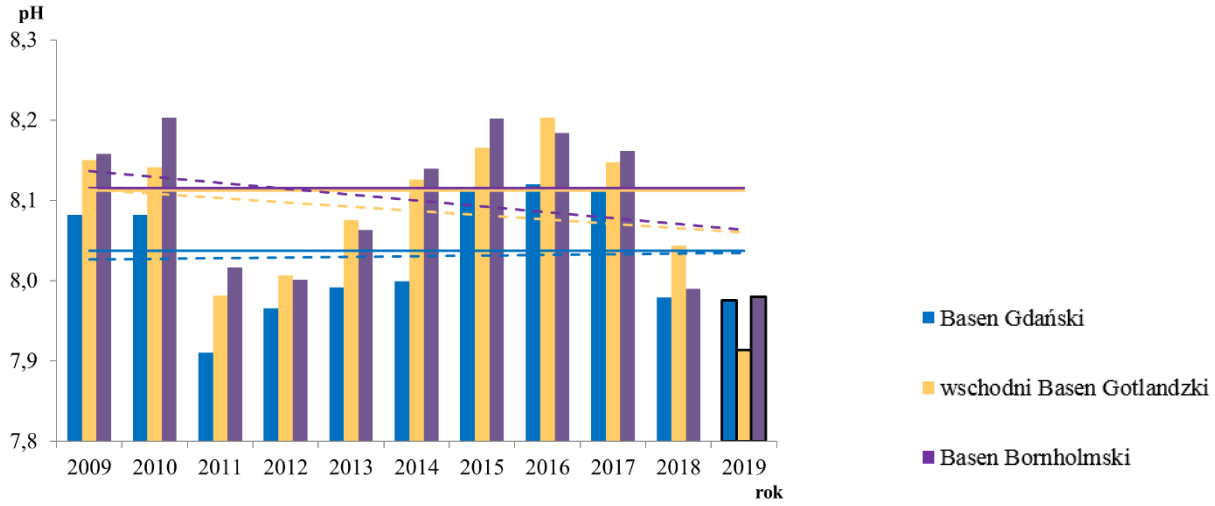
II.2.3. Odczyn wody morskiej

Parametrem charakteryzującym odczyn wody morskiej jest pH. Jego pomiary stanowią podstawę do śledzenia zmian potencjalnego zakwaszenia wód oceanu światowego spowodowanych m.in. zwiększonym dopływem dwutlenku węgla z atmosfery związanym z działalnością człowieka. Celem monitorowania odczynu wód morskich jest obserwowanie zmienności przestrzennej oraz wychwycenie trendów zmian czasowych, jako wyniku oddziaływania zarówno czynników naturalnych (np.: geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych), jak i antropogenicznych.
Analiza zmian wartości pH została opracowana na podstawie pomiarów z okresu 2009-2019. Badania były wykonywane podczas rejsów monitoringowych prowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku (Rys. II.2). Woda morska ma odczyn lekko alkaliczny. W roku badań 2019 wartości pH mieściły się w przedziale 6,88-8,97 w całym rejonie badań i w całym zakresie głębokości (od powierzchni do dna). Zakres tej zmienności był przesunięty w stronę niższych wartości w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku (7,02 do 9,27) (Zalewska, 2019). W 2019 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru wynosiła 7,96 i była niższa od średniej wieloletniej (8,09), była także niższa od średniej wyznaczonej dla poprzedniego roku (8,00). Również średnie wartości pH wody morskiej w 2019 r. poszczególnych akwenów były niższe od obserwowanych w roku ubiegłym, podobnie jak roczne wartości ekstremalne (Tabela II.2).

Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2019 r w porównaniu z 2018 r.

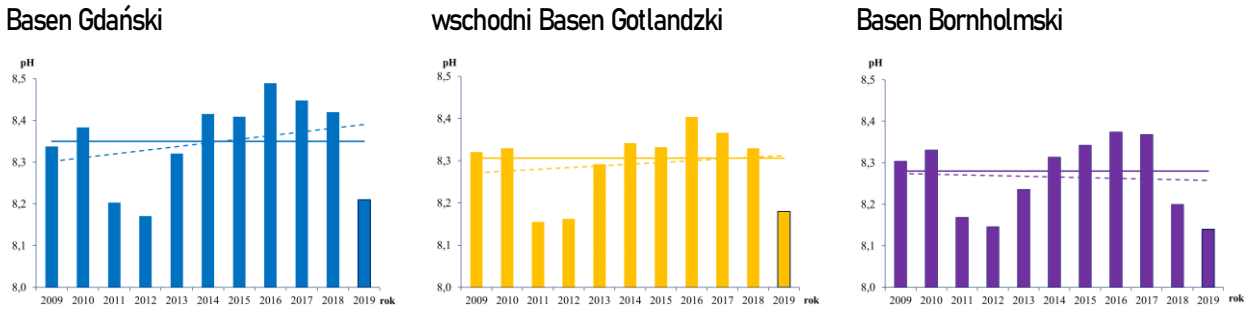
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2018	2019	2018	2019	2018	2019
Basen Gdański	7,02	6,88 ↓	9,22	8,97 ↓	7,98	7,91 ↓
wschodni Basen Gotlandzki	7,05	7,04 ↓	9,27	8,63 ↓	8,04	7,98 ↓
Basen Bornholmski	7,06	7,04 ↓	8,99	8,58 ↓	7,99	7,98 ↓

Rozpatrując wartości pH, zmierzone w 2019 roku w całej kolumnie wody na tle ostatnich dziesięciu lat, zaobserwowano delikatną zmianę tendencji odczynu wody morskiej z rosnącej na malejącą w omawianym roku badań, za wyjątkiem Basenu Gdańskiego, gdzie nie stwierdzono jednoznacznego trendu w omawianym okresie. Również średnie wartości pH, opisujące rok 2019 w poszczególnych akwenach, były niższe od średniej dekadowej (Rys. II.11).



Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2009–2019 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2009-2018, linia przerywana – tendencja zmian.

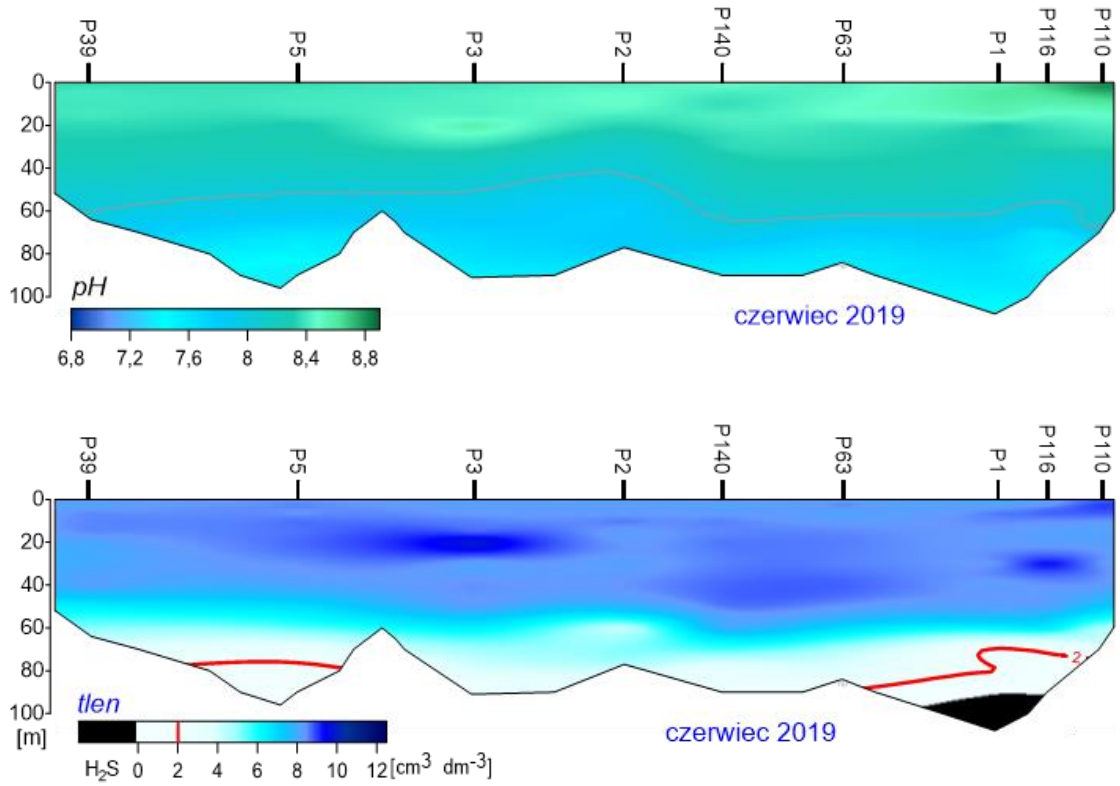
W warstwie powierzchniowej morza (0–10 m), stanowiącej bezpośredni receptor ewentualnych zmian zachodzących w atmosferze, zmienność czasowa pH wykazywała podobne prawidłowości jak obserwowane w ostatniej dekadzie dla Basenu Gdańskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego mimo, iż średnie wartości pH charakteryzujące rok 2019 w poszczególnych akwenach były niższe od średniej dekadowej. Jedynie w Basenie Bornholmskim zarysowała się bardzo słaba tendencja malejąca (Rys. II.12.).



Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2009-2019 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2009-2018, linia przerywana – tendencja).

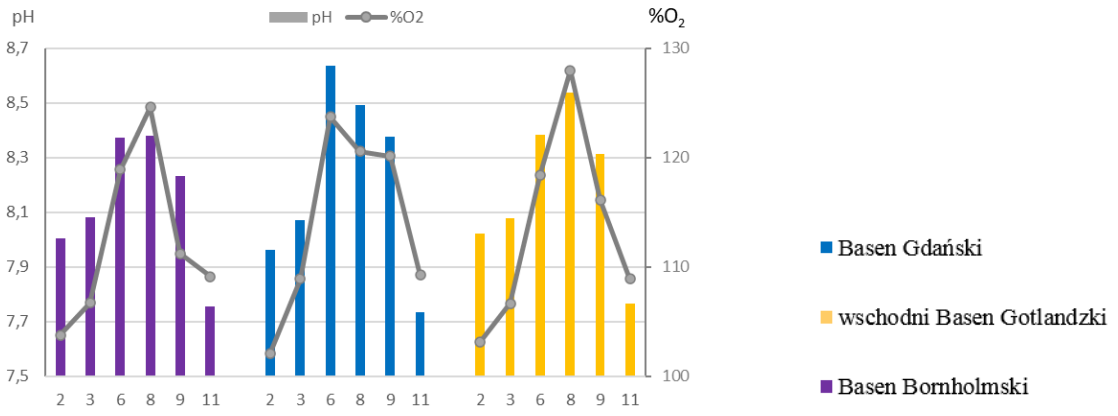
Typowy rozkład pionowy pH wód morskich wykazuje zależność od głębokości: wraz ze wzrostem głębokości odczyn wody maleje (Rys. II.13). W związku z tym można się spodziewać korelacji pomiędzy stężeniem tlenu a wartością pH i zmienności przestrzennej i czasowej tego parametru powiązanej z geograficzną i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

W warstwie powierzchniowej obserwuje się wyższe wartości pH 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 oraz stężenia tlenu wraz ze wzrostem głębokości przedstawia Rys. II.13.



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 czerwca 2019 r.).

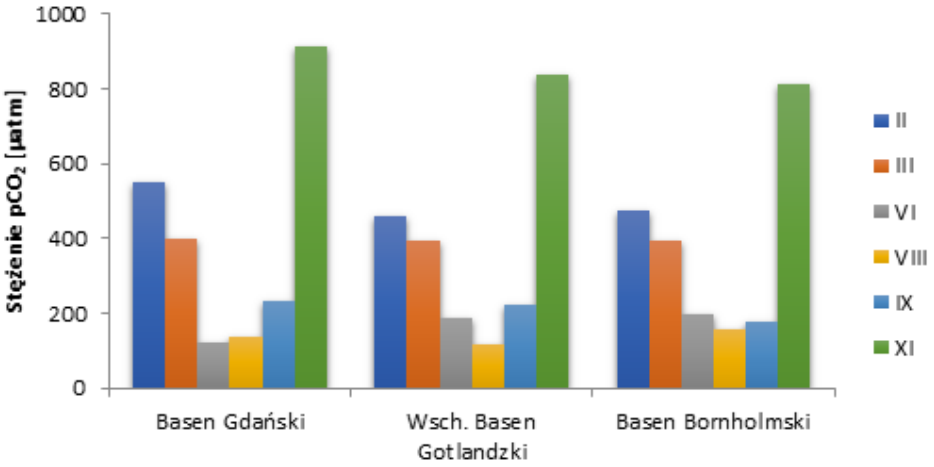
Wartości pH wykazują wyraźną zmienność sezonową będącą efektem zmian związanych z procesami fotosyntezy. Podczas tych reakcji, ze środowiska pochłaniany jest dwutlenek węgla, a uwalniany tlen, prowadząc do przesycenia wody tlenem oraz podwyższenia odczynu wody morskiej. W 2019 r. najwyższe wartości pH zarejestrowano w Basenie Gdańskim w czerwcu, natomiast w pozostałych akwenach dopiero w sierpniu. Korelację między odczynem a przesyceniem tlenem wody morskiej przedstawia Rys. II.14.



Rys. II.14. Sezonowe zmiany średnich wartości pH oraz nasycenia wody tlenem w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w poszczególnych miesiącach 2019 r.

II.2.4. Ciśnienie parcjalne dwutlenku węgla – pCO_2

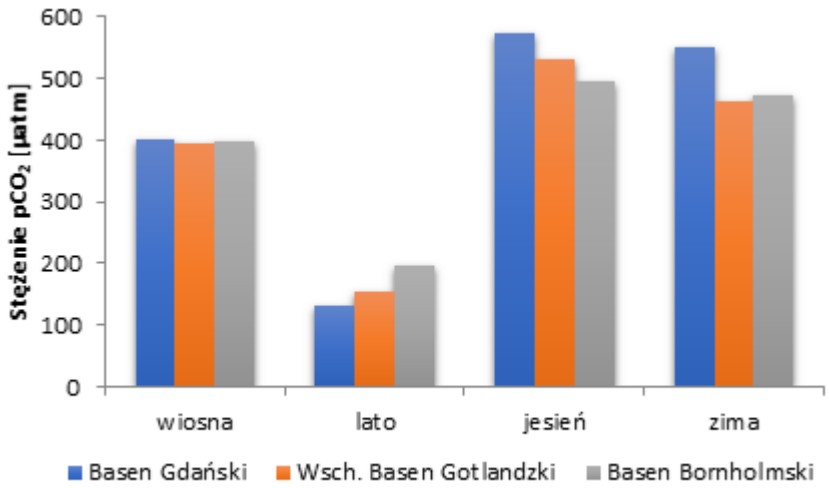
Od wielu lat ważnym przedmiotem badań oceanograficznych jest układ węglanowy w wodzie morskiej (Sauvage 2013). Stanowi on główny mechanizm kontrolujący zmiany pH w wodzie oraz wpływa na pojemność buforującą oceanów oraz intensywność i kierunek wymiany CO_2 pomiędzy wodą a atmosferą (Wawryniuk 2016; Yu i in. 2010).
Zakwaszanie oceanów jest uznane przez społeczność naukową za jedno z największych zagrożeń ekosystemów morskich (EEA, 2020), co znajduje swoje odzwierciedlenie w aktach prawnych Unii Europejskiej (UE) nakazujących monitorowanie tego procesu i uwzględnianie go w ocenie stanu środowiska morskiego. W Ramowej Dyrektywie w sprawie Strategii Morskiej wskazuje się, że kraje członkowskie UE powinny przeciwdziałać zakwaszaniu oceanów i uwzględniać w opisie stanu obszarów morskich wyniki pomiarów pH i pCO_2.
W sierpniu 2018 roku, po raz pierwszy został wprowadzony regularny monitoring ciśnienia parcjalnego dwutlenku węgla w polskich obszarach Morza Bałtyckiego. W 2019 roku próbki wody morskiej do pomiarów pCO_2 pobrano podczas sześciu rejsów badawczych na 21 stacjach pomiarowych zlokalizowanych w polskiej strefie południowego Bałtyku (Rys. II.2).
Wartości średnie stężenia pCO_2 zmierzone w warstwie powierzchniowej (0–10 m) w Basenie Bornholmskim w 2019 r., obliczone na postawie wyników ze stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku były w zakresie od 195 do 813 µatm, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała sierpień, a największa listopad. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego wynosiła od 119 µatm do 836 µatm. W Basenie Gdańskim średnie wartości ciśnienia parcjalnego w poszczególnych miesiącach pozostawały w zakresie od 121 µatm w sierpniu do 913 µatm w listopadzie (Rys. II.15).
Najwyższą wartość maksymalną dwutlenku węgla odnotowano w listopadzie w rejonie Basenu Gdańskiego, która wynosiła 1048 µatm, w pozostałych miesiącach prowadzenia pomiarów wartości pCO_2 pozostawały w zakresie od 187 µatm do 506 µatm. Odnotowano również wzrost stężenia ciśnienia parcjalnego w porównaniu do roku ubiegłego w Basenie Bornholmskim a także we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Zalewska 2019). 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 (Bełdowski i in., 2010).



Rys. II.15. Wartości średnie pCO_2 w 2019r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański

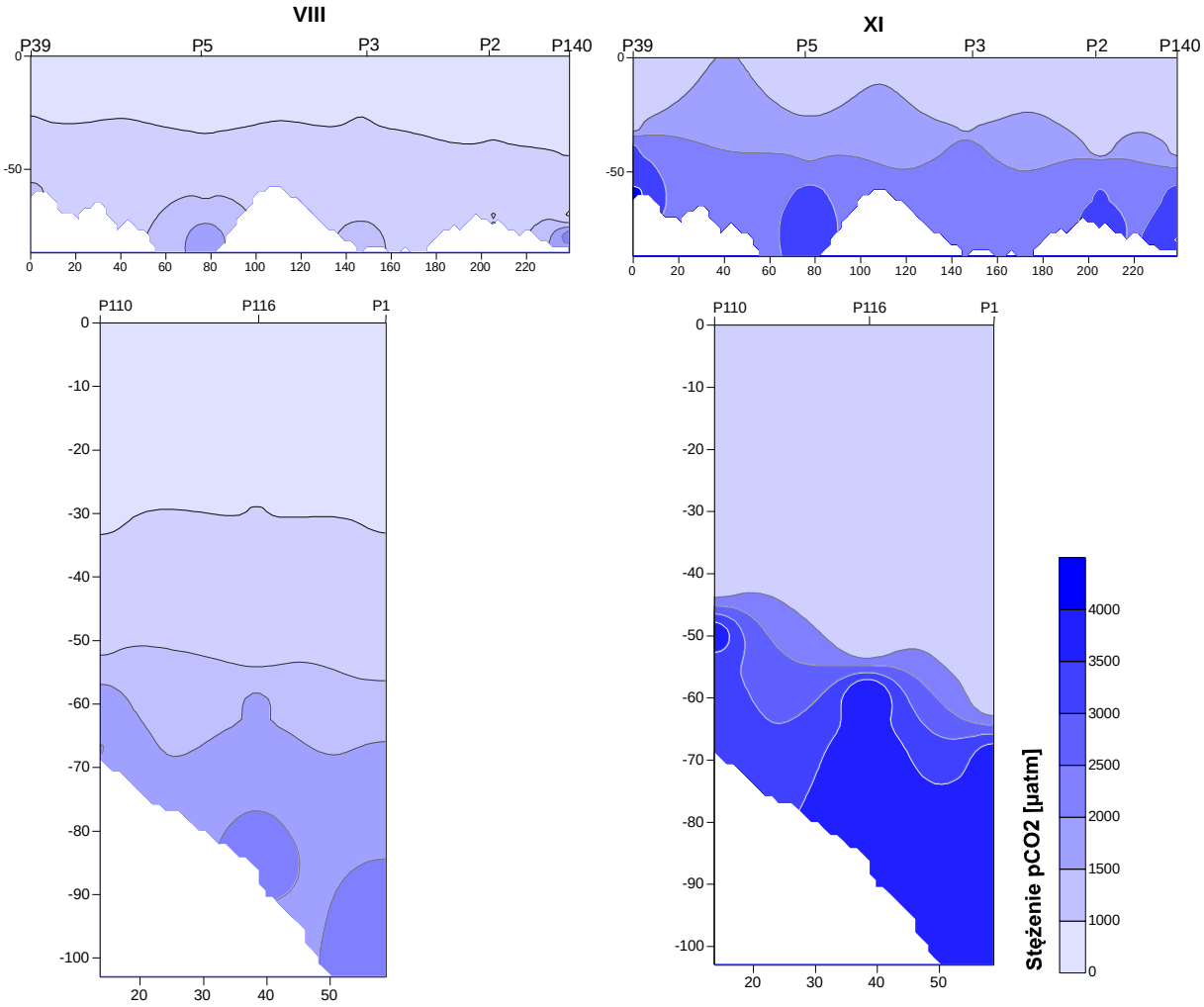
Morze Bałtyckie obecnie oddziałuje w wymianie z atmosferą dwojako, czyli jest naprzemiennie źródłem oraz pochłaniaczem CO_2. Ma to związek z dużym dopływem związków organicznych np. z rzek, ulegają one w morzu mineralizacji, podczas której powstaje CO_2. Powstały podczas tej reakcji nadmiar CO_2, emitowany jest do atmosfery.

Według danych literaturowych największą zawartość CO_2 w wodach morskich obserwuje się jesienią i zimą, natomiast w okresie letnim jego ciśnienie parcjalne pozostaje na niższym poziomie (Kuliński i Pempkowiak 2011). Taka zależność została potwierdzona uzyskanymi wynikami (Rys. II.16.). Duża zmienność sezonowa wynika między innymi z tego, że zimą, woda z głębszych warstw jest wynoszona do powierzchni przez intensywne mieszanie. Jest ona wzbogacona w CO_2 na skutek mineralizacji materii organicznej. Powoduje to przesycenie wód powierzchniowych dwutlenkiem węgla. Wiosną, kiedy zaczyna się kształtować stratyfikacja termalna i rozpoczyna się okres wzmożonej produkcji pierwotnej, CO_2 jest zużywany w trakcie procesu fotosyntezy. Przyczynia się to do spadku pCO_2 i wzrostu pH do nawet ok. 8,5. Część materii organicznej wyprodukowanej w warstwie eufotycznej opada do dna, gdzie ulegając częściowej mineralizacji prowadzi do uwalniania CO_2 i obniżenia pH. 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).



Rys. II.16. Sezonowe zmiany średnich wartości pCO_2 w 2019 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.

Według dotychczasowej wiedzy uważa się, że w Morzu Bałtyckim notuje się podobny trend obniżania pH jak w wodach oceanicznych, to dekompozycja dużych ilości materii organicznej w tym zbiorniku dodatkowo zwiększa uwalnianie CO_2, prowadząc do zakwaszania wody, w szczególności warstw przydennych. Po przeanalizowaniu rozkładu pionowego w Głębi Gdańskiej oraz w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego, odnotowano najwyższe stężenia w trakcie rejsu listopadowego, co przedstawiono na Rys. II.17. Wysokie wartości pCO_2 w tym okresie mogą być spowodowane dekompozycją materii organicznej przy ograniczonej dostępności tlenu w wodach głębinowych oraz zaobserwowaną zmianą tendencji odczynu wody morskiej z rosnącej na malejącą w omawianym roku badań.

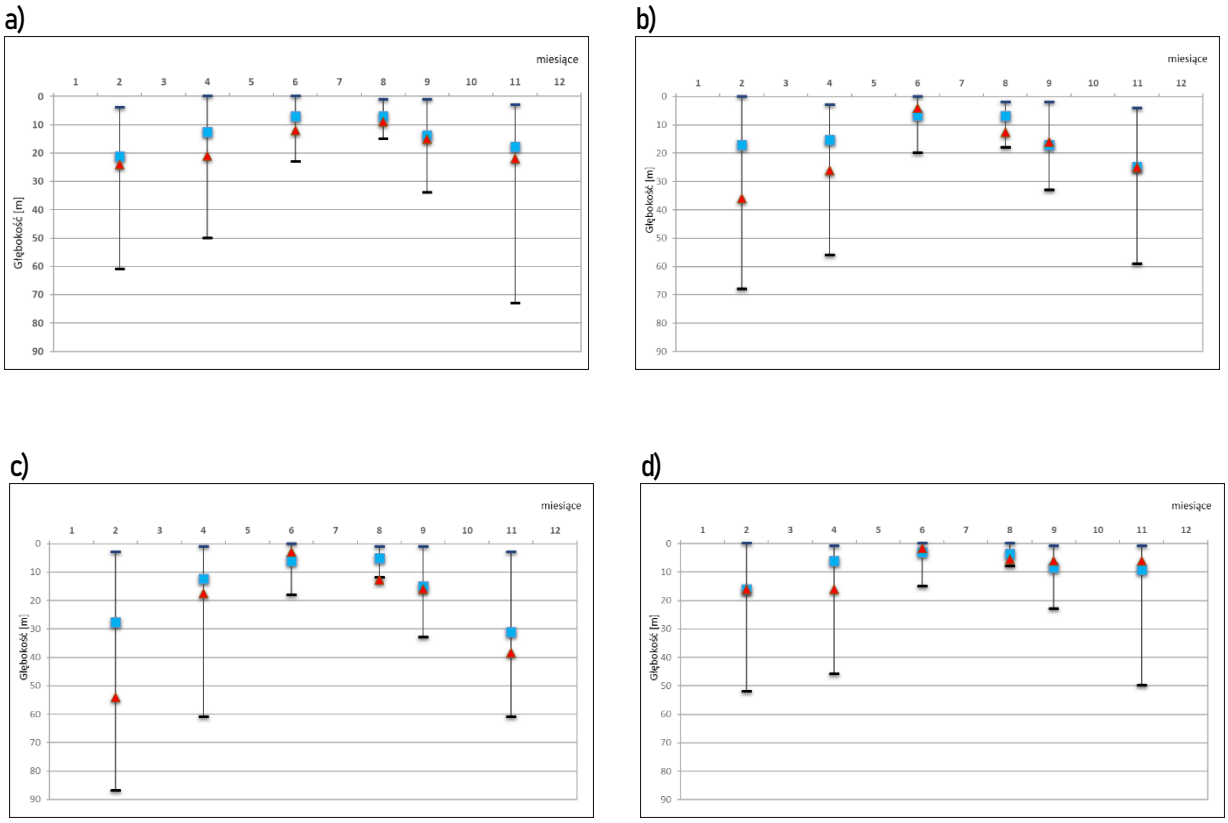


Rys. II.17. Rozkład pionowy pCO_2 w wodzie morskiej (sierpień, listopad) na profilu w rejonie morza otwartego (st. P39-P140) oraz na profilu ujścia Wisły (st. P110-P1) w roku 2019.

II.2.5. Mieszanie wód

Pionowe mieszanie górnych warstw wód morskich jest wynikiem mieszania wiatrowego oraz konwekcji powodowanej różnicą gęstości mas wodnych o różnej temperaturze. Niezależnie od pory roku temperatura wody w strefie płytkowodnej jest często wyrównana od powierzchni do dna w wyniku mieszania wiatrowego. W przypadku rejonów o znacznych głębokościach jak: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański oraz głębokie obszary polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, pionowe mieszanie zasadniczo różni się w poszczególnych porach roku. Latem występująca w kolumnie wody termoklina znacznie ogranicza mieszanie warstw powierzchniowych. Przy czym dominującym czynnikiem sprawczym mieszania wód cienkiej warstwy ulokowanej nad termokliną jest wiatr. W okresie jesienno-zimowym zanik termokliny oraz wzmożone oddziaływanie wiatrowe i konwekcja przyczyniają się do mieszania górnych warstw wód morskich, aż do halokliny. Konwekcja występująca w okresie jesiennego ochładzania się wód w warstwie powierzchniowej, powoduje zapadanie zimniejszych i bardziej gęstych mas wody w głąb toni wodnej. Pod warstwą chłodniejszej wody utrzymuje się wtedy cieplejsza warstwa wód przydennych. Największe głębokości rozdziału między tymi warstwami występują w okresie zimowym i na początku wiosny oraz późnym latem i jesienią. Najmniejsze zaś, od późnej wiosny (maj) do sierpnia (Rys. II.18).

Najgłębszy, maksymalny zasięg warstwy wymieszania w oparciu o dane z wielolecia 2009-2018, sięgający 87 m odnotowano w Basenie Gdańskim (Rys. II.18c) Również, znaczne głębokości warstwy wymieszania odnotowano w listopadzie w Basenie Bornholmskim (Rys. II.18a) oraz w okresie lutego w wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rys. II.18b), sięgające odpowiednio 73 i 68 metry. Pionowe mieszanie górnych warstw w pozostałych miesiącach sięgało maksymalnie do głębokości 60 m.



Rys. II.18. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w wieloleciu 2009-2018 r. oraz średnia głębokość w 2019 (trójkąty) i w wieloleciu (kwadraty) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego.

Średnia głębokość warstwy wymieszania w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim w okresie zimowym i wczesną wiosną 2019 r, w większości wypadków była większa niż w wieloleciu. Najniższa średnia głębokość wymieszania wynosząca 54 m, została odnotowana w Basenie Gdańskim w lutym 2019r (Rys. II.18c). Niższe wartości warstwy wymieszania w 2019 w odniesieniu do wielolecia, odnotowane zostały w czerwcu we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Gdańskim oraz w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.18b, c, d). W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.18d) część głęboka obszaru jest otwarta na wiatr z kierunków północnych, natomiast część zachodnia jest płytka i jednocześnie osłonięta dla większości kierunków wiatru poza wschodnim, co ogranicza możliwość wystąpienia dużej głębokości warstwy wymieszania. W 2019 roku w tym obszarze w wiekszości miesięcy średnia głębokość warstwy była zbliżona do średniej z wielolecia, z wyjątkiem kwietnia, w którym średnia głębokość wymieszania osiągnęła wartość 16 m, o 10 m poniżej średniej z wielolecia (Rys. II.18d).

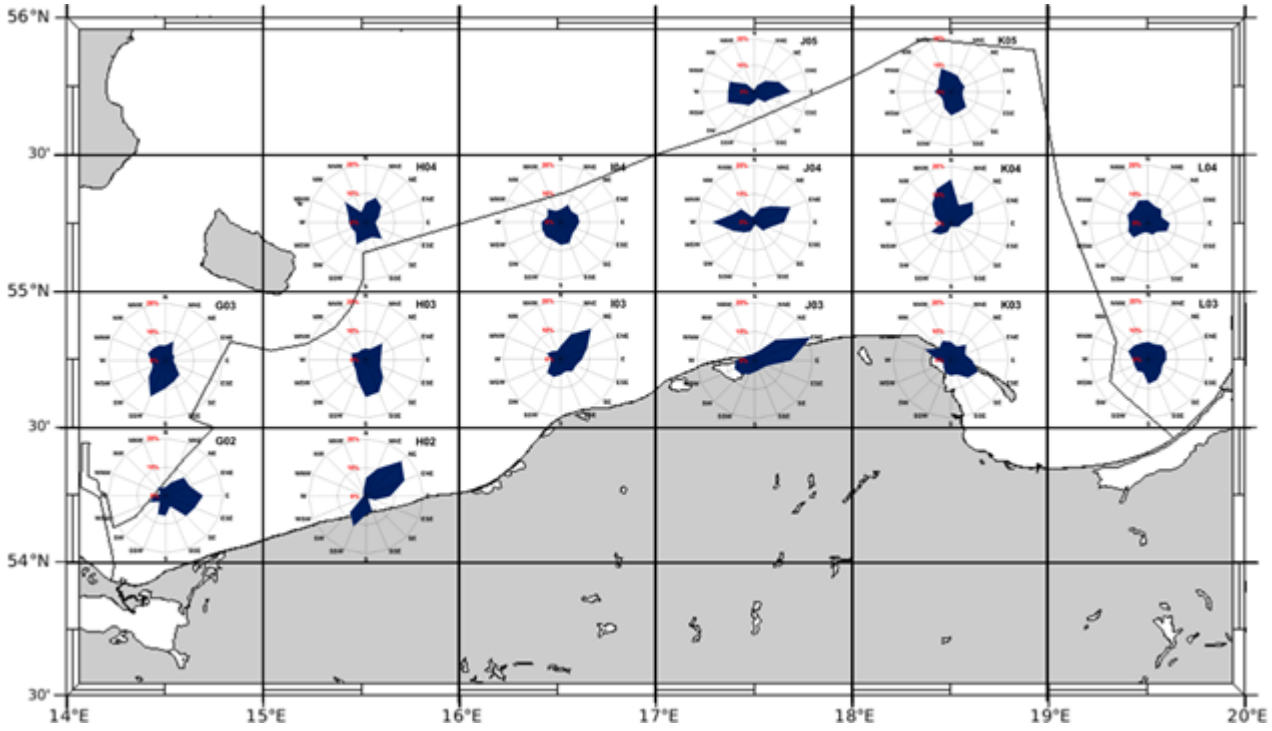
II.2.6. Wymiana wód i prądy morskie

Wymiana wód w polskiej strefie Bałtyku zachodzi zarówno w skali lokalnej, w warstwie powierzchniowej rejonów przybrzeżnych, jak i regionalnej w warstwie przydennej. W pierwszym przypadku wiąże się ona z dopływem wód

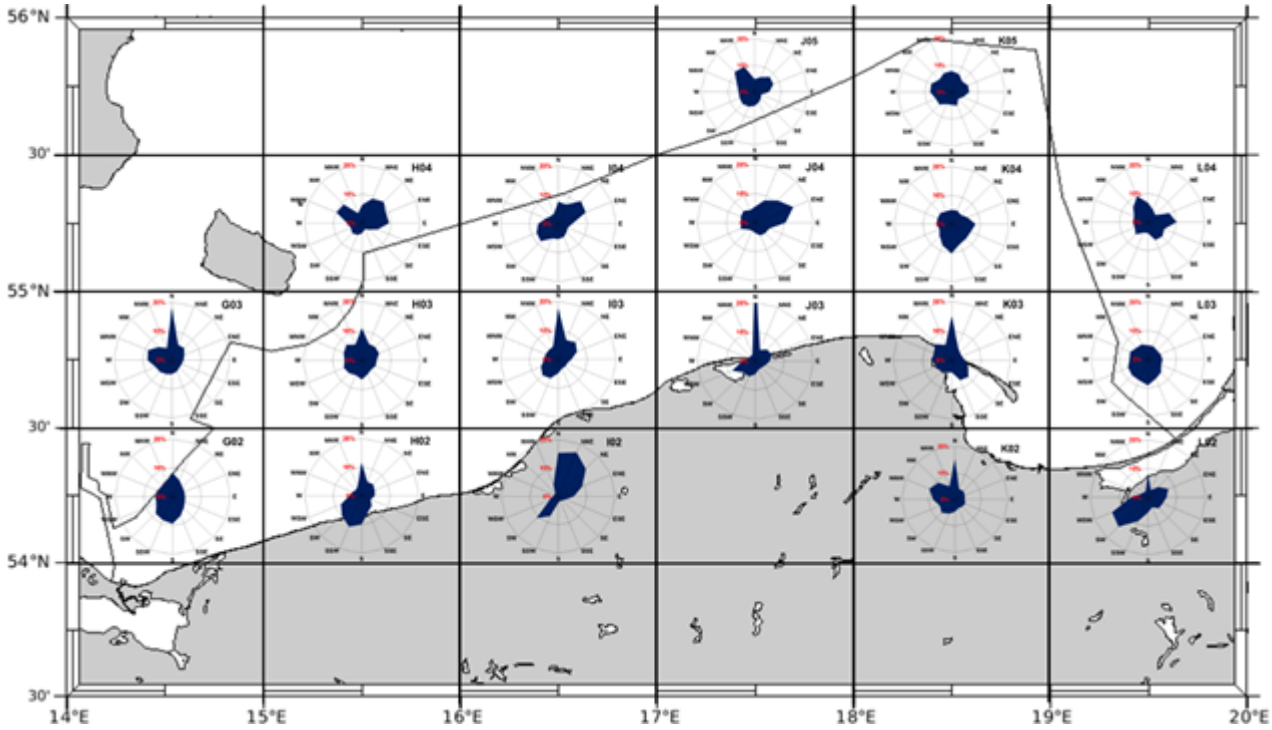
rzecznych do morza i opadami, w drugim przypadku wynika z występowania nieregularnych wlewów słonych wód z Morza Północnego przez cieśninę Kattegat. Bałtyk łączy się z Morzem Północnym płytkimi i wąskimi cieśninami, a wymiana wód odbywa się nad progami podwodnymi w Sundzie (głębokość 8 m) i Wielkim Bełcie (głębokość 15-16 m). Odnowa wód w głębokich akwenach może mieć miejsce jedynie w wyniku ekstremalnych wlewów do Morza Bałtyckiego.

W roku 2007 obserwowano wlewy: w styczniu, marcu i listopadzie oraz od stycznia do września 2008 r. Znacznie większe wlewy (chociaż należące do umiarkowanych) wystąpiły w 2011 r.: na przełomie stycznia i lutego, marca i kwietnia, w maju oraz na przełomie listopada i grudnia 2011 r. Wlew z przełomu listopada i grudnia 2011r. wpływał na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r. Odnowił też wody Basenu Bornholmskiego i Gdańskiego. Dopiero jesienią 2014 r. rozpoczął się jeden z największych wlewów słonych wód z Morza Północnego. Według Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (www.io-warnemuende.de) objętość wód wlewowych wyniosła 198 km^3, natomiast ilość transportowanej soli to około 4 Gt (IOW 2015). Miał on wpływ na warunki zasolenia, warunki tlenowe i temperaturowe. Wlew ten zaznaczył się nawet w Bałtyku środkowym. Efekty tego wlewu były widoczne w kolejnym roku, a podczas rejsów monitoringowych rejestrowano w warstwach przydennych wód Basenu Bornholmskiego bardzo wysokie wartości zasolenia. Kolejno wystąpiło jeszcze kilka umiarkowanych wlewów: w marcu 2015 r., listopadzie 2015 r. Sytuacja w głębokich basenach Morza Bałtyckiego została ukształtowana głównie przez umiarkowane wlewy bałtyckie (listopad 2015 r., styczeń-luty 2016 r.) oraz dodatkowo mniejsze pomiędzy nimi. W 2016 r. w okresie od października do grudnia wystąpiły jeszcze trzy mniejsze wlewy o szacunkowej wielkości od 171 km^3 do 184 km^3. W 2017 wystąpiły dwa okresy wlewóch do Bałtyku. Pierwszy wlew miał miejsce w marcu 2017, podczas którego całkowita objętość przetransportowanych mas wodnych do Bałtyk wyniosła 210 km^3, a ilość transportowanej soli wyniosła 1.3 Gt. W 2018 odnotowane zostały dwa zdarzenia przepływu barotropowego o słabym natężeniu. Szacowane objętości wlewów mieściły się między 215 km^3 a 233 km^3. W 2019 nie odnotowano większych wlewów. Obserwowana intensyfikacja procesów wymiany wody z ich późniejszym wpływem na cykle biogeochemiczne trwa nadal od 2014 roku. Wpływ słonej, bogatej w tlen wody, która wpłynęła do Morza Bałtyckiego przez cieśniny duńskie, jest nadal widoczny.

Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskich obszarach morskich wykorzystano pomiary przeprowadzone przy pomocy prądomierza ADCP RDI na transektach w trakcie ruchu statku. Wyniki z pomiarów odnoszą się do okresu od 2009 do 2019 r. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe mierzono zwykle w warstwach o grubości 2,5 metra od około 9,8 m do 12,3 m głębokości, zaś w rejonach o głębokości większej od 25 m – w warstwie od około 7,5 do 12,5 m.
Ogólną charakterystykę rozkładu prądów podczas rejsów w 2019 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (Rys. II.19). Dla porównania wyznaczono róże prądów dla okresu 2009-2018 (Rys. II.20). Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na rysunkach przedstawiających prądy morskie dla wielolecia 2009 - 2018 oraz dla roku 2019 wynosi 20%. W Basenie Bornholmskim w 2019 (Rys. II.19) w sektorach H02, I03 oraz J03 dominującymi prądami powierzchniowej warstwy kolumny morskiej były prądy z kierunków południowo – zachodnich. Dla porównania w wieloleciu 2009 – 2018 w tych samych sektorach dominowały prądy morskie z kierunków północnych i północno – wschodnich (Rys. II.20). Różnice w odmiennych trendach kierunków dominujących prądów w 2019 w stosunku do wielolecia, również uwidaczniają się w zachodniej części Basenu Bornholmskiego w sektorach G02, G03 oraz H03. W sektorach tych odnotowane zostały dominujące prądy morskie z kierunków północnych (sektory G03, H03) oraz zachodnich (sektor G02), podczas gdy w wieloleciu dla tych samych sektorów dominujące prądy morskie dotyczyły odpowiednio kierunków północnych oraz południowych (Rys. II.20). W kwadratach J04 oraz J05 w 2019, dominującymi kierunkami prądów morskich podpowierzchniowych są kierunki zachodnie oraz wschodnie, podczas gdy w wieloleciu dominowały prądy z północnego wschodu. Dane z 2019 z obszarów wschodniego Basenu Gotlandzkiego z sektorów K04 wskazują na dominację prądów morskich z północy, podczas gdy w sektorze K05 dominującymi są prądy południowe.
W Basenie Gdańskim w sektorach K03 oraz L03 kierunkami przeważającymi w 2019 dla prądów morskich są odpowiednio prądy z kierunków zachodnich (K03) oraz północnych (L03).



Rys. II.19. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2019 r.



Rys. II.20. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2009-2018.

II.3. Cechy stanu

II.3.1. Grupy gatunków

II.3.1.1. Ptaki

Monitoring Produktywności Bielika

Monitoring Produktywności Bielika (MPB) jest realizowany od 2015 roku. Dotyczy on stanowisk lęgowych bielika *Haliaeetus albicilla* położonych w strefie przybrzeżnej Morza Bałtyckiego. Program monitoringu bielika w pasie nadmorskim prowadzony jest przez państwa nadbałtyckie w ramach funkcjonowania Komisji Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM). Parametry rozrodcze bielików gniazdujących w strefie nadmorskiej (10 km od brzegu) traktowane są jako jeden ze wskaźników jakości wód Bałtyku.
Zasadniczym celem programu jest określenie parametrów rozrodczych populacji nadmorskiej oraz ich związku ze stanem czystości wód Bałtyku. Kumulowanie się w organizmach ptaków drapieżnych toksycznych substancji powoduje obniżenie poziomu reprodukcji, dlatego uznawane są one za dobre bioindykatory. Monitoring produktywności bielika prowadzony jest w nadmorskim pasie lądu 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. Przynajmniej połowa gniazd jest kontrolowana poprzez wspinanie się na drzewo.

Produktywność populacji bielika opisują 3 wskaźniki:

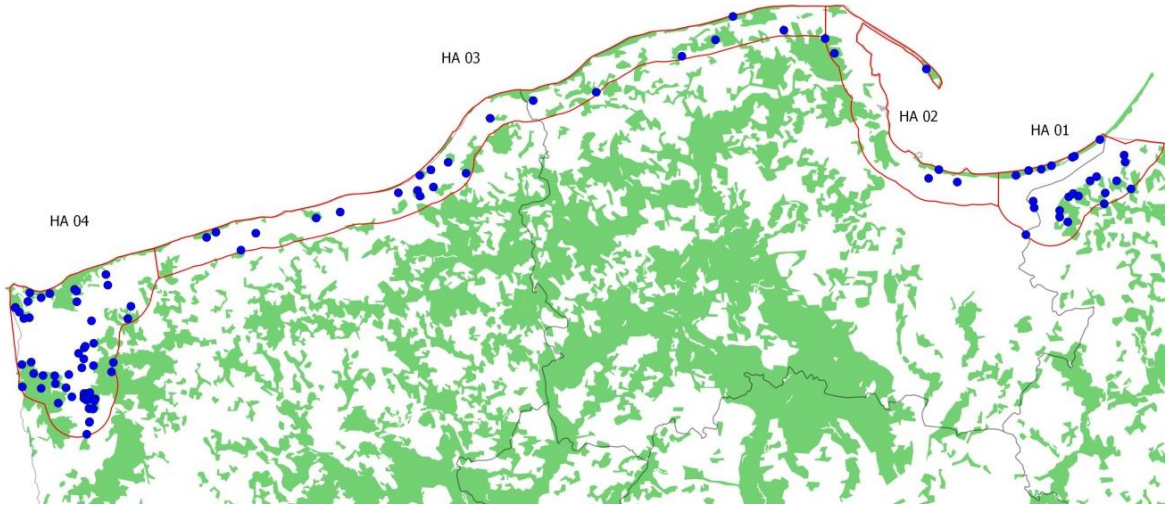
1) sukces lęgowy – wskaźnik określający procentowy udział par, które odchowały młode w stosunku do liczby wszystkich par ze znanym końcowym efektem lęgu;
2) liczba młodych na parę z sukcesem – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę z lęgiem skutecznym;
3) liczba młodych na parę lęgową – średnia 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 Komitetu Ochrony Orłów (KOO). W grupie tej

znalazło się 8 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 km^2 wybrzeża, w województwach zachodniopomorskim, pomorskim i warmińsko-mazurskim. W 2019 roku badany obszar podzielono na 4 powierzchnie, które z uwagi na odmienne ukształtowanie pasa nadmorskiego mogą się różnić zasobnością pokarmu preferowanego przez bielika. Powierzchnia HA01 obejmuje otoczenie Zalewu Wiślanego, HA02 – Zatoki Gdańskiej, HA03 – rozległy pas przylegający do otwartych wód Bałtyku i HA04 – pobrzeże Zalewu Szczecińskiego. Przed rozpoczęciem prac terenowych w 2015 roku wykorzystano archiwalne informacje zgromadzone w bazie danych KOO i ustalono, że w strefie 10 km od brzegu Bałtyku od początku lat 90. do 2015 roku bieliki gniazdowały na 97 stanowiskach lęgowych. W latach 2015-2019 w ramach programu MPB wykryto 19 nowych rewirów lęgowych, jednak na 11 historycznych stanowiskach ani razu nie stwierdzono obecności ptaków i należy je uznać za definitywnie porzucone. Ostatecznie do kontroli terenowych w 2019 roku przewidziano 105 stanowisk bielika rezygnując z 11 gniazd porzuconych lub położonych w trudno dostępnym terenie.



Rys. II.21. Mapa obszaru badań objętego w 2019 roku programem MPB oraz rozmieszczenie stanowisk lęgowych bielika (niebieskie punkty) i wyodrębnionych powierzchni (H01-H04).

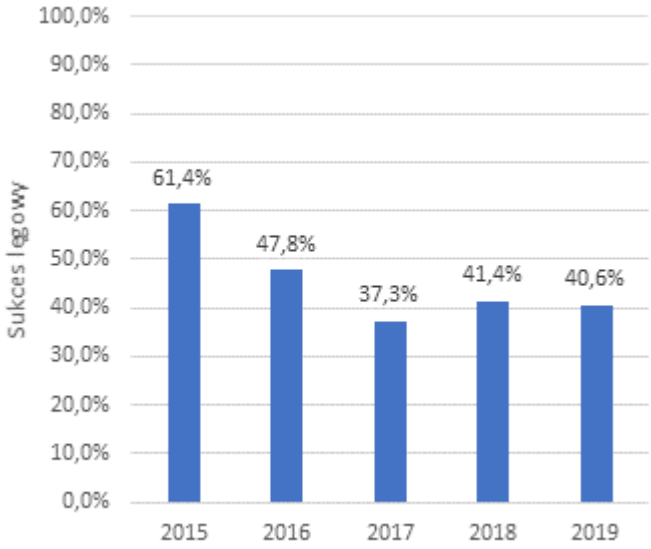
Wskaźniki i trendy produktywności

W 2019 roku skontrolowano 105 rewirów lęgowych bielika, spośród których 91 zasiedlonych było przez ptaki (Rys. II.21). W kategorii „gniazdowanie pewne" stwierdzono 69 par i ta liczebność była podstawą do dalszych obliczeń. W 22 rewirach odnotowano ptaki w kategoriach „gniazdowanie możliwe" lub „prawdopodobne".
W 69 rewirach, spośród 105 skontrolowanych w 2019 roku ustalono końcowy wynik lęgu. 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 28 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem, a sukces lęgowy wyniósł w 2019 roku 40,6% i był nieznacznie niższy od wartości z 2018 roku. W świetle dostępnych danych na temat przeciętnego sukcesu lęgowego bielika w Polsce jedynie

rok 2015 lokuje się na poziomie średniej krajowej, wynoszącej 68% (Zawadzka i in. 2009). W pozostałych latach parametr ten jest w pasie nadmorskim wyraźnie niższy (Rys. II.22). Spośród 41 gniazd, w których stwierdzono stratę lęgu, 14 skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewa. W 8 gniazdach stwierdzono niezalężone jaja lub skorupki jaj, w 6 przypadkach ubitą wyściółkę z puchem, wskazującą na wysiadywanie. Niski sukces gniazdowy w 2019 roku nie był zatem spowodowany faktem, że ptaki nie przystąpiły do lęgów, tylko faktycznymi stratami zniesień, głównie na etapie wczesnej inkubacji.



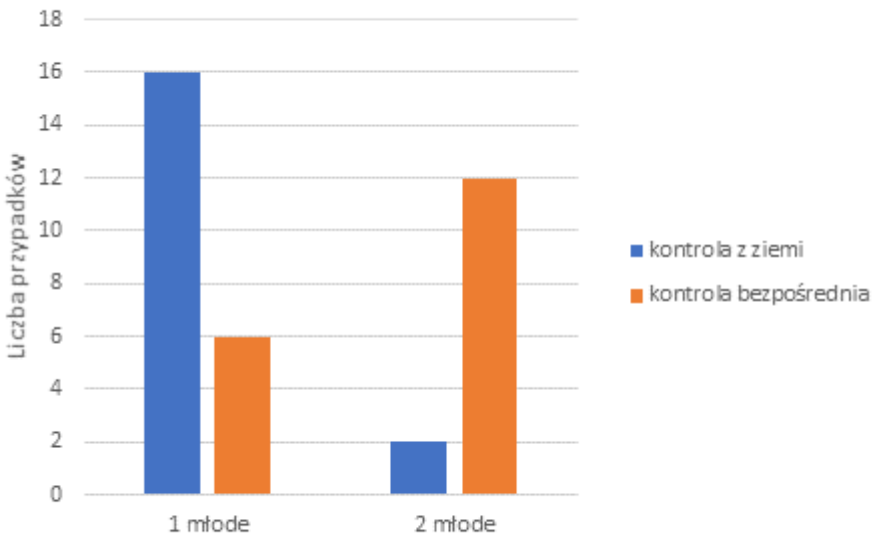
Rys. II.22. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2019.

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 33 gniazda, przy czym w 19 znajdowały się pisklęta (Tabela II.3). Wcześniej dokonano oceny liczby piskląt z ziemi w celu określenia rozmiaru błędu popełnianego przy zastosowaniu wyłącznie tej metody.
W przypadku kontroli wykonywanych z ziemi wyraźnie dominowały lęgi z 1 pisklęciem. Kontrola wnętrza gniazda wskazywała jednak, że najbardziej rozpowszechnione były lęgi dwupisklęce (Rys. II.23). Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywany wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wynosił około 34% (na 32 pisklęta przebywające w gniazdach, z ziemi nie wykryto 11). Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem wynosi 1,68 w przypadku kontroli wnętrza gniazda i 1,11 dla kontroli dokonanych z ziemi (Tabela II.3).

Tabela II.3. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2019 roku w 19 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.

	Kontrola z ziemi	Kontrola wnętrza gniazda
Liczba kontrolowanych rewirów z sukcesem	19	19
Liczba piskląt	21	32
Liczba lęgów z 1 pis.	17	6
Liczba lęgów z 2 pis.	2	13
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem	1,11	1,68



Rys. II.23. 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 (1,68 x 40,6%). Liczba młodych przeliczona na parę lęgową w 2019 roku wynosi zatem 0,68.

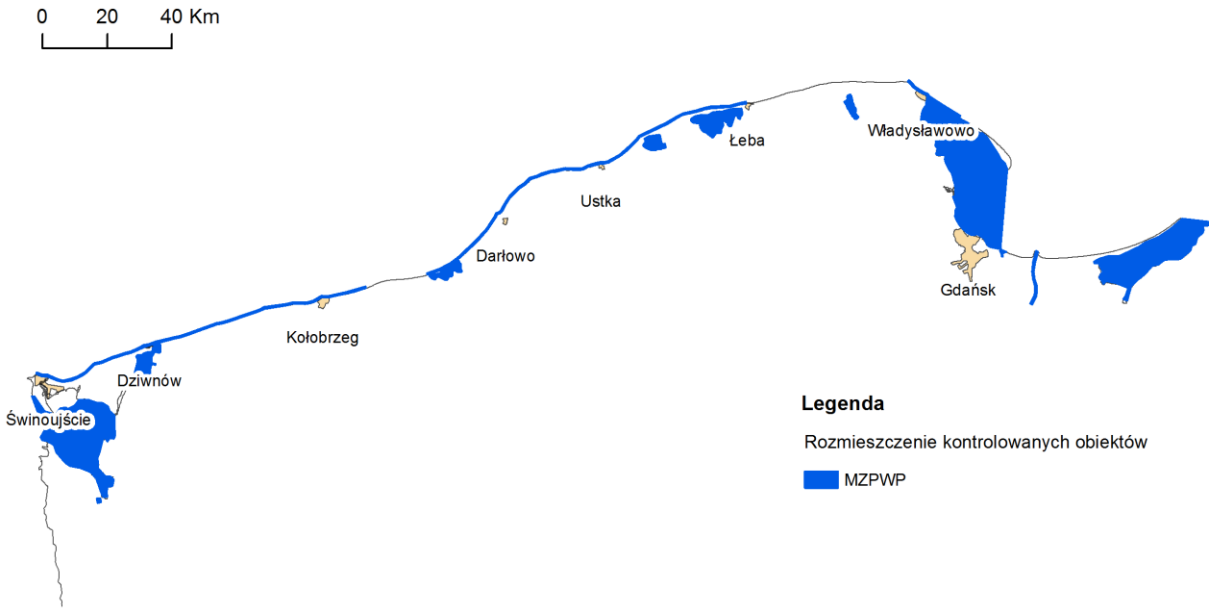
Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych

Schemat programu

Od roku 2016 z programu Monitorignu Zimujących Ptaków Wodnych wydzielono wody przejściowe, tzn. zbiorniki, które są częściowo zasolone, ale pozostają pod dużym wpływem wód słodkich. Zaliczono do nich Zatokę Pucką wewnętrzną i zewnętrzną, ujściowy odcinek przekopu Wisły i Wisłę Śmiałą z jeziorem Ptasi Raj, Zalew Wiślany i Zalew Szczeciński wraz z Deltą Świny, Zalew Kamieński z rzeką Dziwna, osadniki Zakładów Chemicznych Police, jeziora: Żarnowieckie, Łebsko, Gardno i Jamno oraz kontrolowane w ramach MZPW odcinki wybrzeża otwartego morza. Ptaki zimujące tam objęto Monitoringiem Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP), który opiera się na wynikach liczenia ptaków na 31 obiektach.

Organizacja i przebieg prac terenowych

W 2019 roku w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych skontrolowano 31 obiektów: PG01, PG02, PG03, PG04, PG05, PG06, PG07, PG08, PS01, PS02, PS03, PS04, PS05, PS06, PS07, PS08 PS09, PS10, PZ03, PZ04, PZ26, PZ27, PZ28, PZ29, PZ30, PZ31, PZ32, PZ33, PZ34, PZ35, PZ36 (Rys. II.24).



Rys. II.24. Rozmieszczenie obiektów kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2019 roku.

Liczebność, struktura gatunkowa i rozpowszechnienie

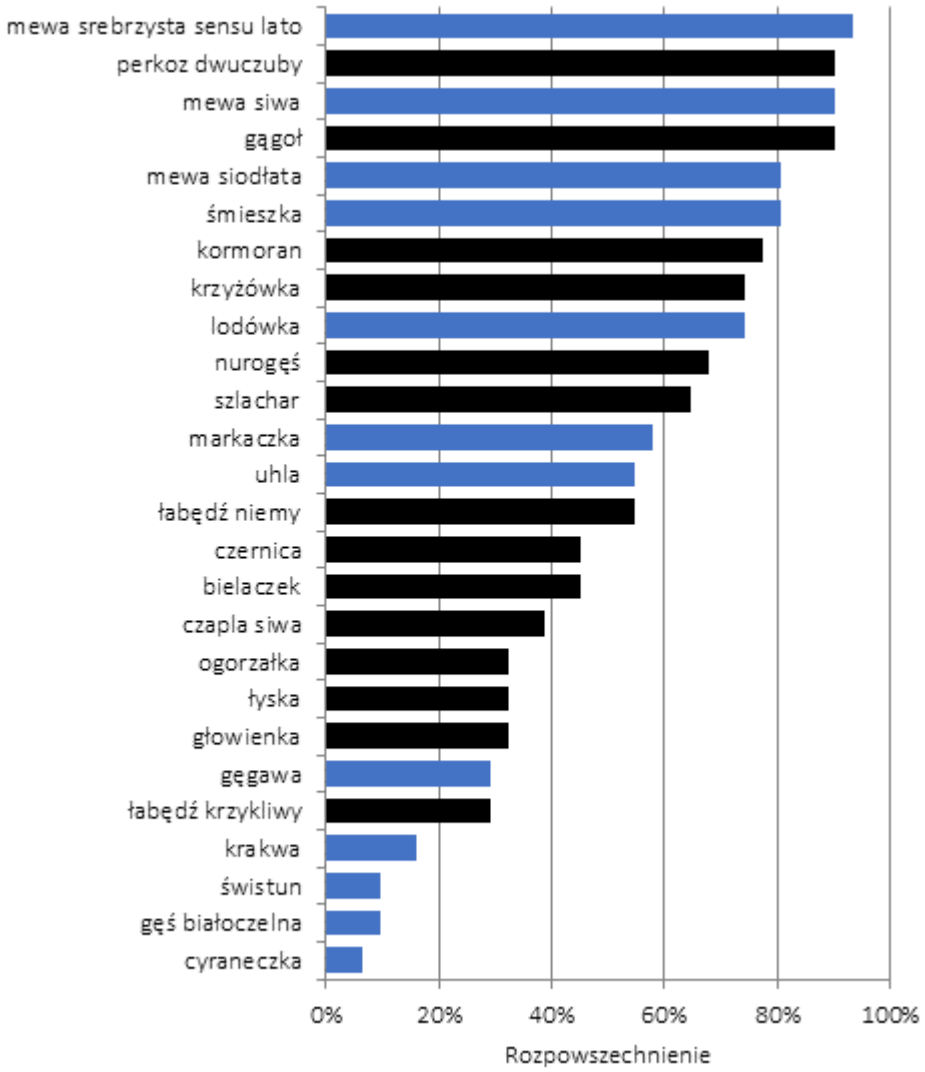
Ogółem na wszystkich 31 skontrolowanych obiektach stwierdzono 234 613 ptaków z gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Z tej liczby 227 557 osobników przebywało na kontrolowanych obiektach, a pozostałe zaobserwowano w trakcie przelotu. W przypadku 250 ptaków nie udało się ustalić ich przynależności gatunkowej. Stanowiły one tylko 0,1% wszystkich osobników zanotowanych podczas liczenia. Stwierdzono obecność 48 gatunków, z tym że mewy: srebrzystą i białogłową potraktowano łącznie jako mewę srebrzystą sensu lato. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były czernica z liczebnością 44 286 osobników, co stanowiło 19% całego ugrupowania; ogorzałka z liczebnością 30 546 osobników, co stanowiło 13% wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas tego liczenia oraz gągoł, którego stwierdzono w liczbie 23 155 os. (10% wszystkich policzonych ptaków). Pozostałe gatunki nie osiągnęły 10% udziału w całym ugrupowaniu. Poziom 5% całkowitej liczebności wszystkich zanotowanych osobników przekroczyły jeszcze tylko łyska i krzyżówka. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 72% wszystkich stwierdzonych ptaków. Do tej grupy należało pięć najliczniejszych gatunków, w tym czernica, ogorzałka i gągoł których liczebność przekroczyła 20 tys. osobników (Tabela II.4).

Tabela II.4. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2019 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (gatunki z grupy podstawowych zaznaczono pogrubioną czcionką, + - udział procentowy niższy niż 0,1%).

Gatunek	Ptaki siedzące	Ptaki w locie	Razem	Udział procentowy
czernica	44286	142	44428	18,9%
ogorzałka	30546		30546	13,0%
gągoł	22909	246	23155	9,9%
łyska	18731	4	18735	8,0%
krzyżówka	16875	915	17790	7,6%
mewa srebrzysta *sensu lato*	14162	1611	15773	6,7%
lodówka	14902	249	15151	6,5%
kormoran	9432	1811	11243	4,8%

Gatunek	Ptaki siedzące	Ptaki w locie	Razem	Udział procentowy
śmieszka	9117	310	9427	4,0%
markaczka	9119	31	9150	3,9%
łabędź niemy	7384	763	8147	3,5%
uhla	6565	145	6710	2,9%
nurogęś	6222	192	6414	2,7%
gęgawa	4257	19	4276	1,8%
mewa siwa	2826	273	3099	1,3%
perkoz dwuczuby	3066	32	3098	1,3%
bielaczek	2091	42	2133	0,9%
łabędź krzykliwy	982	64	1046	0,4%
szlachar	970	54	1024	0,4%
głowienka	705		705	0,3%
mewa siodłata	588	32	620	0,3%
cyraneczka	434		434	0,2%
czapla siwa	328	26	354	0,2%
gęś białoczelna	126	60	186	0,1%
świstun	132	3	135	0,1%
krakwa	123		123	0,1%
czapla biała	69	12	81	+
gęś zbożowa	80		80	+
bernikla białolica	69		69	+
bernikla kanadyjska	56		56	+
bielik	22	9	31	+
nur czarnoszyi	25	5	30	+
bernikla obrożna	22		22	+
perkozek	18		18	+
nur rdzawoszyi	13	3	16	+
perkoz rogaty	13	1	14	+
zausznik	11		11	+
edredon	9	1	10	+
rożeniec	5		5	+
płaskonos	4		4	+
mewa mała	4		4	+
perkoz rdzawoszyi	3		3	+
zimorodek	2		2	+
uhla garbonosa	1		1	+
podgorzałka	1		1	+
bąk		1	1	+
markaczka amerykańska	1		1	+
głuptak	1		1	+
Ptaki nieoznaczone co do gatunku				
kaczka nurkująca nieoznaczona	250		250	0,1%
Suma	**227557**	**7056**	**234613**	**100%**

Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 90% skontrolowanych obiektów (28-29 z 31 skontrolowanych) były gągoł, mewa siwa, perkoz dwuczuby i mewa srebrzysta sensu lato (Rys. II.25).



Rys. II.25. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków. Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 100 osobników.

Miejsca największych koncentracji ptaków wodnych

Tak jak w ubiegłym roku, najwięcej ptaków wodnych stwierdzono na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny (74 049 os.) i na Zatoce Puckiej wewnętrznej (40 389 os.). Na ośmiu obiektach, które zgromadziły ponad 5 tysięcy ptaków, przebywało w sumie 80,4% spośród wszystkich ptaków stwierdzonych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (Tabela II.5).

Tabela II.5. Lista obiektów, na których w styczniu 2019 przebywało powyżej 5 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.

Kod obiektu	Obiekt	Liczba ptaków	Udział % w stosunku do całkowitej liczebności ptaków stwierdzonych w ramach MZPWP
PZ03	Zalew Szczeciński	74 049	32,5%
PG05	Zatoka Pucka wewnętrzna	40 389	17,7%
PG06	Zatoka Pucka zewnętrzna	27 310	12,0%
PG03	Wisła: Przegalina - ujście	15 347	6,7%
PZ04	Zalew Kamieński i Dziwna	7 101	3,1%
PG01	Jezioro Żarnowieckie	6 688	2,9%
PG07	Wybrzeże Bałtyku: Rozewie - Kuźnica	6 623	2,9%
PS07	Wybrzeże Bałtyku: Czołpino - Łeba	5 408	2,4%
	Razem	**182 915**	**80,4%**

Występowanie ptaków z grupy gatunków podstawowych

Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

Liczebność perkoza dwuczubego została określona w sumie na 3 066 osobników. Gatunek ten stwierdzono na 90% skontrolowanych obiektów – charakteryzował się on (razem z gągołem) najwyższym rozpowszechnieniem spośród 14 gatunków z grupy gatunków podstawowych w programie MZPWP. Największe zgrupowanie perkozów dwuczubych stwierdzono na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 1 141 os. oraz na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 985 os. Znaczną część perkozów odnotowano ponadto na wybrzeżu Morza Bałtyckiego od Dziwnowa do Pobierowa (317 os.) oraz od Świnoujścia do Międzyzdrojów (207 os.). Obecne na pozostałych obiektach perkozy dwuczube występowały w liczbie od 1 do 93 os.

Kormoran *Phalacrocorax carbo*

Na skontrolowanych obiektach sumaryczna liczebność kormorana wyniosła 9 432 osobniki. Stwierdzono go na 77% obiektów. Najwięcej ptaków tego gatunku przebywało na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 2 850 os., na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 2 593 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 1 618 os. Obecne na pozostałych obiektach kormorany występowały w liczbie od 2 do 559 os.

Czapla siwa *Ardea cinerea*

Ogółem stwierdzono 328 czapli siwych. Gatunek ten przebywał na 39% skontrolowanych obiektów. Najwięcej ptaków zaobserwowano nad Zalewem Szczecińskim z deltą Świny – 134 os., a następnie na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 98 os. oraz nad Zalewem Kamieńskim i rzeką Dziwną (36 os.). W pozostałych lokalizacjach na których odnotowano czaplę siwą, liczba osobników wynosiła od 2 do 18.

Łabędź niemy *Cygnus olor*

Ogółem stwierdzono 7 384 łabędzi niemych. Gatunek ten spotkano na 55% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje zanotowano na Zatoce Puckiej wewnętrznej, gdzie przebywało 3 256 osobników i na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 3 191. Znaczne koncentracje łabędzia odnotowano ponadto nad Zalewem Szczecińskim z deltą Świny – 403 os. oraz nad Zalewem Kamieńskim i rzeką Dziwną – 288 os. Na pozostałych obiektach liczba łabędzi niemych nie przekraczała 57 ptaków.

Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*

Zaobserwowano w sumie 982 łabędzie krzykliwe. Gatunek ten stwierdzony został na 29% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje zanotowano na Zatoce Puckiej wewnętrznej, gdzie przebywały 322 osobniki i na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 189 osobników. Ponadto ptaki koncentrowały się nad Zalewem Szczecińskim z deltą Świny – 152 os., Jeziorem Łebsko – 132 os., Zalewem Kamieńskim i rzeką Dziwną – 122 os. oraz nad Jez. Gardno – 49 os. W pozostałych lokalizacjach stwierdzono 12, 3 i 1 osobnika.

Krzyżówka *Anas platyrhynchos*

Liczebność krzyżówki wyniosła 16 875 osobników. Gatunek ten zaobserwowano na 74% skontrolowanych obiektów. Największe koncentracje ptaków widziano na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 5 070 os., Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 3 705 os., Zalewie Wiślanym – 1 727 os., Jeziorze Gardno – 1 230 os. oraz na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 1 155 os.
W pozostałych lokalizacjach gromadziło się od 1 do 865 osobników

Głowienka *Aythya ferina*

Liczebność głowienki wyniosła 705 osobników. Gatunek ten zaobserwowano na 32% skontrolowanych obiektów. Liczne zgrupowania gatunku wykazano jedynie nad Zatoką Pucką wewnętrzną (260 os.) oraz nad Jez. Żarnowieckim (245 os.). W pozostałych lokalizacjach, na których odnotowano głowienkę przebywało od 1 do 62 osobników.

Czernica *Aythya fuligula*

Czernica była najliczniej stwierdzanym ptakiem wodnym, z całkowitą liczebnością wynoszącą 44 286 osobników. Jej rozpowszechnienie wyniosło 45%. Największe koncentracje ptaków widziano na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 26 413 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 11 406 os., na Jeziorze Żarnowieckim – 3 205 os. i na ujściowym odcinku Wisły między Przegaliną i ujściem – 2 105 os. Ponadto, czernice licznie przebywały na Zatoce Puckiej zewnętrznej (560 os.) oraz na Wiśle Śmiałej i Jeziorze Ptasi Raj (300 os.). Obecne na pozostałych obiektach ptaki występowały w liczbie od 2 do 101 os.

Ogorzałka *Aythya marila*

Sumaryczna liczebność ogorzałek wyniosła 30 546 osobników (drugi najliczniejszy ptak wodny). W 2019 roku spotkano ją na 32% skontrolowanych obiektów. Ogorzałka zdecydowanie najliczniej była obserwowana na Zalewie Szczecińskim i w Delcie Świny, gdzie przebywało 28 920 os. Ponadto, liczne zgrupowanie stwierdzono na ujściowym odcinku Wisły między Przegaliną i ujściem – 700 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 500 os. oraz na wybrzeżu Morza Bałtyckiego od Świnoujścia do Międzyzdroi – 307 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 7 do 40 osobników.

Gągoł *Bucephala clangula*

Liczebność gągołów związanych z kontrolowanymi obiektami wyniosła w sumie 22 909 osobników. Gatunek ten spotkano na 90% skontrolowanych obiektów – charakteryzował się on (razem z perkozem dwuczubym) najwyższym rozpowszechnieniem spośród 14 gatunków z grupy gatunków podstawowych w programie MZPWP. Największe jego koncentracje stwierdzono na Wiśle między Przegaliną i ujściem – 8 305 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 4 143 os., na Wiśle między Ostaszewem i Przegaliną – 3 741 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 2 870 os. oraz na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 1 310 os. W pozostałych lokalizacjach stwierdzano od 4 do 459 osobników.

Bielaczek *Mergus albellus*

W sumie zaobserwowano 2 091 bielaczków. Obecność tego gatunku odnotowano na 45% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje występowały na Zalewie Szczecińskim i w Delcie Świny – 997 os., na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 387 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 332 os. oraz na wybrzeżu Morza Bałtyckiego od Dziwnowa do Pobierowa – 235 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 50 osobników.

Szlachar *Mergus serrator*

Podczas liczenia stwierdzono 970 osobników szlachara. Gatunek ten zaobserwowano na 65% skontrolowanych obiektów. Największą liczbę osobników napotkano w zachodniej części wybrzeża Morza Bałtyckiego między Wisełką i Dziwnowem – 417. Ponadto, liczne zgrupowania ptaków obserwowano na wybrzeżu między Pobierowem a Pogorzelicami (196 os.), między Wisełką a Międzyzdrojami (109 os.) oraz na odcinku Dziwnów-Pobierowo (70 os.). Na wschodnim wybrzeżu, najwięcej osobników obserwowano na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 53. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 27 osobników.

Nurogęś *Mergus merganser*

Łącznie zaobserwowano 6 222 os. nurogęsia, a rozpowszechnienie wyniosło 68%. Najliczniej gatunek ten przebywał na Zalewie Szczecińskim i w Delcie Świny – 3 536 os. Znaczne koncentracje nurogęsi odnotowano także na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 780 os., na Jeziorze Gardno – 537 os. oraz na wybrzeżu Morza Bałtyckiego między Rozewiem a Kuźnicą – 326 os. Obecne na pozostałych obiektach ptaki występowały w liczbie od 1 do 262 osobników.

Łyska *Fulica atra*

Łyskę stwierdzono w liczbie 18 731 osobników. Przebywała ona na 32% skontrolowanych obiektów. Najwięcej ptaków tego gatunku zaobserwowano na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 7 492 os., na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 3 845 os. oraz na Zalewie Szczecińskim i w Delcie Świny – 2 770 os. Koncentracje powyżej tysiąca osobników obserwowano również na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 1 751 os., na Zalewie Wiślanym – 1 548 os. oraz na Jeziorze Żarnowieckim – 1 097 os. W kilku pozostałych lokalizacjach przebywało 110, 82, 25 i 11 osobników łyski.

Zmiany liczebności i rozpowszechnienia

Obiekty wydzielone do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) wcześniej były kontrolowane w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW), tak więc istnieje możliwość prześledzenia zmian liczebności ptaków przebywających na wodach przejściowych we wcześniejszych latach. Zestawienie zmian liczebności i rozpowszechnienia dla 14 podstawowych gatunków dla MZPWP zawiera Tabela II.6.

Tabela II.6. Liczebność (Licz) oraz rozpowszechnienie (Rozp) 14 gatunków ptaków z grupy podstawowych stwierdzonych w 2019 roku w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych wraz z trendem liczebności (λ Licz) i rozpowszechnienia (λ Rozp) na przestrzeni 9 lat (2011-2019). Dodatkowo dla trendu liczebności przedstawiono kategorię TRIM (kat. trendu). Oznaczenia trendów liczebności: ↑ - umiarkowany wzrost, ↑↑ - silny wzrost, ↓ - umiarkowany spadek, ? – trend nieokreślony.

Nazwa gatunkowa	Rozp	λ Rozp	Licz	λ Licz	Kat. trendu liczebności
Głowienka Aythya ferina	0,323	1,0996	705	1,2980	↑
Łyska *Fulica atra*	0,323	1,0402	18731	1,2242	↑
Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	0,903	0,9946	3066	1,2014	↑↑

Nazwa gatunkowa	Rozp	λ Rozp	Licz	λ Licz	Kat. trendu liczebności
Czapla siwa *Ardea cinerea*	0,387	1,1082	328	1,1938	↑↑
Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*	0,29	1,0442	982	1,1772	↑↑
Ogorzałka *Aythya marila*	0,323	1,0199	30546	1,1372	↑↑
Łabędź niemy *Cygnus olor*	0,548	0,9894	7384	1,1217	↑↑
Kormoran *Phalacrocorax carbo*	0,774	1,0298	9432	1,1116	↑↑
Czernica *Aythya fuligula*	0,452	1,0294	44286	1,0377	?
Gągoł *Bucephala clangula*	0,903	0,9931	22909	1,0261	?
Krzyżówka *Anas platyrhynchos*	0,742	0,9822	16875	1,0092	?
Szlachar *Mergus serrator*	0,645	1,013	970	0,9937	?
Bielaczek *Mergus albellus*	0,452	0,9757	2091	0,9884	?
Nurogęś *Mergus merganser*	0,677	0,9702	6222	0,9286	↓

Analiza wieloletnich trendów poszczególnych gatunków zwykle dokonywana jest dla dużych jednostek geograficznych (całe kontynenty lub ich części), czy administracyjnych (poszczególne państwa) (np. Švažas i in. 2001, Nilsson 2008, Musilová i in. 2009, Wetlands International 2015). W zależności od panujących w danym sezonie warunków pogodowych, a w szczególności stopnia zlodzenia zbiorników wodnych na terenie całego kraju i w krajach sąsiednich, ptaki wodne przemieszczają się nawet na duże odległości w poszukiwaniu miejsc dogodnych do przezimowania (Ridgill i Fox 1990, Švažas i in. 1994). Można więc przypuszczać, że znaczenie wód przejściowych będzie wzrastało podczas surowych zim, ponieważ wody przejściowe (głównie ujściowe odcinki Wisły i Odry oraz strefa przybrzeżna Bałtyku), będą zamarzać później niż zbiorniki śródlądowe położone z dala od Pobrzeża Bałtyku. W miejscach tych gromadzić się będą ptaki odlatujące z obiektów pokrytych lodem, a także z bałtyckich zalewów przymorskich, które zamarzają stosunkowo wcześnie (Švažas i in. 1994).

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich

Ogólne założenia i cele programu

Na terenie polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku znajdują się trzy obszary specjalnej ochrony ptaków (OSOP) sieci Natura 2000 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. Rozpoczęty w 2010 roku Monitoring Zimujących Ptaków Morskich ma być przede wszystkim źródłem danych o zmianach liczebności ptaków morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku. Na jego podstawie będzie też możliwe 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.

Przebieg prac w roku 2019

Liczenia wykonano na wszystkich 56 transektach. Optymalnym terminem liczenia był okres od 5 do 25 stycznia obejmujący połowę tego miesiąca. Ze względu na silne falowanie pierwszy rejs udało się wykonać 13 stycznia. Kilkukrotnie liczenia były przerywane na kilka dni z powodu niesprzyjającej pogody. Ostatni rejs wykonano 18 lutego na Ławicy Słupskiej (Tabela II.7). Liczenie na tym akwenie opóźniło się z powodu ustawionych na tym akwenie sieci rybackich, które uniemożliwiły płynięcie statku po wyznaczonych transektach. 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).

Podczas liczeń stwierdzono 50 790 osobników ptaków wodnych z 27 gatunków oraz 233 osobniki, których przynależność gatunkowa nie została określona. Daje to w sumie 51 023 ptaków wodnych.

Tabela II.7. Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.

Akwen	Terminy rejsów
Ławica Słupska	18.02.2019
Wody terytorialne	13.01.2019, 16.01.2019,19-20.01.2019, 23-24.01.2019, 26.01.2019, 30.01.2019,
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	23-25.01.2019

Metody prowadzenia badań

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich skierowany jest przede wszystkim na ocenę liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim (Tabela II.8). W tej grupie nazywanej grupą gatunków podstawowych znalazły się ptaki występujące licznie wzdłuż polskich wybrzeży (lodówka, markaczka, uhla), jak i te rzadsze, dla których jednak 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.8. Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.

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

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), przebiegało 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.26).

Rys. II.26. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.

Całkowita długość transektów osiągnęła 882,8 km, z czego 83,4 km przypada na Ławicę Słupską, a 115,0 na Zatokę Pomorską poza 12-milową strefą wód terytorialnych (Tabela II.9). Powierzchnia objęta obserwacjami w obrębie transektów wyniosła w sumie 529,7 km^2 (Tabela II.9), 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 2019 całkowity czas, podczas którego liczono ptaki wyniósł 56 godzin i 6 minut, z czego na Ławicę Słupską przypadło 5 godzin i 7 minut, na Zatokę Pomorską poza pasem wód terytorialnych 7 godzin i 17 minut, a na pas wód terytorialnych 43 godziny i 42 minuty.

Tabela II.9. 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	50,1
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	6	96	115,0	68,2
RAZEM	**56**	**735**	**882,8**	**529,7**

W badaniach pominięto Zatokę Pucką Wewnętrzną z powodu małych głębokości uniemożliwiających swobodnie pływanie średniej wielkości statkiem oraz częstego zamarzania nawet podczas umiarkowanie 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 Odrzaną, leżącą na granicy wód Polski i Niemiec. Akwen ten charakteryzuje się głębokościami poniżej 10 m, co szczególnie sprzyja występowaniu tam kaczek morskich.

Liczebność i struktura gatunkowa

Podczas liczeń w 2019 roku ogółem stwierdzono 50 790 osobników ptaków wodnych z 27 gatunków oraz 233 osobniki, których przynależność gatunkowa nie została określona. Daje to w sumie 51 023 ptaków wodnych policzonych podczas 56 godzin i 6 minut rejsów (Tabela II.10). Ptaki nieoznaczone co do gatunku stanowią zaledwie 0,5% wszystkich zaobserwowanych osobników. Podobnie jak w poprzednich sezonach w ugrupowaniu ptaków wodnych zimujących w polskiej strefie Bałtyku zaznaczyła się dominacja dwóch gatunków kaczek morskich: lodówki i uhli (Tabela II.10). Jednak w 2019 roku uhla była liczniejsza od lodówki zarówno wśród ptaków stwierdzonych w obrębie transektów (wskaźnik zagęszczenia), jak i pod względem wskaźnika częstości, który uwzględnia wszystkie zaobserwowane ptaki (Tabela II.10). Taki wynik zarejestrowano po raz pierwszy w dziewięcioletniej historii prowadzenia Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich, jedynie w 2013 roku wskaźnik częstości uhli był wyższy niż w przypadku lodówek (odpowiednio 658,98 i 596,53 os./ godz. rejsu), choć w pasie trasektów sytuacja była odwrotna i lodówka osiągnęła wartość wskaźnika zagęszczenia 28,05 os./km^2, a uhla 22,29 os/km^2.

Tabela II.10. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2019 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+" - wartości mniejsza niż 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km^2]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
uhla	15 490	29,5	29 366	523,5
lodówka	11 544	22,0	17 940	319,8
mewa srebrzysta	388	0,7	1050	18,7
markaczka	460	0,9	966	17,2
edredon	8	0,0	267	4,8
alka	97	0,2	214	3,8
perkoz dwuczuby	97	0,2	159	2,8
kormoran	44	0,1	141	2,5
nurzyk	57	0,1	134	2,4
nur rdzawoszyi	35	0,1	115	2,0
mewa siwa	35	0,1	92	1,6
łabędź niemy	4	0,0	69	1,2
perkoz rogaty	56	0,1	63	1,1
mewa siodłata	31	0,1	52	0,9
nur czarnoszyi	36	0,1	46	0,8
nurnik	16	+	26	0,5
krzyżówka	6	+	25	0,4

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
nurogęś	2	+	19	0,3
szlachar	5	+	13	0,2
łabędź krzykliwy			8	0,1
śmieszka	1	+	7	0,1
gęgawa			5	0,1
łabędź czarnodzioby			4	0,1
gągoł			3	0,1
perkoz rdzawoszyi	3	+	3	0,1
łyska	2	+	2	+
głuptak	1	+	1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona	13	+	123	2,2
nur nieoznaczony	16	+	77	1,4
uhla lub markaczka			15	0,3
perkoz nieoznaczony	1	+	11	0,2
łabędź nieoznaczony			5	0,1
tracz nieoznaczony			2	+
RAZEM	**28 448**	**54,2**	**51 023**	**909,5**

Dwa najliczniejsze gatunki ptaków morskich, uhla i lodówka, stanowiły w sumie aż 95,1% ptaków stwierdzonych w pasie transektów oraz 93,1% spośród wszystkich zaobserwowanych ptaków (Tabela II.11). Poziom 1% udziału w ugrupowaniu ptaków zarejestrowanych podczas liczenia przekroczyły jeszcze markaczka i mewa srebrzysta, co jest zbieżne z wynikami z poprzednich sezonów (Chodkiewicz et al. 2016, 2018). Pozostałe gatunki były znacznie mniej liczne.

Tabela II.11. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2019 roku. „+" - udział procentowy niższy od 0,01%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
uhla	15 490	54,5%	29 366	57,8%
lodówka	11 544	40,6%	17 940	35,3%
mewa srebrzysta	388	1,4%	1050	2,1%
markaczka	460	1,6%	966	1,9%
edredon	8	0,0%	267	0,5%
alka	97	0,3%	214	0,4%
perkoz dwuczuby	97	0,3%	159	0,3%
kormoran	44	0,2%	141	0,3%
nurzyk	57	0,2%	134	0,3%
nur rdzawoszyi	35	0,1%	115	0,2%
mewa siwa	35	0,1%	92	0,2%
łabędź niemy	4	0,0%	69	0,1%
perkoz rogaty	56	0,2%	63	0,1%
mewa siodłata	31	0,1%	52	0,1%
nur czarnoszyi	36	0,1%	46	0,1%

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
nurnik	16	0,1%	26	0,1%
krzyżówka	6	+	25	+
nurogęś	2	+	19	+
szlachar	5	+	13	+
łabędź krzykliwy			8	+
śmieszka	1	+	7	+
gęgawa			5	+
łabędź czarnodzioby			4	+
gągoł	3	+	3	+
perkoz rdzawoszyi			3	+
łyska	2	+	2	+
głuptak	1	+	1	+
RAZEM	**28 418**	**100%**	**50 790**	**100%**

W pasie wód terytorialnych zanotowano dziewięć gatunków grupy podstawowych dla monitoringu. Tak jak dla całego obszaru objętego monitoringiem, najliczniejszym gatunkiem była uhla, której liczebność była tutaj dwukrotnie wyższa niż lodówki (Tabela II.12). Pozostałe gatunki były znacznie mniej liczne.

Tabela II.12. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2019 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+" - wartość mniejsza od 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km^2]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
uhla	12 330	30,3	23 507	537,9
lodówka	6 491	16,0	10 291	235,5
mewa srebrzysta	457	1,1	980	22,4
markaczka	372	0,9	760	17,4
edredon	9	+	267	6,1
alka	97	0,2	212	4,9
perkoz dwuczuby	97	0,2	159	3,6
kormoran	41	0,1	133	3,0
nurzyk	56	0,1	127	2,9
nur rdzawoszyi	41	0,1	108	2,5
mewa siwa	40	0,1	83	1,9
łabędź niemy			51	1,2
perkoz rogaty	41	0,1	48	1,1
mewa siodłata	32	0,1	49	1,1
nur czarnoszyi	18	+	28	0,6
nurogęś	5	+	19	0,4
szlachar	7	+	13	0,3
łabędź krzykliwy	3	+	5	0,1
gągoł			3	0,1
nurnik	2	+	4	0,1
śmieszka	1	+	5	0,1

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
gęgawa			5	0,1
łyska	2	+	2	+
głuptak	1	+	1	+
perkoz rdzawoszyi	1	+	1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona	14	+	118	2,7
nur nieoznaczony	16	+	77	1,8
uhla lub markaczka			15	0,3
perkoz nieoznaczony	1	+	11	0,3
łabędź nieoznaczony			5	0,1
tracz nieoznaczony			2	+
RAZEM	**12 612**	**31,0**	**24 219**	**554,2**

Na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych stwierdzono dziewięć gatunków z grupy gatunków podstawowych. Liczebnie dominowały uhla i lodówka osiągając tu najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia spośród trzech akwenów wyróżnionych w Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich (Tabela II.13). Jedynie na Ławicy Słupskiej wartości tego wskaźnika dla lodówki była zbliżona i tylko nieznacznie niższa (odpowiednio 44,7 i 43,5 os./km²). Natomiast na Zatoce Pomorskiej odnotowano najwyższe wartości obu wskaźników dla markaczki. Obszar ten jest najważniejszym zimowiskiem tego gatunku w polskiej strefie Bałtyku (Skov et al. 2011, Chodkiewicz et al. 2016, 2018).

Tabela II.13. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2019 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

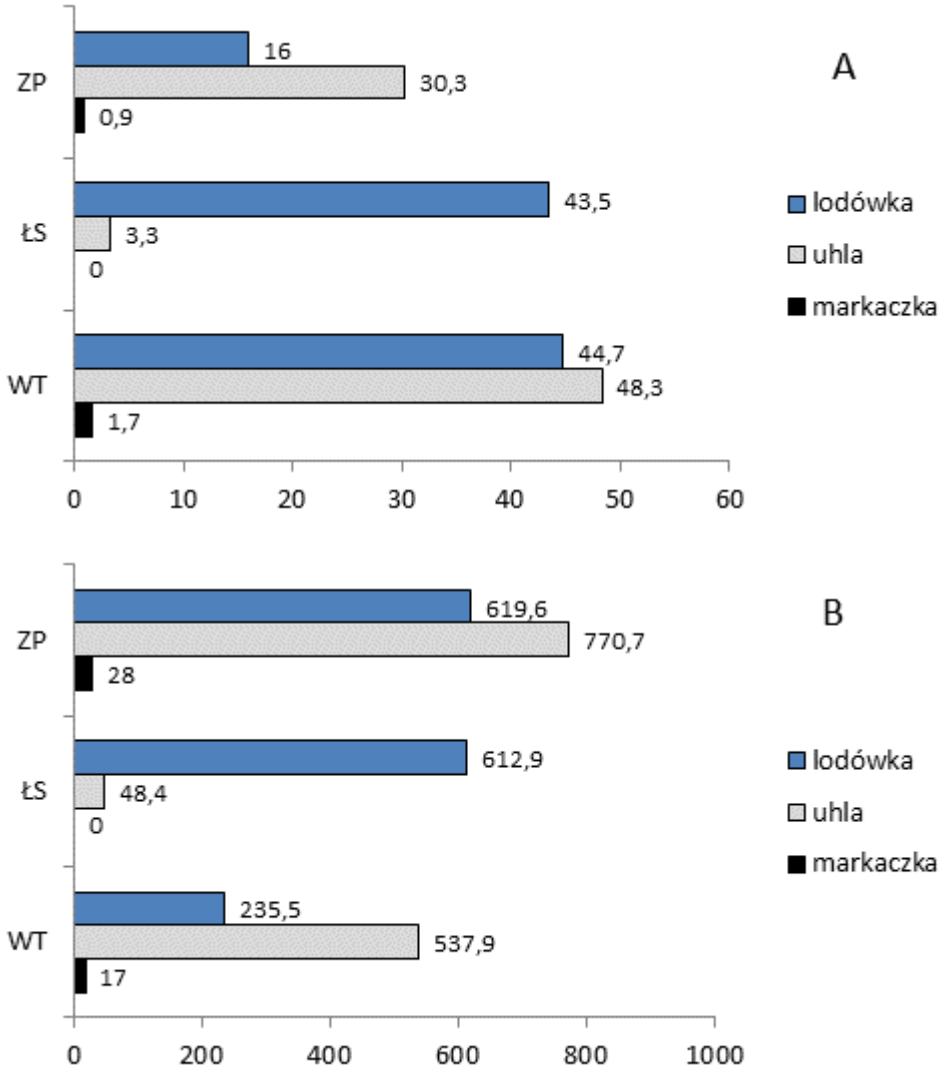
Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
uhla	3297	48,3	5611	770,7
lodówka	3046	44,7	4511	619,6
markaczka	113	1,7	206	28,3
mewa srebrzysta	6	0,1	23	3,2
krzyżówka	6	0,1	21	2,9
perkoz rogaty	15	0,2	15	2,1
nur czarnoszyi	13	0,2	13	1,8
kormoran	7	0,1	8	1,1
mewa siwa	3	+	6	0,8
nurzyk	2	+	5	0,7
nur rdzawoszyi			5	0,7
łabędź czarnodzioby			4	0,5
łabędź krzykliwy			3	0,4
perkoz rdzawoszyi	2	+	2	0,3
śmieszka			1	0,1
alka			1	0,1
mewa siodłata	1	+	1	0,1
RAZEM	**6511**	**95,5**	**10436**	**1433,5**

Na Ławicy Słupskiej odnotowano obecność sześciu gatunków ptaków morskich z grupy gatunków podstawowych. Inaczej niż na dwóch pozostałych częściach polskiej strefy Bałtyku objętych monitoringiem, na akwenie tym lodówka była wyraźnie liczniejsza od uhli (Tabela II.14). Ławica Słupska była (Durinck et al. 1994) i nadal jest jednym z ważniejszych zimowisk lodówek na Bałtyku (Skov et al. 2011). Liczebność uhli stopniowo się tutaj zwiększa (Chodkiewicz et al. 2018). Podczas liczenia wykonywanego w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w latach 2011 i 2012 w pasie transektu zaobserwowano tam zaledwie 72 i 31 osobników tego gatunku, a w ostatnich dwóch latach było to już 1 317 i 167 osobników.

Tabela II.14. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2019 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km^2]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
lodówka	2204	43,5	3138	612,9
uhla	167	3,3	248	48,4
mewa srebrzysta	15	0,3	47	9,2
nurnik	16	0,3	22	4,3
łabędź niemy	18	0,4	18	3,5
nur czarnoszyi	5	0,1	5	1,0
krzyżówka			4	0,8
mewa siwa	2	+	3	0,6
nurzyk	1	+	2	0,4
mewa siodłata			2	0,4
nur rdzawoszyi	2	+	2	0,4
alka	1	+	1	0,2
śmieszka			1	0,2
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona			5	1,0
RAZEM	**2431**	**47,9**	**3498**	**683,2**

Podobnie jak w poprzednich sezonach najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych były kaczki morskie: lodówka, uhla i markaczka (Tabela II.10). Uhla była gatunkiem o najwyższym zagęszczeniu i wskaźniku częstości występowania w pasie wód terytorialnych i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych. Dla lodówki wartość obu wskaźników była najwyższa na Ławicy Słupskiej (Rys. II.27). Najwięcej markaczek, tak jak w poprzednim sezonie, spotkano w pasie wód terytorialnych, ale także na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych, jednak wskaźnik zagęszczenia i częstości były tutaj niskie (Rys. II.27). Pozostałe gatunki z grupy podstawowych były mało liczne.



Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2019 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.

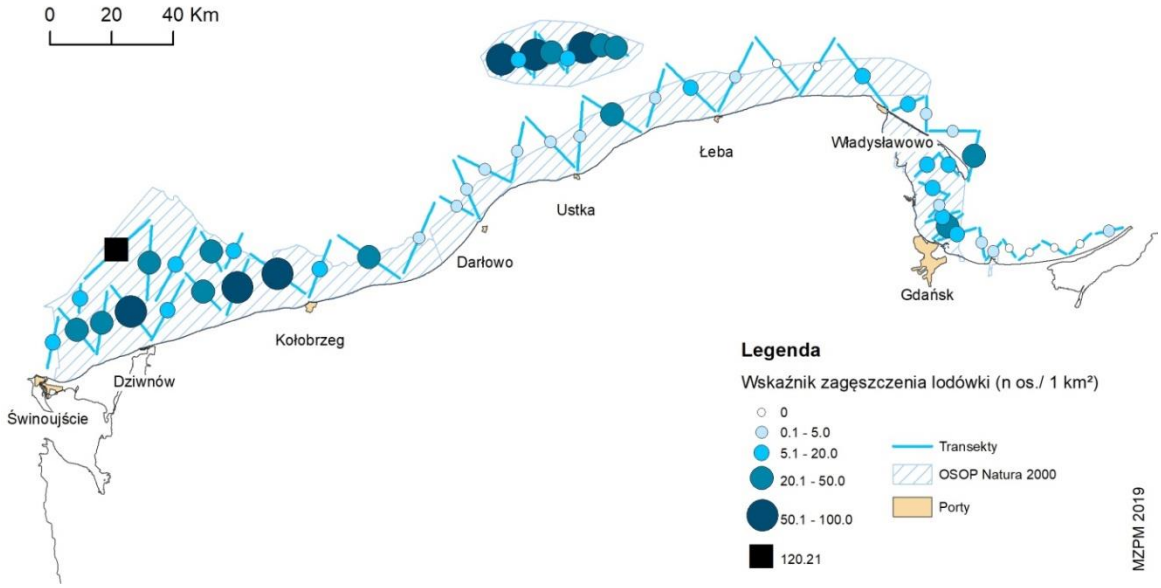
Rozmieszczenie ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku

Dla pięciu gatunków przedstawiono mapy obrazujące ich rozmieszczenie w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Są to: trzy najliczniejsze gatunki kaczek morskich, alka – której liczebność w stosunku do pierwszego sezonu badań (2011) wyraźnie wzrosła oraz mewa srebrzysta sensu lato – gatunek, który licznie przebywa na Bałtyku, choć jego 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 et al. 1992).

Lodówka

Najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia lodówki zaobserwowano na Zatoce Pomorskiej. Maksymalnie stwierdzono tam 120 os./km^2 wzdłuż transektu ZP02, a na trzech transektach w obrębie 2-milowego pasa wód terytorialnych zawierał się on w granicach 50-100 os./km^2 (Rys. II.28). Warto zauważyć, że w poprzednich trzech sezonach bardzo duża koncentracja tego gatunku również przebywała w tym samym rejonie. Na Ławicy Słupskiej zanotowano także wysokie

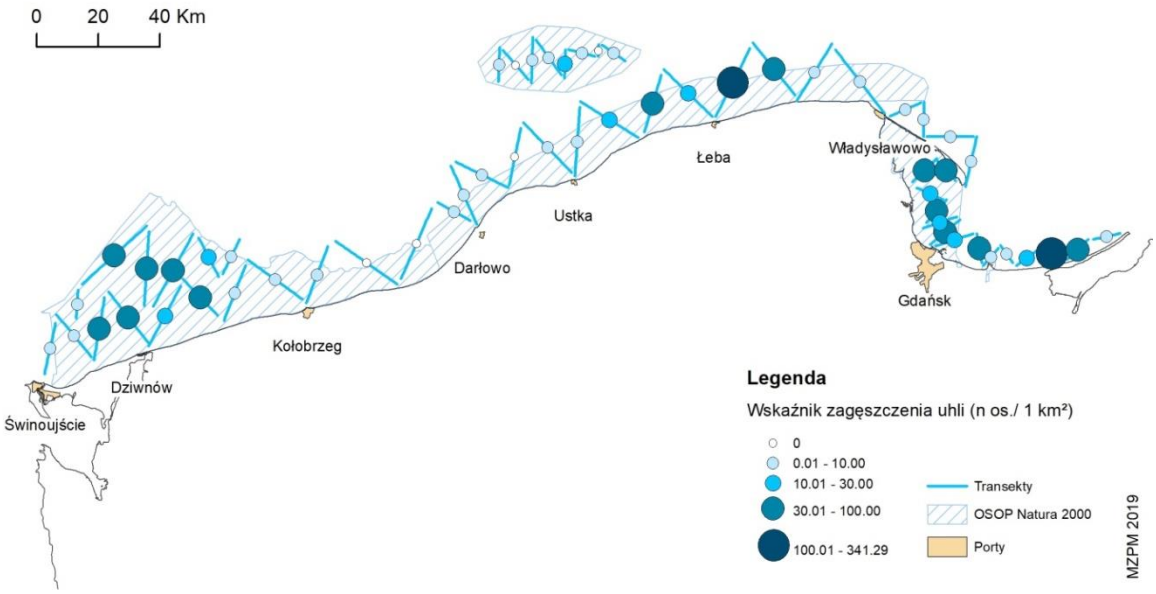
zagęszczenia, przekraczające 50 os./km^2 (Rys. II.28). W obrębie Obszaru Specjalnej Ochrony Ptaków Przybrzeżne Wody Bałtyku oraz na Zatoce Gdańskiej wskaźniki zagęszczenia lodówek były bardzo niskie i tylko lokalnie, wzdłuż trzech transeków w okolicach Gdańska, Helu i między Ustką i Łebą, przekroczyły one wartość 20 os./km^2 (Rys. II.28).
Rozmieszczenie największych koncentracji lodówek w latach 2012-2019 roku 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 et al. 1994, Skov et al. 2011). W odróżnieniu do lat 2011-2014, mniej lodówek zaobserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej.



Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku.

Uhla

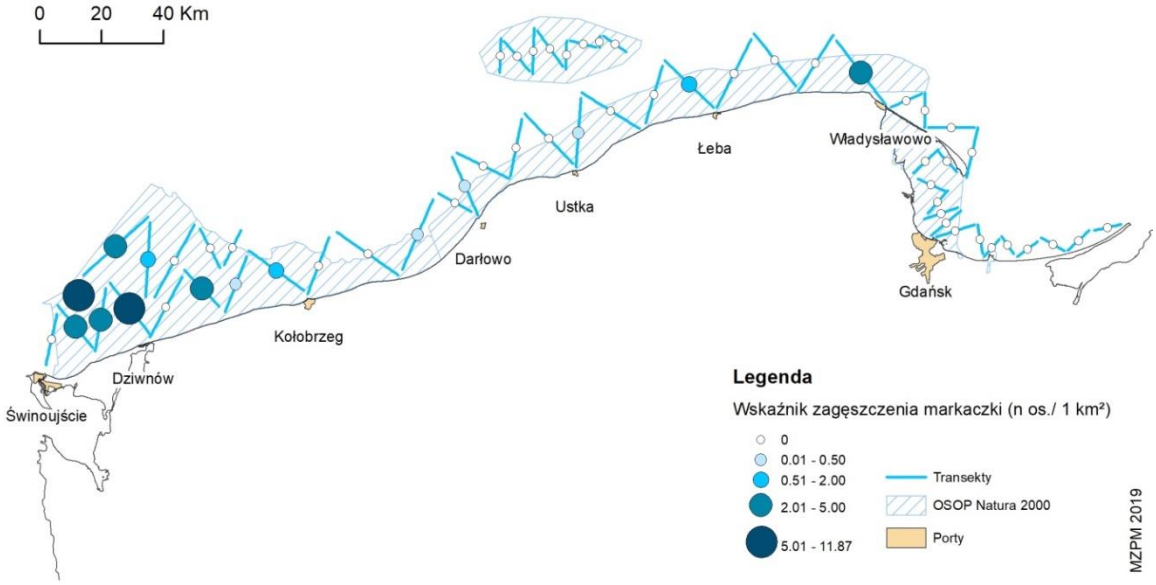
Gatunek ten najliczniej zimował na Zatoce Gdańskiej, w środkowej części Obszaru Przybrzeżnych Wód Bałtyku i na Zatoce Pomorskiej. Najwyższe zagęszczenie, przekraczające 100 os./km^2 odnotowano przy wybrzeżu Mierzei Wiślanej i w pasie wód terytorialnych na wschód od Łeby (Rys. II.29). W środkowej części polskiej strefy Bałtyku uhle przebywały bardzo nielicznie, co jest zbieżne z wynikami uzyskanymi w latach poprzednich. Na Ławicy Słupskiej maksymalne zagęszczenie przekroczyło 10 os./km^2. W stosunku do lat 2011-2014 obserwuje się wzrost liczebności uhli na tym akwenie. Tak jak w poprzednich latach większe skupienia uhli zaobserwowano także przy wybrzeżach Mierzei Wiślanej.
Obraz rozmieszczenia uhli w latach 2011-2019 był podobny. Jedyne różnice to brak w latach 2013 i 2015 dużych stad tego gatunku w południowej części Zatoki Gdańskiej oraz spore wahania liczebności tego gatunku na Ławicy Słupskiej.



Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku.

Markaczka

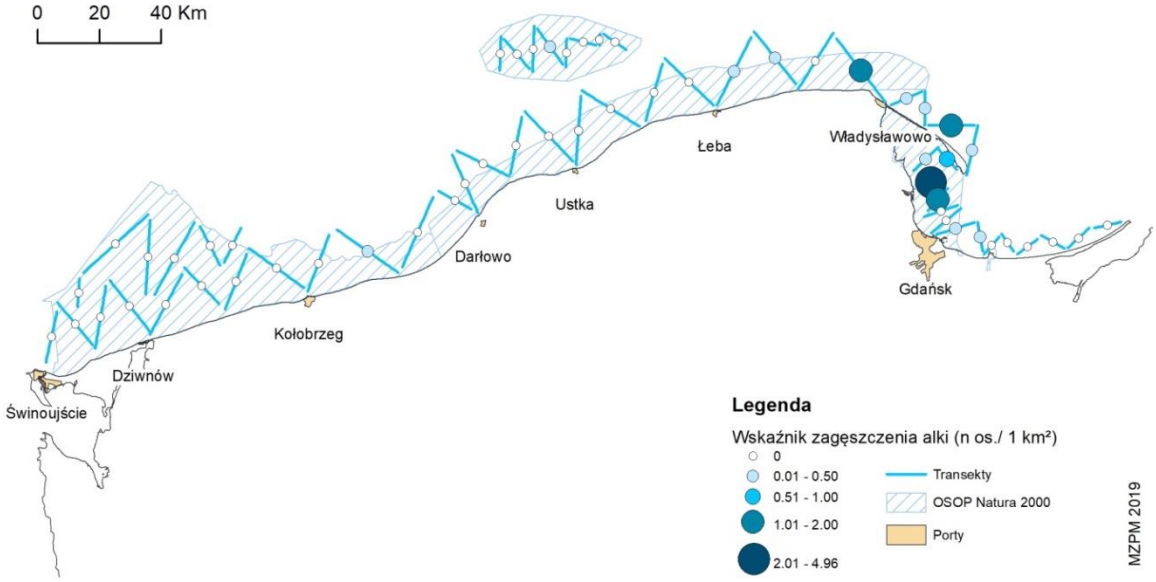
Występowanie markaczek w styczniu 2019, podobnie jak w poprzednich latach, ograniczone było prawie wyłącznie do Zatoki Pomorskiej (Rys. II.30), gdzie lokalnie wskaźnik zagęszczenia tego gatunku osiągnął wartość 12 os./km^2. Poza Zatoką Pomorską markaczkę notowano w niewielkich zagęszczeniach, których wskaźnik poza jednym transektem koło Władysławowa, nie przekraczał wartości 2 os./km^2. Na Ławicy Słupskiej gatunku tego nie stwierdzono wcale (Rys. II.30). Wyniki uzyskane w 2019 roku potwierdzają, że jedynym obszarem polskiej strefy Bałtyku, który gromadzi znaczną liczbę markaczek jest Zatoka Pomorska. Zbieżne jest to także z wynikami uzyskanymi w latach 1991-1993 (Durinck et al. 1994) oraz 2007-2009 (Skov et al. 2011).



Rys. II.30. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku.

Alka

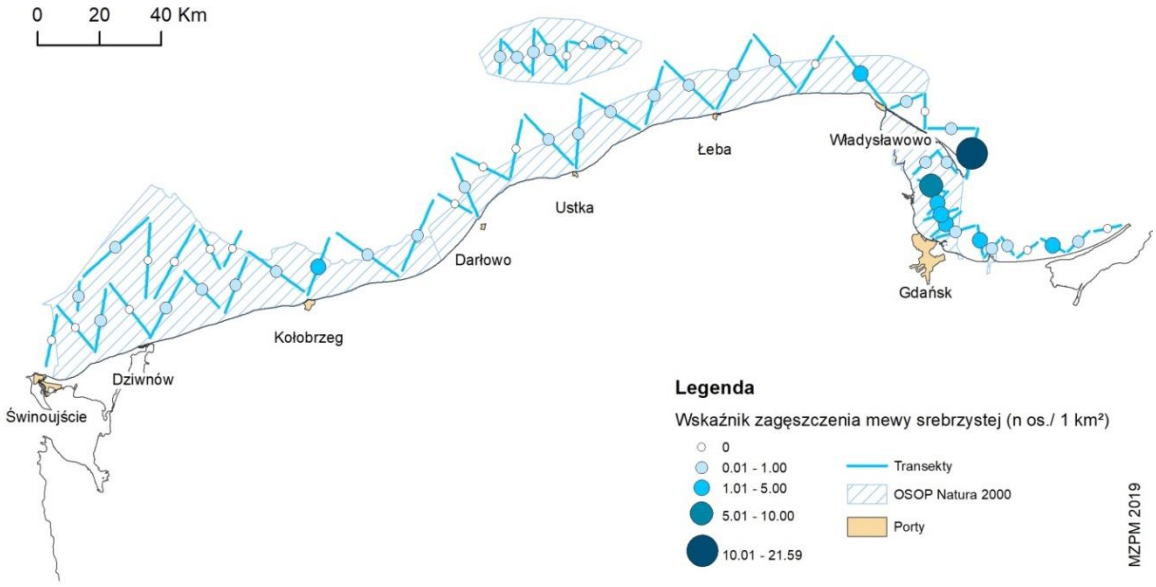
Najwięcej osobników tego gatunku zaobserwowane na Zatoce Gdańskiej na północ od Gdańska, gdzie osiągnęła ona zagęszczenie 5 os./km^2 oraz na wysokości Przylądka Rozewie, gdzie zanotowano zagęszczenia w granicach 1,0 -2,0 os./km^2 (Rys. II.31). Na zachód od Łeby alkę stwierdzono tylko w jednym miejscu między Darłowem i Kołobrzegiem oraz na jednym z transektów na Ławicy Słupskiej. Rozmieszczenie alk w obrębie polskiej strefy Bałtyku w kolejnych latach objętych monitoringiem było podobne. Alka jest mało licznym gatunkiem w zachodniej i środkowej części wód terytorialnych, a na Zatoce Pomorskiej pojawia się rzadko.



Rys. II.31, Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 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 wartość wskaźnika zagęszczenia tego gatunku maksymalnie dochodziła do 22 os./km^2, przy Helu (Rys. II.32). Poza Zatoką Gdańską mewa srebrzysta występowała w dużym rozproszeniu, nie tworząc dużych koncentracji.
Liczebność mewy srebrzystej na akwenach położonych z dala od brzegu silnie zależy od aktywności połowowej. Mewy te towarzyszą kutrom rybackim na łowiskach, stąd ich rozmieszczenie w kolejnych latach jest zmienne, choć najczęściej największe koncentracje tych ptaków notuje się w rejonie Zatoki Gdańskiej.

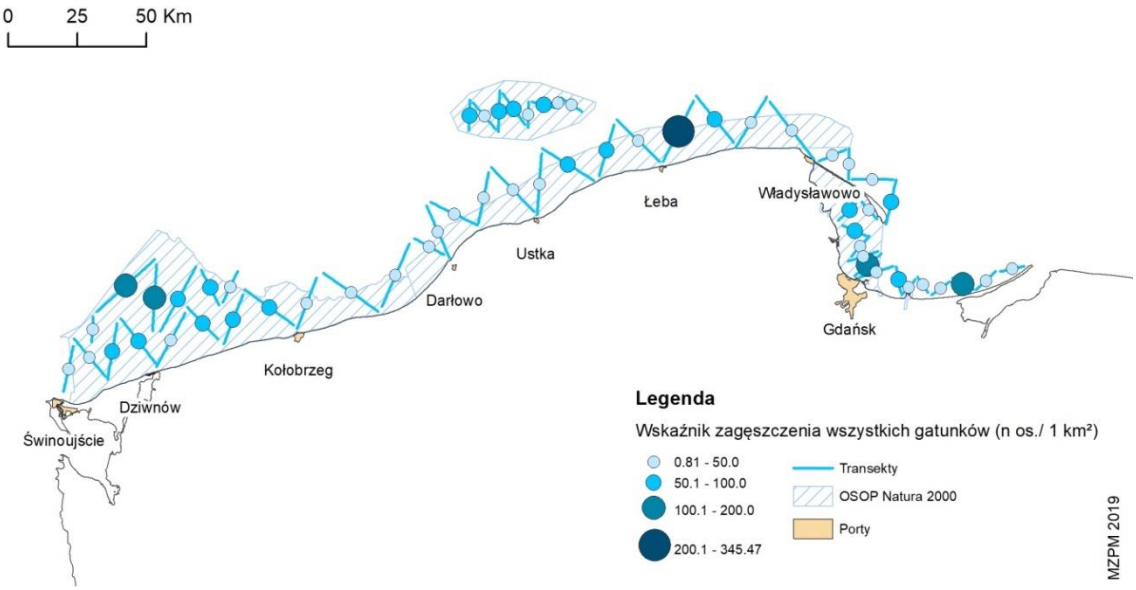


Rys. II.32. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku.

Wszystkie gatunki

Wartości zagęszczeń obliczone dla wszystkich gatunków ptaków stwierdzanych na kolejnych transektach pokazuje różnice w liczebności ptaków morskich między różnymi częściami polskiej strefy Bałtyku i wskazuje na znaczenie poszczególnych akwenów dla awifauny.

Najwięcej ptaków morskich gromadziło się w trzech rejonach: na Zatoce Pomorskiej, Zatoce Gdańskiej i Ławicy Słupskiej (Rys. II.33). Bardzo dużą koncentrację zaobserwowano też na wschód od Łeby, gdzie licznie gromadziły się uhle (Rys. II.29). Podobnie jak w poprzednich sezonach zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało wzdłuż środkowego wybrzeża między Ustką i Kołobrzegiem (Rys. II.33).



Rys. II.33. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku.

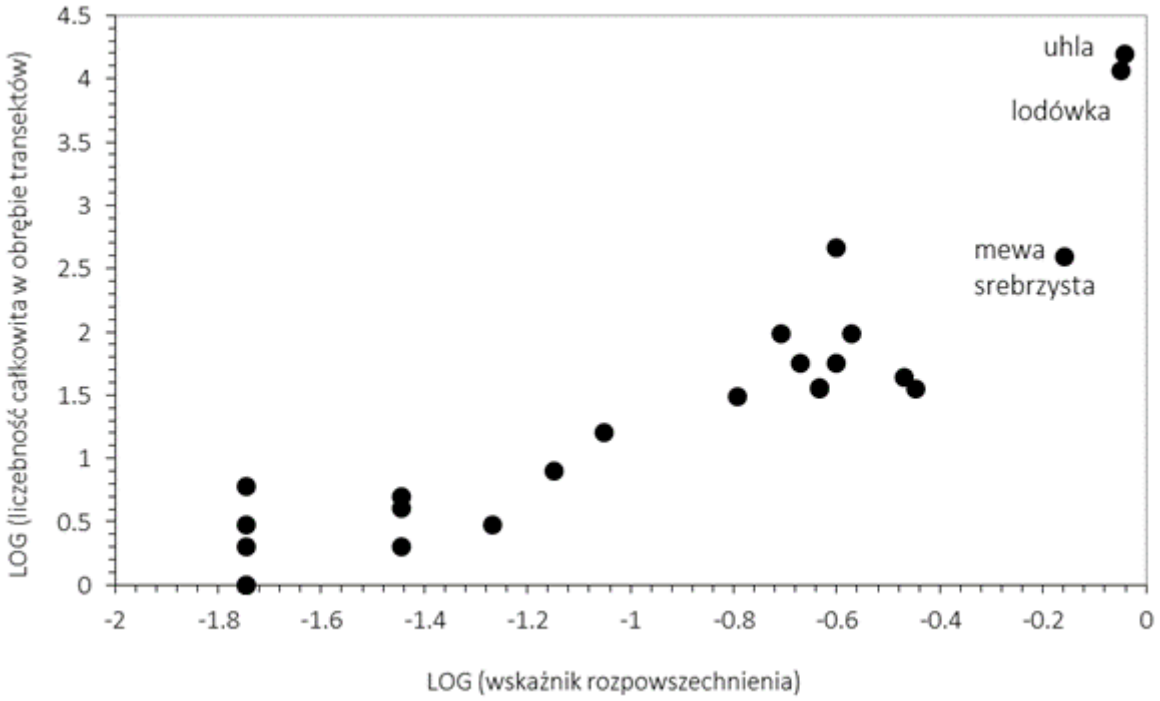
Wartości i trendy wskaźnika rozpowszechnienia

Tak jak w poprzednim roku, gatunkami, które osiągnęły najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia były uhla, lodówka i mewa srebrzysta. Uhlę i lodówkę stwierdzono odpowiednio na 91,1% i 89,3%, a mewę srebrzystą na 69,6% spośród 56 skontrolowanych transektów (Tabela II.15). Trzecim pod względem wartości tego wskaźnika gatunkiem z grupy podstawowych był nur rdzawoszyi, zaobserwowany na 35,7% transektów. Wskaźniki rozpowszechnienia obu gatunków nurów, nurzyka i perkoza rogatego były wyraźnie wyższe niż w poprzednim roku i przekroczyły wartość 20% (Tabela II.15). Na 33,9% skontrolowanych transektów odnotowano obecność kormorana, a wskaźnik rozpowszechnienia 10% przekroczyły jeszcze perkoz dwuczuby, mewa siwa i mewa siodłata (Tabela II.15). Pozostałe gatunki były mało liczne i z tego powodu nie mogły być szeroko rozpowszechnione.

Tabela II.15. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków morskich. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych.

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
uhla	**51**	**91.1**
lodówka	**50**	**89.3**
mewa srebrzysta	39	69.6
nur rdzawoszyi	**20**	**35.7**
kormoran	19	33.9
alka	**15**	**26.8**
markaczka	**14**	**25**
nurzyk	**14**	**25**
mewa siwa	13	23.2
nur czarnoszyi	**13**	**23.2**
perkoz rogaty	**12**	**21.4**
perkoz dwuczuby	11	19.6
mewa siodłata	9	16.1
nurnik	**5**	**8.9**
edredon	4	7.1
perkoz rdzawoszyi	**3**	**5.4**
łabędź niemy	2	3.6
nurogęś	2	3.6
szlachar	2	3.6
głuptak	1	1.8
krzyżówka	1	1.8
łabędź krzykliwy	1	1.8
łyska	1	1.8
śmieszka	1	1.8

Wskaźnik rozpowszechnienia jest silnie skorelowany z liczebnością danego gatunku (wskaźnik korelacji Pearsona $r=0,89$ $p<0,001$) (Rys. II.34). Oznacza to, że najliczniejsze gatunki były jednocześnie najszerzej rozpowszechnione.



Rys. II.34. Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej (log_{10}).

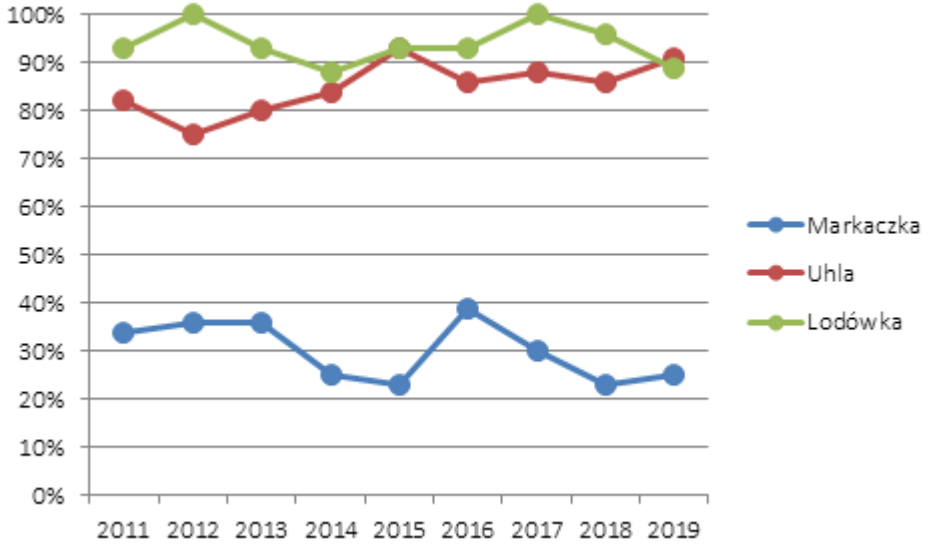
U większości gatunków zmiany wartości współczynnika rozpowszechnienia na przestrzeni dziewięciu lat trwania monitoringu były niewielkie (Tabela II.16). Wyraźny wzrost zanotowano u nura rdzawoszyjego (λ=1,20), nurzyka (λ=1,15) i kormorana (λ=1,10), natomiast dużych spadków nie zanotowano.

Tabela II.16. Wskaźnik i trend rozpowszechnienia dla gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i czterech najliczniejszych gatunków z grupy dodatkowych stwierdzanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w latach 2011-2019. Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się rozpowszechnienia, a większe – na zwiększanie się.

Gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia (%)	Trend wartości wskaźnika rozpowszechnienia (λ)
lodówka	0.893	1,00
uhla	0.911	1,02
nur rdzawoszyi	0.357	1,20
alka	0.268	0,98
markaczka	0.25	0,96
nurzyk	0.25	1,15
nur czarnoszyi	0.232	0,96
perkoz rogaty	0.214	1,00
nurnik	0.089	0,92
perkoz rdzawoszyi	0.054	1,03
mewa srebrzysta *sensu lato*	0.696	0,98
kormoran	0.339	1,10
mewa siwa	0.232	0,99
mewa siodłata	0.161	0,92

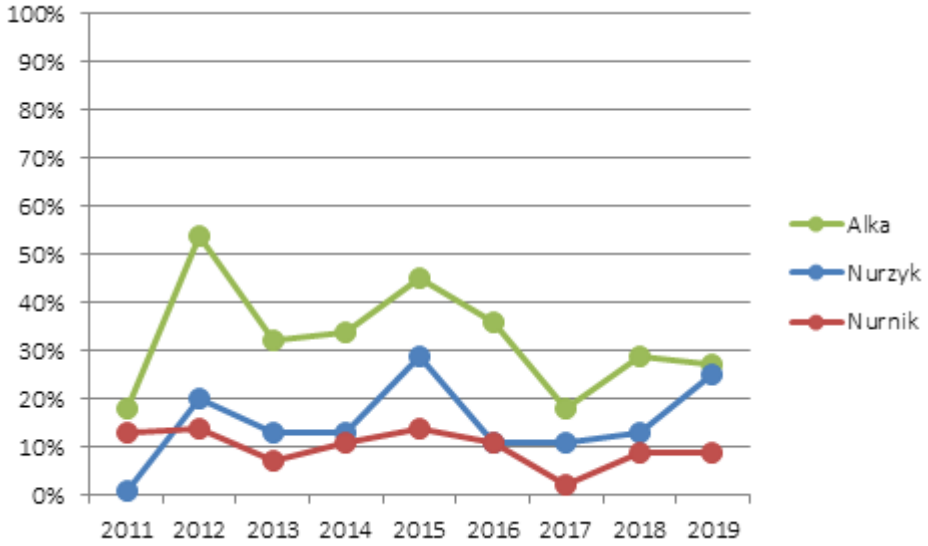
Wskaźnik rozpowszechnienia lodówki osiągał bardzo wysokie wartości we wszystkich latach monitoringu, nie mniejsze niż 88%. W przypadku uhli po spadku wartości tego wskaźnika w 2012 roku do 75%, nastąpił jego stopniowy wzrost, a w roku 2019 uhle zaobserwowano na 91% ze wszystkich transektów (Rys. II.35). U markaczki wartości wskaźnika

rozpowszechnienia były dość wyrównane w latach 2011-2013, później nastąpił jej spadek z minimalną wartością 23% w roku 2015. Rok później wskaźnik ten osiągnął najwyższy poziom w czasie trwania monitoringu (39%), by w latach 2018-2019 spaść do poziomu 23-25% (Rys. II.35). Trend zmian wartości wskaźnika rozpowszechnienia u trzech gatunków kaczek morskich można uznać za stabilny (Tabela II.16).



Rys. II.35. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków kaczek morskich w latach 2011-2019.

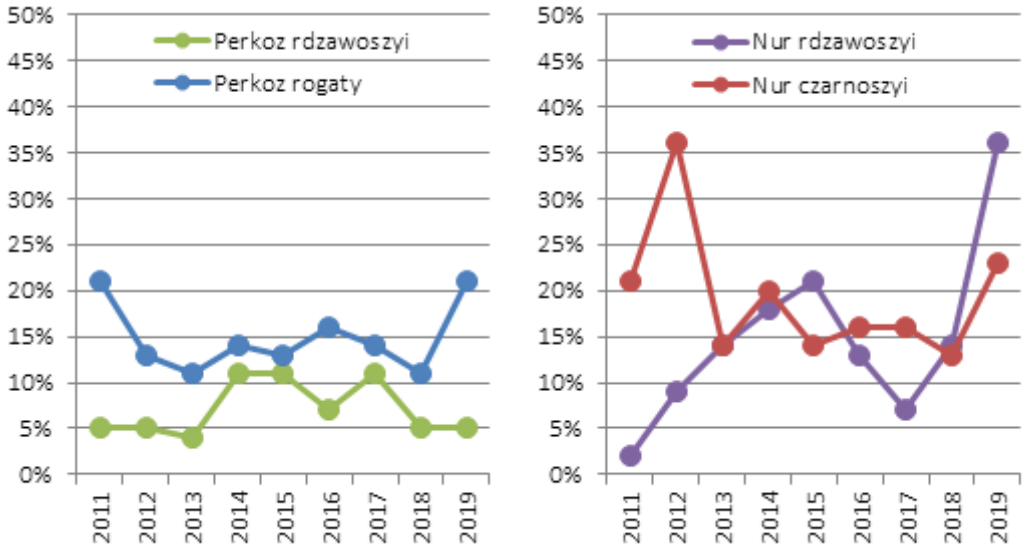
Najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia dla alki odnotowano w roku 2012, gdy wyniósł on 54%. W pozostałych latach wskaźnik ten wahał się w graniach od 18% w latach 2011 i 2017 do 45% w 2015 roku. W roku 2019 wartość tego wskaźnika wyniosła 27% (Rys. II.36). W przypadku nurzyka zaznaczył się stopniowy wzrost wartości wskaźnika rozpowszechnienia od 2016 roku. W roku 2019 wskaźnik rozpowszechnienia nurzyka osiągnął wysoką jak na ten gatunek wartość 25% (Rys. II.36). W 2019 roku wskaźnik rozpowszechnienia nurnika był identyczny jak w roku poprzednim (9%) (Rys. II.36). Trend zmian wartości wskaźnika rozpowszechnienia u alki i nurzyka można uznać za stabilny. U nurnika średni spadek rozpowszechnienia przekroczył 5% i wyniósł 8,7% (Tabela II.16).



Rys. II.36. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków alk w latach 2011-2019.

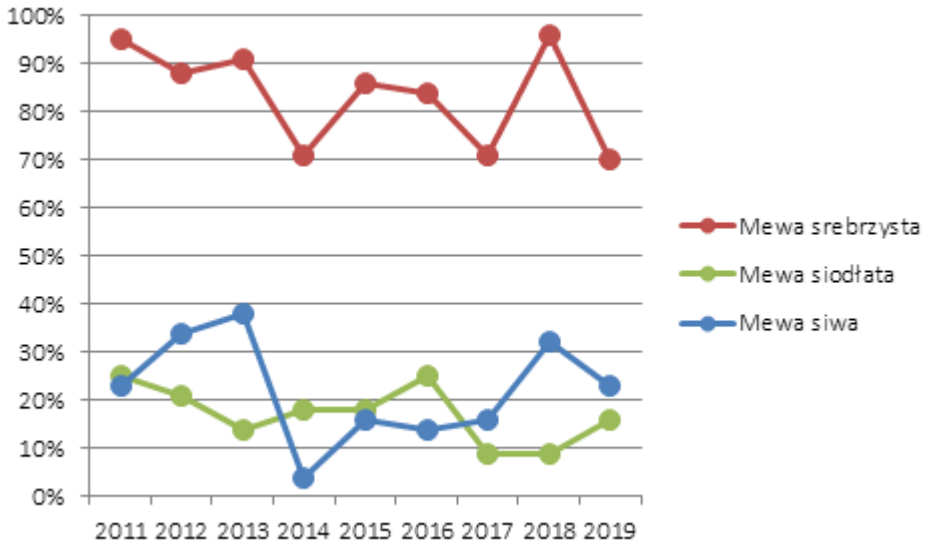
Oba perkozy z grupy gatunków podstawowych wykazały w latach 2011-2013 stopniowy spadek wskaźnika rozpowszechnienia. W roku 2014 nastąpił wzrost jego wartości. W 2016 roku wartość tego wskaźnika u perkoza rogatego osiągnęła wartość 16%, a w roku 2018 spadła do 11%. U perkoza rogatego w roku 2019 wskaźnik rozpowszechnienia

osiągnął 21% i jest to najwyższa jego wartość odnotowana podczas trwania monitoringu (Rys. II.37). Perkoz rdzawoszyi jest gatunkiem mniej rozpowszechnionym i jego wskaźnik rozpowszechnienia maksymalnie wyniósł 11% w latach 2014, 2015 i 2017. W ostatnich dwóch osiągnął on niską wartość 5% (Rys. II.37). Wskaźnik rozpowszechnienia dla obu gatunków nurów podlegał dość silnym wahaniom, z maksymalną wartością wynoszącą 36% dla nura czarnoszyjego w 2012, a dla rdzawoszyjego w 2019 roku (Rys. II.37). Trend zmian wartości wskaźnika rozpowszechnienia u obu gatunków perkozów można uznać za stabilny. Na przestrzeni dziewięciu lat oba nury wykazały się przeciwstawną tendencją zmian rozpowszechnienia. U nura czarnoszyjego spadło ono o 4%, a u rdzawoszyjego wzrosło aż o 20% (Tabela II.16).



Rys. II.37. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla perkoza rogatego i rdzawoszyjego oraz dla dwóch gatunków nurów czarnoszyjego i rdzawoszyjego w latach 2011-2019.

W przypadku mewy siwej, po bardzo silnym spadku wartości wskaźnika rozpowszechnienia w 2014 roku następował jego stopniowy wzrost aż do roku 2019, gdy ponownie odnotowano jego obniżenie do 23% (Rys. II.38). U mewy siodłatej najwyższe wartości tego wskaźnika stwierdzono w latach 2011 (34%) i 2016 (25%). W roku 2019 wskaźnik rozpowszechnienia mewy siodłatej wyniósł 16% (Rys. II.38). Natomiast u mewy srebrzystej, po wyraźnym spadku wartości wskaźnika rozpowszechnienia w latach 2014-2015 nastąpił jego wzrost aż do 96% w roku 2018. Jednak w ostatnim sezonie osiągnął on wartość 70% - najniższą w całym okresie prowadzenia badań (Rys. II.38). Spośród tych trzech gatunków, tylko mewa siodłata wykazała przez dziewięć lat trwania monitoringu spadek wskaźnika rozpowszechnienia o 8%. Trend zmian wartości wskaźnika rozpowszechnienia u mewy siwej i srebrzystej można uznać za stabilny (Tabela II.16).



Rys. II.38. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech najliczniejszych gatunków mew w latach 2011-2019.

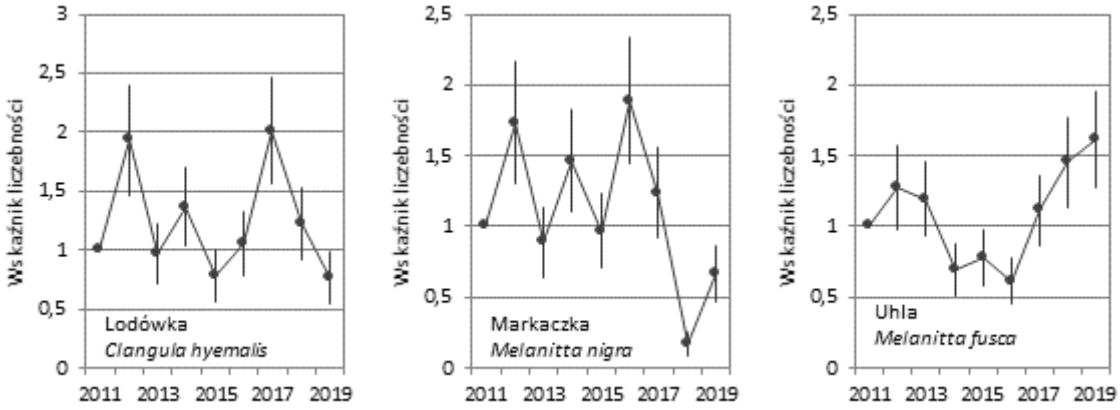
Wartości i trendy wskaźnika liczebności

Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011-2019 przeprowadzono dla pięciu najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych oraz dla nura czarnoszyjego (Tabela II.17). Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych.

Tabela II.17. Wskaźniki liczebności (**Wsk.licz.**) wraz z ich błędem standardowym (**SE**) otrzymane w 2019 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 wzrost, ↑↑ - silny wzrost, ↓ - umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ↔ - populacja stabilna, ? – trend niesprecyzowany.

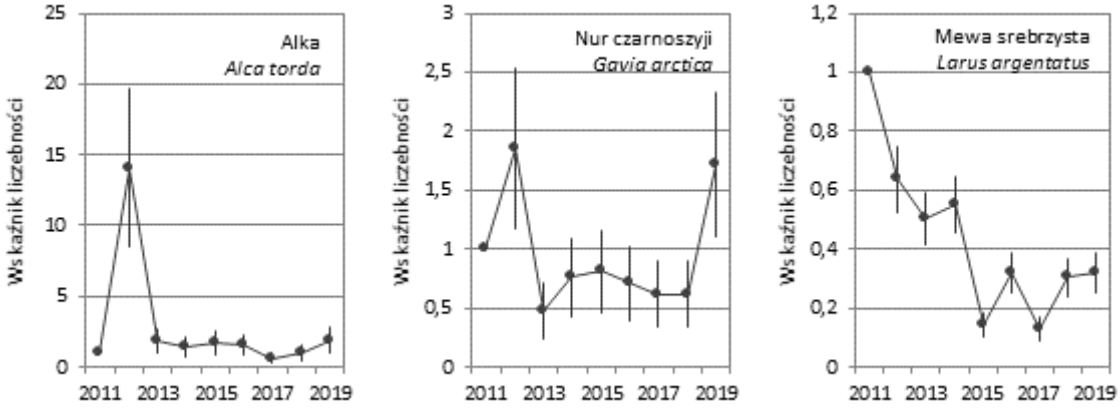
Nazwa gatunkowa	Wsk.licz	SE	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
Nur czarnoszyi *Gavia arctica*	1.7143	0.6114	0.9887	0.0351	?
Lodówka *Clangula hyemalis*	0.7689	0.2154	0.9803	0.0213	?
Markaczka *Melanitta nigra*	0.6699	0.2011	0.8812	0.027	↓↓
Uhla *Melanitta fusca*	1.6158	0.3403	1.0345	0.019	?
Mewa srebrzysta *Larus argentatus*	0.3204	0.0673	0.8464	0.0167	↓↓
Alka *Alca torda*	1.9216	0.8824	0.8846	0.034	↓

Spośród kaczek morskich, tylko uhla wykazuje stopniowy wzrost liczebności w ostatnich trzech latach (Rys. II.39). Jednak trend zmian jej liczebności w omawianym okresie czasu pozostaje nieokreślony (λ=1,0345; SE=0,019) z powodu wyraźnego spadku liczby ptaków w latach 2012-2016. Liczebność lodówki charakteryzowała się bardzo silnymi wahaniami, co skutkuje nieokreślonym trendem tych zmian (λ=0,9803; SE=0,019). Natomiast markaczka w omawianym okresie wyraźnie zmniejsza swoją liczebność wykazując istotny statystycznie ($p<0,05$), silny trend spadkowy (λ=0,8812; SE=0,0270) (Rys. II.39). W ostatnich kilkunastu latach kaczki morskie zimujące na Bałtyku wykazały silny trend spadkowy (Skov et al. 2011). Brak skoordynowanych liczeń ptaków morskich na całym Bałtyku nie pozwala na stwierdzenie, czy spadek liczby zimujących kaczek morskich zatrzymał się, czy też trwa nadal, a brak trendu spadkowego lodówki oraz stopniowy wzrost liczby uhli w polskiej strefie Bałtyku wynika z przemieszczeń ptaków między różnymi zimowiskami.



Rys. II.39. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2019. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy.

Alka wykazała istotny statystycznie (p<0,01), umiarkowanie spadkowy trend zmian liczebności (λ=0,8846; SE=0,0340), natomiast w przypadku mewy srebrzystej zanotowano silny, istotny statystycznie spadek liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku (λ=0,8464; SE=0,0167) (Rys. II.40). Wynik ten nie musi jednak świadczyć o rzeczywistym spadku liczebności tego gatunku, bowiem aktywność mew srebrzystych na morzu z dala od wybrzeży jest silnie uzależniona od aktywności kutrów rybackich. Gatunek ten bardzo licznie gromadzi się też na wybrzeżu, zwłaszcza w pobliżu portów rybackich i na wysypiskach odpadów komunalnych (Meissner et al. 2007). W przypadku alki w dużym stopniu na taki obraz zmian liczebności wpływa wynik z roku 2012, gdy zaobserwowano wyjątkowo dużą liczebność ptaków tego gatunku (Rys. II.40). Wskaźnik liczebności nura czarnoszyjego wykazał wyraźnie wyższą wartość niż w latach 2013-2018 (Rys. II.40). Jednak trend zmian liczebności tego gatunku w całym omawianym tutaj okresie pozostaje nieokreślony (λ=0,9887; SE=0,0351).



Rys. II.40. Trendy liczebności alki, nura czarnoszyjego i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2019. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy.

Podsumowanie

Zimą 2019 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach. Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są lodówka i uhla. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki jest w dużym stopniu ograniczone do Zatoki Pomorskiej, stąd jej wskaźnik rozpowszechnienia był niski. Pozostałe gatunki z grupy podstawowych nie przekroczyły 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków (Tabela II.11). Z grupy gatunków dodatkowych jedynie mewa srebrzysta *sensu lato* uzyskała bardzo wysokie wartości wskaźnika rozpowszechnienia (Tabela II.15).

Gatunkiem z grupy podstawowych, który wykazał wzrostowy trend wskaźnika liczebności w ostatnich trzech sezonach była uhla (Rys. II.39). Wynik ten może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji zimującej na Bałtyku, który wynosił 60% w stosunku do liczebności notowanej na przełomie lat 1980. i 1990 (Skov et al. 2011). Jednak nie można wykluczyć, że ten wzrost wskaźnika liczebności spowodowany jest zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie Bałtyku. W przypadku pozostałych dwóch gatunków kaczek morskich: lodówki i markaczki spadek liczby ptaków zimujących na Bałtyku w tym samym okresie wyniósł odpowiednio 65% i 47% (Skov et al. 2011). Wyniki uzyskane w ciągu dziewięciu lat monitoringu nie wykazały spadku liczebności lodówki zimujących w polskiej strefie Bałtyku, a analiza trendu wskazuje jedynie na spadek liczby markaczek (Rys. II.39). U lodówki wyraźne są bardzo duże wahania liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku z wyższymi liczebnościami w latach 2012, 2014 i 2016 (Rys. II.39), jednak na obecnym stanie wiedzy trudno jest wskazać przyczyny tego zjawiska. Zgromadzone dane pozwoliły na analizę trendu liczebności jeszcze dla dwóch gatunków z grupy podstawowych – alki i nura czarnoszyjego. W przypadku alki zmiany wskaźnika liczebności wykazały istotny statystycznie niewielki spadek, choć jest to spowodowane wyjątkowo licznym pojawem ptaków tego gatunku w roku 2012 (Rys. II.40). Liczebność nurów czarnoszyich wydaje się być na przestrzeni dziewięciu lat stabilna, choć w latach 2012 i 2019 odnotowano bardzo wysokie liczebności tego gatunku (Rys. II.40). Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych *sensu lato* w okresie 2011–2019 wyraźnie się zmniejszył (Rys. II.40). 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 dziewięcioletnim okresie badań jest poważnie 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 (Nilsson 2008, Skov et al. 2011), a w minionych sezonach zimowych były one bardzo zróżnicowane.

Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2019 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach. Po dziewięciu 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 Ławicy Słupskiej, na Zatoce Pomorskiej i Zatoce Gdańskiej. Są to ważne zimowiska tego gatunku w skali Bałtyku (Durinck et al. 1994, Skov et al. 2011).

Akwenami, na których uhla licznie przebywała we wszystkich sezonach była Zatoka Pomorska, a jej duże koncentracje regularnie stwierdzano w pasie wód przybrzeżnych na wschód od Władysławowa i przy Mierzei Wiślanej. Od roku 2015 gatunek ten liczniej zaczął pojawiać się na Ławicy Słupskiej. W przypadku markaczki, jedynym obszarem polskiej strefy Bałtyku, który gromadzi znaczną liczbę ptaków jest Zatoka Pomorska (Skov et al. 2011). 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. Taki obraz rozmieszczenia tego gatunku powtórzył się także w 2019 roku (Rys. II.31).

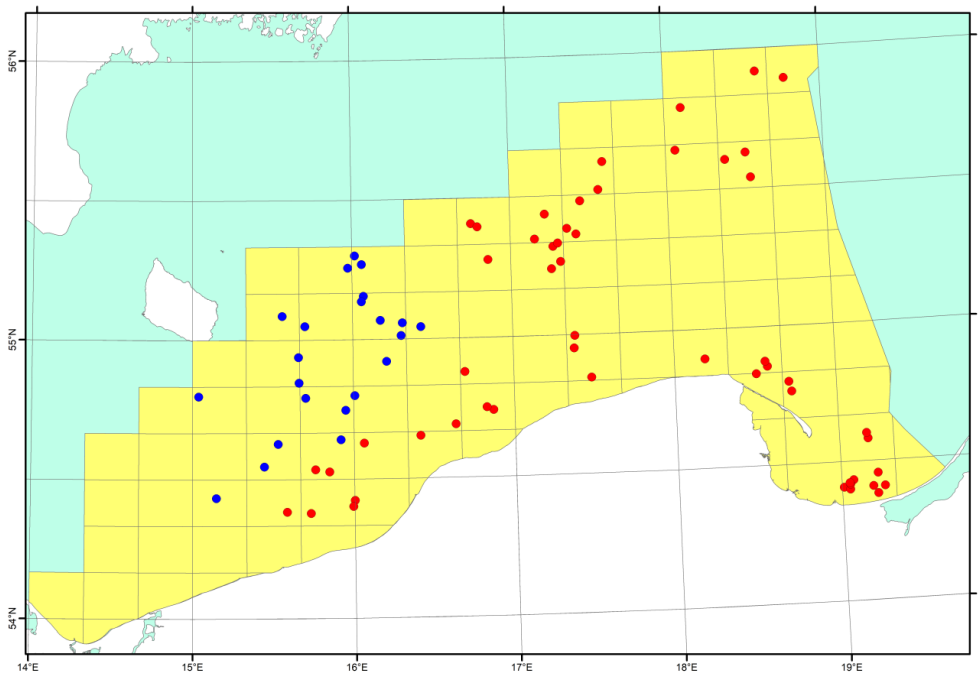
Podobnie jak w latach ubiegłych zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało w środkowej części pasa wód terytorialnych. Wynik ten jest zbieżny z danymi z badań prowadzonych w styczniu 2005 roku (W. Meissner – dane niepublikowane, Skov et al. 2011). Prawdopodobnie w tej części polskiej strefy Bałtyku 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 & Skov 1996, Garthe & Hüppop 2004, Kaiser et al. 2006), a w tej okolicy znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie.

II.3.2.2. Ryby

Indeks wielkich ryb w wodach otwartych (LFI)

Indeks LFI odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, obserwowanych w połowach badawczych, związanych z realizacją zadań dotyczących oceny 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 ryb[1]. 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, do oceny jest stosowana wyznaczona w 2011 roku granica pomiędzy subGES a GES.
W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskiego wybrzeża, dokonuje się oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza (odpowiadającej podobszaru ICES 26) i zachodniej części (odpowiadającej podobszaru 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 2019 roku użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskiej strefie ekonomicznej, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 58 stacji polskich oraz 23 stacji duńskich (Rys. II.41).

[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.41. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2019 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (58); ● stacje duńskie (23).

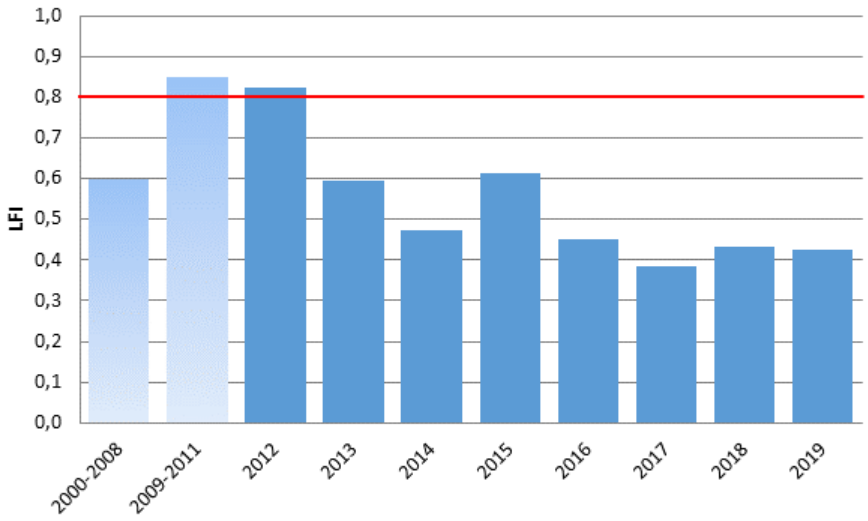
Ocena stanu środowiska w zakresie cechy 1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny

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. Tendencje 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 zadecydowano, 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.
Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2019 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.

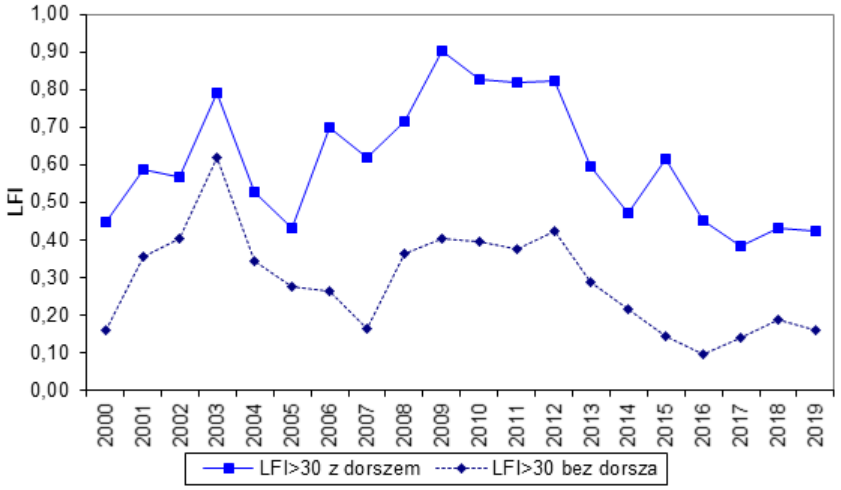
LFI dla strefy otwartego morza - część zachodnia (ICES 25)

W ocenie za rok 2019 wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,42 dla podobszaru ICES 25. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES (Rys. II.42; Rys. II.46, Tabela II.18).
Poniżej zamieszczone krzywe przedstawiają udział dużych ryb w połowach BITS w okresie 2000-2019 (Rys. II.43). 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.

W przypadku podobszaru ICES 25, uzyskana wartość wskaźnika LFI (0,42) jest niemal identyczna jak w roku ubiegłym. Odnotowano jej minimalny spadek o 0,01. Od 4 lat wartość wskaźnika utrzymuje się na zbliżonym poziomie – pomiędzy 0,38 a 0,45. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również nieznacznie zmalała i wynosi obecnie 0,16. Analiza obu wskaźników wskazuje na niewielki spadek biomasy dużych dorszy i dużych storni w populacji, a co za tym idzie nieznaczne pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w podobszarze 25. Uzyskana w 2019 r. wartość LFI jest niska w stosunku do wartości progowej (odpowiednio: 0,42 i 0,8).



Rys. II.42. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2019 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

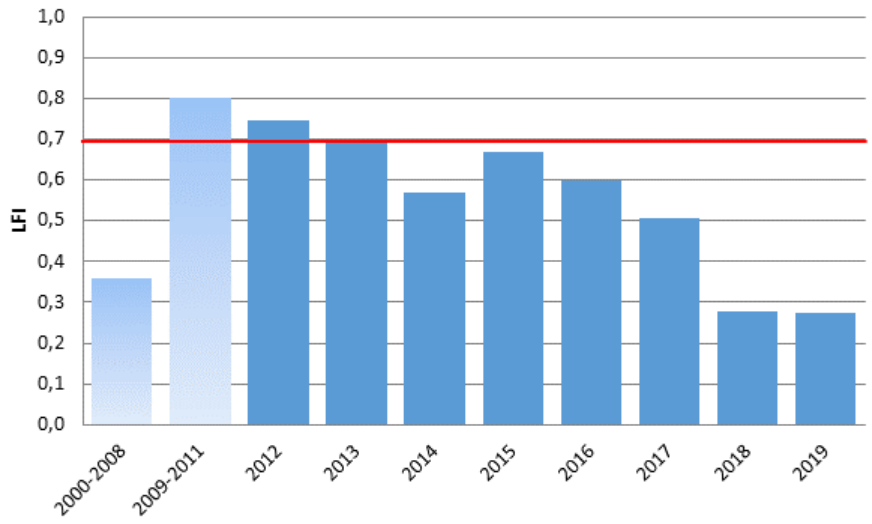


Rys. II.43. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2019 w podobszarze ICES 25.

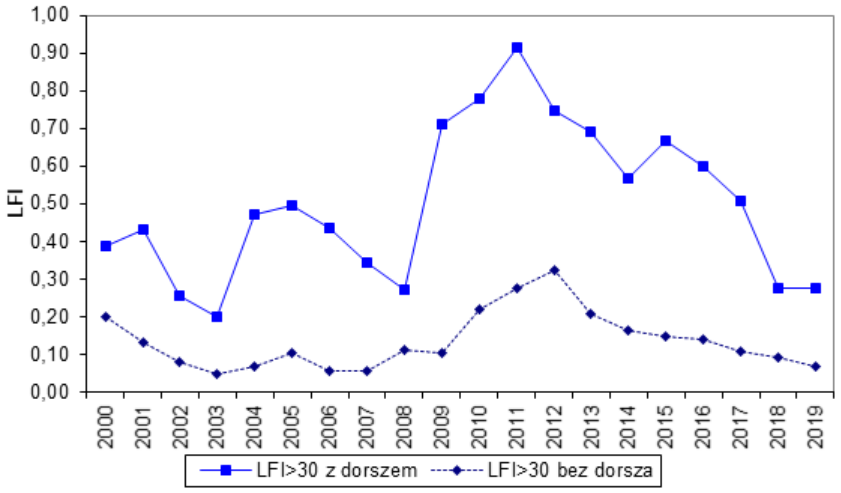
LFI dla strefy otwartego morza - część wschodnia (ICES 26)

W ocenie za rok 2019 wartość wskaźnika LFI wynosiła dla podobszaru ICES 26 0,27. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu - subGES (Rys. II.44.; Rys. II.46., Tabela II.18).
Wykres obrazujący udział dużych ryb w okresie 2000-2019 dla podobszaru ICES 26 (Rys. II.45) 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 obszarów morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.

W podobszarze ICES 26, wartość wskaźnika LFI (0,27) jest zbliżona do wartości z roku poprzedniego. Po gwałtownym spadku odnotowanym między rokiem 2017 a 2018 utrzymuje się na zbliżonym poziomie. Nie nastąpiło więc zmniejszenie biomasy dużych dorszy. Na tej podstawie możemy wnioskować, że nie nastąpiło dalsze pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza uległa nieznacznemu zmniejszeniu. To stopniowe zmniejszanie jest obserwowane od 2012 roku, co wskazuje na spadek biomasy storni większych niż 30cm w podobszarze 26. Uzyskana w 2019 r wartość LFI jest bardzo niska w stosunku do wartości progowej (odpowiednio: 0,27 i 0,7).



Rys. II.44. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2019 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

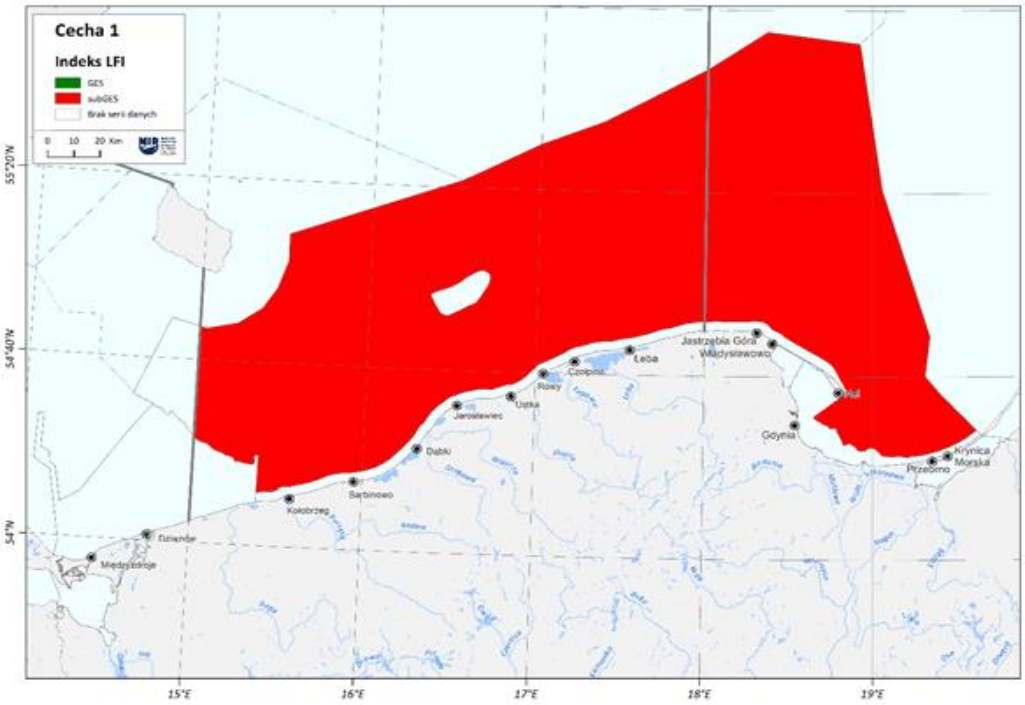


Rys. II.45. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2019 w podobszarze ICES 26.

Ocena stanu środowiska w wybranych typach biotycznych wód POM

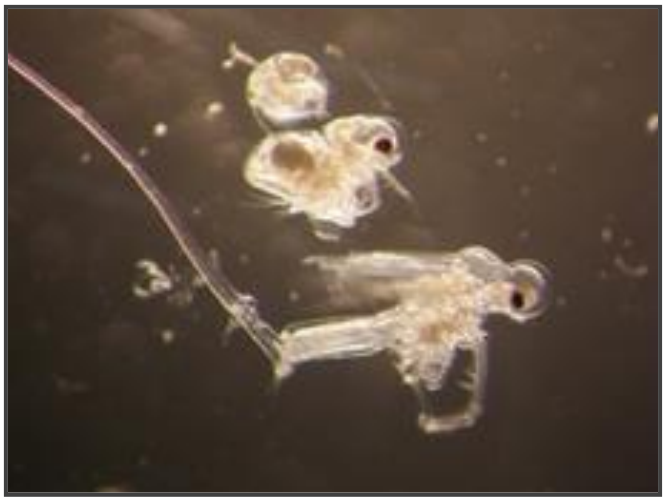
Tabela II.18. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2018 roku.

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



Rys. II.46. Ocena stanu środowiska dla cechy 1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2019 r.

II.3.2. Siedliska Pelagiczne



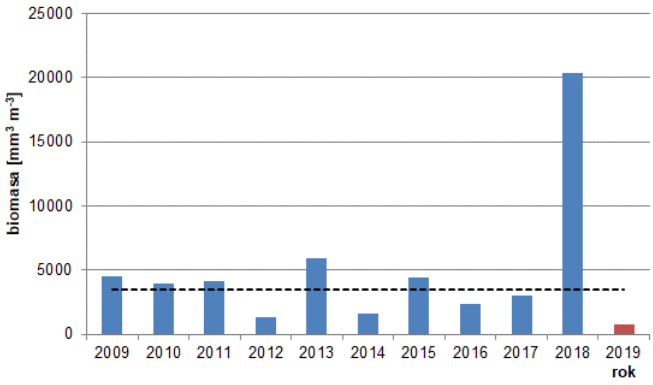
II.3.2.1. Fitoplankton

W ramach prowadzonego Monitoringu Morza Bałtyckiego w strefie głębokomorskiej w 2019 roku, badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej - stacja P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz stacja wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego (ZP6), w wodach otwartych 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 płd.-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. P5). 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 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 jeden wskaźnik ma status wskaźnika operacyjnego, w oparciu o który możliwe jest określenie stanu fitoplanktonu. Jest 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 µg dm^{-3}. W związku z faktem braku zanotowania biomasy bruzdnic bądź okrzemek powyżej w/w granicy w 2019 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

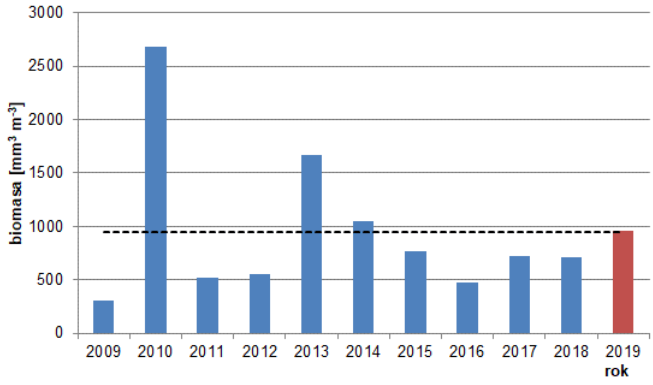
W 2019 w ramach analizy zmienności struktur fitoplanktonu dokonano porównania wartości średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2009-2018 z wynikami uzyskanym w 2019 roku. Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasę z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2009-2018, do wyliczenia wartości średnich nie włączano pojedynczych wartości ekstremalnych (np. zanotowanej na stacji KW w 2018 roku).
W przypadku stacji zalewowych (ZP6, KW), ze względu na małą 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, P5) metrów. W 2019 roku notowano, w przeważającej liczbie stanowisk, spadek biomasy fitoplanktonu w stosunku do 2018 roku. Wyjątek stanowi stacja ZP6 z rejonu Zalewu Puckiego, w przypadku której zanotowano najwyższą biomasę w ciągu minionych 5 lat (Rys. II.48). Spośród stanowisk, w przypadku których zanotowano największy spadek biomasy

fitoplanktonu w lecie, należy wymienić stację z rejonu Zalewu Wiślanego – stacja KW (Rys. II.47) oraz K6 ze strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (Rys. II.51). W przypadku wszystkich stacji (z wyjątkiem ZP6) notowane w 2019 wartości biomasy z lata były niższe od średniej z wielolecia 2009-2018.

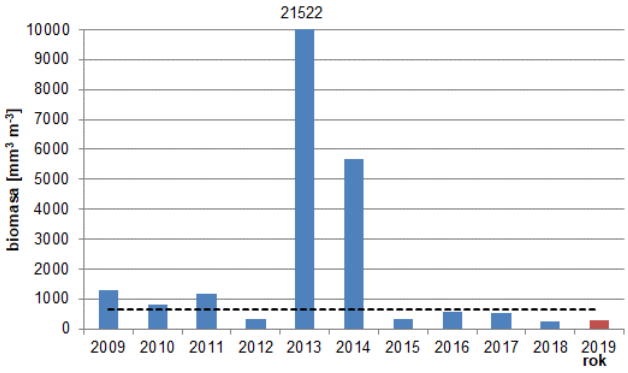


Rys. II.47. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.

W polskich wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej na stacji wysokiej częstotliwości - ZP6 (Rys. II.48) średnia biomasa fitoplanktonu w lecie była wyższa niż w 2018 roku oraz wyższa w stosunku do stacji P110 z rejonu centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.49) Wartości biomasy w 2018 roku znajdowały się powyżej (st. ZP6) oraz poniżej (st. P110) wartości średniej z wielolecia dla tych stacji.



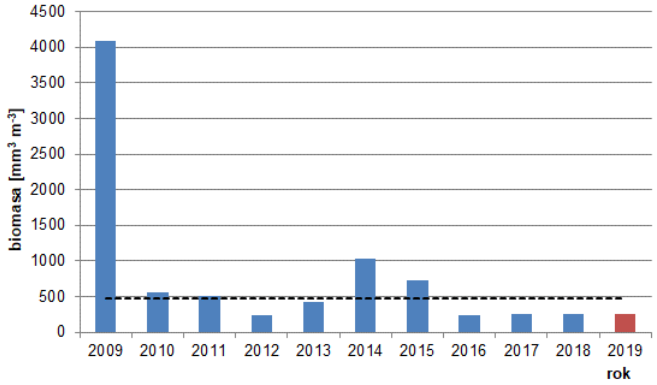
Rys. II.48. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.



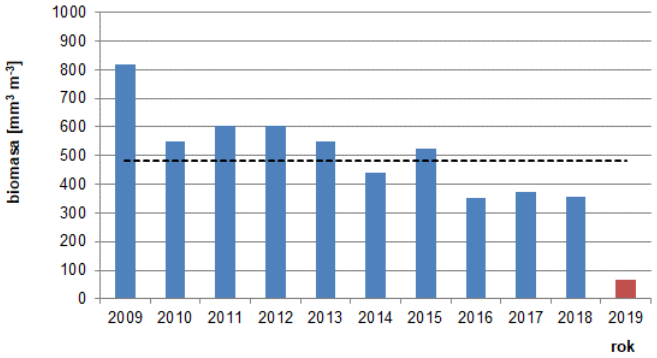
Rys. II.49. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.

W przypadku stacji monitoringowych położonych w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża, tj. Ł7 (Rys. II.50), K6 (Rys. II.51) oraz P16 (Rys. II.52), średnie wartości biomasy w miesiącach letnich ulegały fluktuacjom w latach 2009 – 2018 (szczególnie widoczne w przypadku st. Ł7, st. P16). Analiza danych ze stanowisk P16 oraz K6 wykazała wystąpienie w 2019 roku najniższych wartości biomasy w analizowanym wieloleciu. Jest to szczególnie widoczne w przypadku stacji K6, gdzie zdaje się uwidaczniać spadkowy trend średniej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich, a wartość biomasy uzyskana w 2019 roku jest 5 krotnie niższa od najniższej zanotowanej wartości w latach 2009-2018. W przypadku stacji Ł7 nie zanotowano zmian w wartościach biomasy z lata, a sytuacja ta utrzymuje się już od 4 lat. Wszystkie zanotowane w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża wartości biomasy były zdecydowanie niższe od średniej z wielolecia 2009-2018.

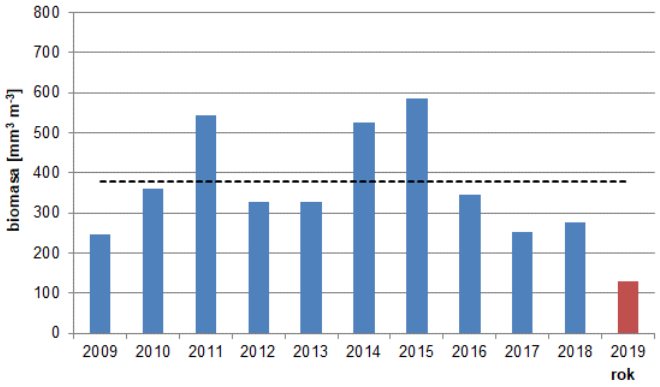
W rejonie Zatoki Pomorskiej na stacji B13 notowano w latach 2009-2018, podobnie jak miało to miejsce w przypadku strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża, fluktuacje wartości średniej biomasy w miesiącach letnich, również w stosunku do średniej wartości z wielolecia (Rys. II.53). Wody Zatoki Pomorskiej znajdują się pod wpływem znaczącego oddziaływania wód morskich oraz rzeki Odry, co może wpływać na znaczne wahania w dynamice rozwoju struktur fitoplanktonu w tym akwenie. Pomimo, iż wartość biomasy z lata 2019 roku była najniższa spośród notowanych w wieloleciu to jednocześnie była to wartość zbliżona do poziomów notowanych w latach 2015-2016, znacznie poniżej wartości średniej z wielolecia 2009-2018 dla tej stacji.



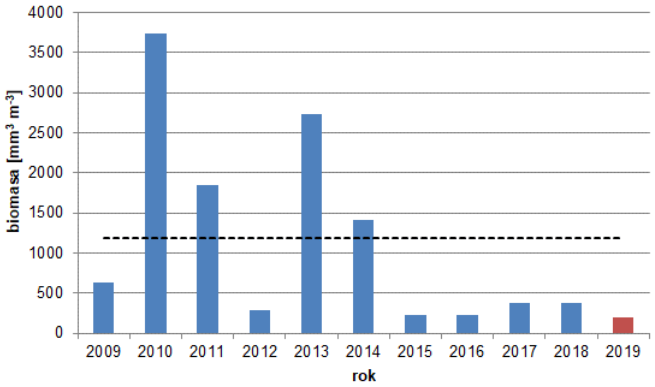
Rys. II.50. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.



Rys. II.51. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.

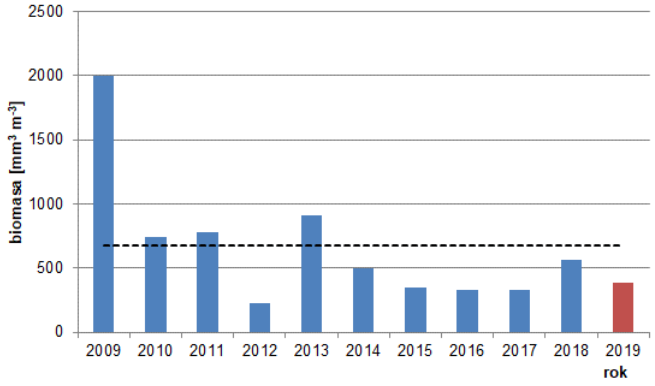


Rys. II.52. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.

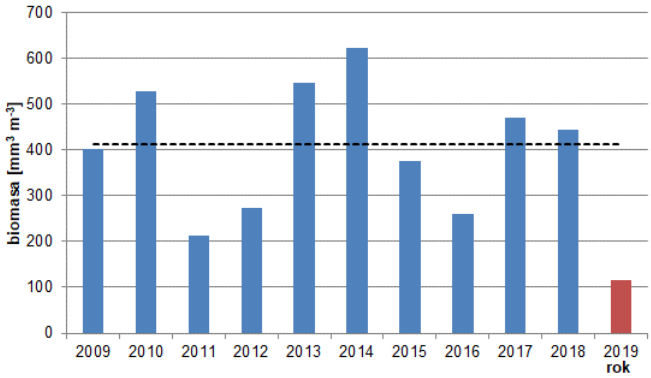


Rys. II.53. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.

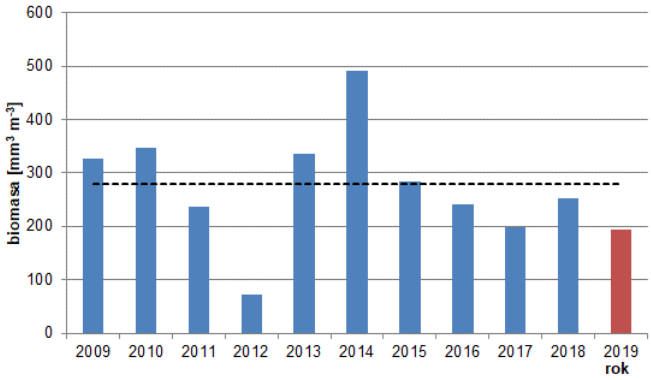
W 2019 roku w strefie głębokowodnej otwartego morza najwyższe średnie wartości biomasy z lata notowano w rejonie Głębi Gdańskiej (Rys. II.54), niższe w rejonie Głębi Bornholmskiej (Rys. II.56), a najniższe w rejonie płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.55). W przypadku wszystkich wymienionych lokalizacji zanotowano spadek wartości biomasy w miesiącach letnich, który w przypadku stacji P140 skutkował stwierdzeniem najniższej wartości biomasy w analizowanym wieloleciu.



Rys. II.54. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.



Rys. II.55. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.



Rys. II.56. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r.

Podsumowując, z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż średnia biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich w 2019 roku nie przekroczyła wartości średnich z lat 2009-2018. W przypadku większości stacji monitoringowych zanotowano spadek wartości w porównaniu z rokiem 2018, a w przypadku stanowisk KW, K6 oraz P140 spadek nazwać można drastycznym. Jedynie w przypadku stacji z rejonu Zalewu Puckiego (st. ZP6), centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110) oraz wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) nie zanotowano spadku biomasy, a w przypadku pierwszej z wymienionych stacji zanotowano nawet ewidentny jej wzrost. Spośród stanowisk, w przypadku których notowane wartości biomasy z lata w ostatnich 4-5 latach nie ulegały znacznym zmianom, wymienić należy stacje ZP6, P110. Ł7, B13, P1 oraz P5, a w przypadku stacji K6 oraz P16 uwidacznia się trend spadkowy biomasy fitoplanktonu.

II.3.2.2. Zooplankton

Morze Bałtyckie jest jednym z największych na świecie zbiorników o charakterze słonawym, a lokalizacja w strefie klimatu borealnego determinuje typ organizmów w nim żyjących. Bałtyk charakteryzuje się specyficznym rozkładem zasolenia rosnącego od Zatoki Fińskiej i Botnickiej (zasolenie 2) w stronę Cieśnin Duńskich (zasolenie 16-20). Taki rozkład zasolenia ma znaczący wpływ na bioróżnorodność Morza Bałtyckiego.
Zooplankton (gr. ζῷον zôion – "zwierzę"; πλαγκτός planktós – "błąkający się") jest to szereg drobnych organizmów bezkręgowych dryfujących masowo w warstwie pelagicznej zbiorników wodnych. W skład zooplanktonu wchodzą przedstawiciele m. in. wrotków, wioślarek i widłonogów. 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

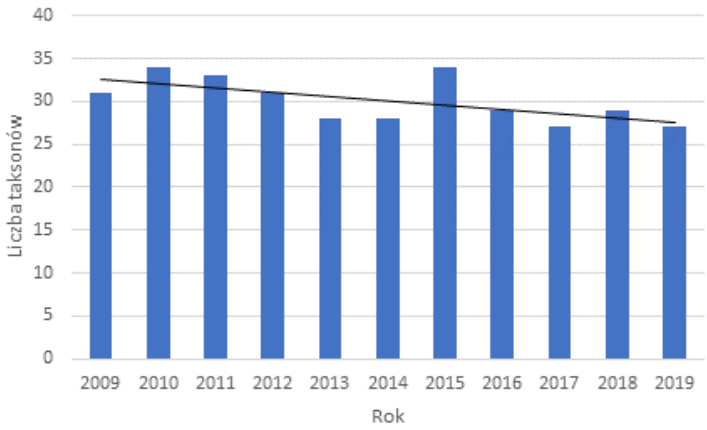
wody są: presja ze strony drapieżników takich jak ryby planktonożerne, np. śledziowate i dorsz (żywi się zooplanktonem głównie w stadium juwenilnym) i czynniki fizykochemiczne środowiska takie jak temperatura, czy stężenie tlenu. Zooplankton żywi się głównie fitoplanktonem, dzięki czemu może niwelować 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 2019r. 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. P5) i południowo – wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) (Rys. II.2). Na każdej ze stacji pobierano materiał do badań po 5 razy w roku z wyjątkiem stacji ZP6, gdzie próby pobierano 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 2019 roku stwierdzono występowanie łącznie 27 taksonów zooplanktonu, czyli o dwa mniej niż w roku 2018. W 2019 r. licznie występowały organizmy należące do podgromady Copepoda oraz do nadrzędu Cladocera (Tabela II.19). Pozostałe taksony należały do organizmów meroplanktonowych czyli takich, które zaliczane są do zooplanktonu jedynie w postaci określonych stadiów rozwojowych (np. larwy wieloszczetów, skorupiaków, ślimaków, małży, mszywiołów), a także ichtioplankton (larwy ryb),
W 2019 roku najbardziej różnorodnymi pod względem ilości gatunków były stacje głębokomorskie – P1 i P110 gdzie zanotowano 19 taksonów (Tabela II.19). Stacją, na której stwierdzono najmniejszą liczbę taksonów była stacja z rejonu Zalewu Wiślanego (KW) – 12 (Tabela II.19). Stacją płytkowodną, na której zanotowano najwięcej taksonów była P16 - 18, natomiast najmniej taksonów zanotowano na stacji Ł7-14 (Tabela II.19).

Tabela II.19. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2019 r.

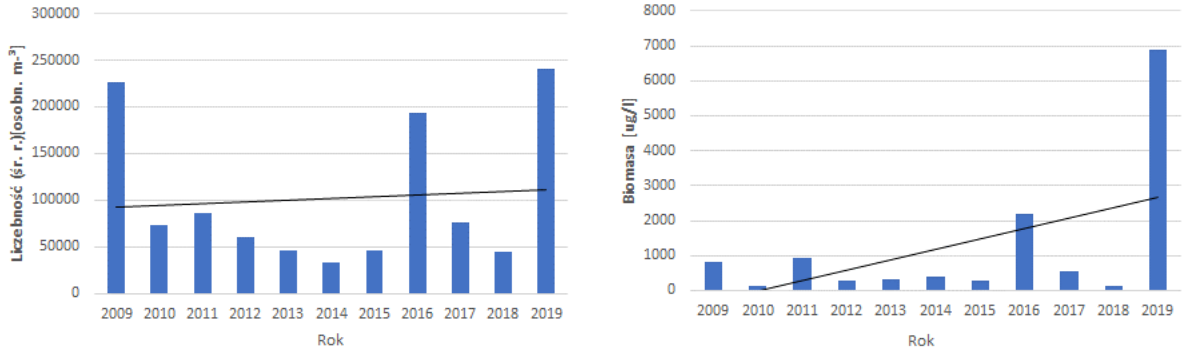
Grupa	Takson	B13	K6	KW	L7	P1	P110	P140	P16	P5	ZP6
Cladocera	*Alona quadrangularis*		X				X		X		
	Bosmina longispina	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Daphnia cucullata			X							
	Diaphanosoma brachyurum	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Evadne nordmanni	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Podon intermedius	X									
	Podon polyphemoides	X				X	X	X	X	X	X
Copepoda	Copepoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Calanoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Acartia bifilosa	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Acartia longiremis	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Acartia tonsa			X							X
	Centropages hamatus	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Eurytemora affinis			X			X				X
	Pseudocalanus minutus	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Temora longicornis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae	X	X		X			X	X		
	Oithona similis	X	X			X		X		X	
	Harpacticoida			X			X				
Varia	Fritillaria					X	X	X		X	
	Hydromedusae					X	X	X	X	X	
	Bivalvia		X		X	X	X	X	X	X	X
	Gastropoda	X	X								X
	Pisces					X				X	
	Polychaeta		X	X		X	X		X	X	X
	Decapoda				X	X			X		
	Rotifera	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Razem		16	17	12	14	19	19	17	18	18	17

W 2019 r. na wszystkich 10 stacjach dominowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Acartia longiremis*, *Temora longicornis* i stadia rozwojowe nauplius (w tabeli pod nazwą Copepoda) oraz copepodit I-III (Calanoida) (Tabela II.19). Najbardziej rozpowszechnionym gatunkiem z nadrzędu Cladocera była *Bosmina longispina*, a zaraz po niej *Evadne nordmanni* (Tabela II.19). Słodkowodna wioślarka *Diaphanosoma brachyurum* pojawiła się w 2019 r. tylko na stacji z Zalewu Wiślanego KW (Tabela II.19). Trzy gatunki z podgromady Copepoda, które pojawiły się na wszystkich stacjach to *Acartia bifilosa*. *Centropages hamatus* i *Temora longicornis*. W 2019 r. odnotowano obecność słodkolubnego widłonoga *Oithona similis* zaliczanego do rzędu Cyclopoida, który wystąpił na stacjach P1 i P5 oraz nielicznie na stacjach B13, K6, P140. *Oithona similis* jest gatunkiem eurytermalnym i euryhalinowym, przez co może dostosować się do różnych warunków środowiskowych jak np. różne zasolenie. Ze względu na brakiczny typ morza jakim jest Bałtyk, widłonóg ten spotykany jest w rejonach otwartego morza. Zauważono, że gatunek ten zazwyczaj pojawia się na dużych głębokościach poniżej halokliny. Z gatunków opisanych w tabeli (Tabela II.19) jako „Varia" na każdej stacji przez cały rok stwierdzono obecność wrotków (Rotifera). Na 8 stacjach pojawiły się organizmy klasyfikowane jako Bivalvia, kolejną liczną grupą organizmów były Polychaeta, które wystąpiły na 7 stacjach. Stwierdzono również obecność osobników dorosłych jak i larwalnych meduz (Hydromedusae), które występowały na 5 stacjach (Tabela II.19). Na Rys. II.57 przedstawiono zmiany

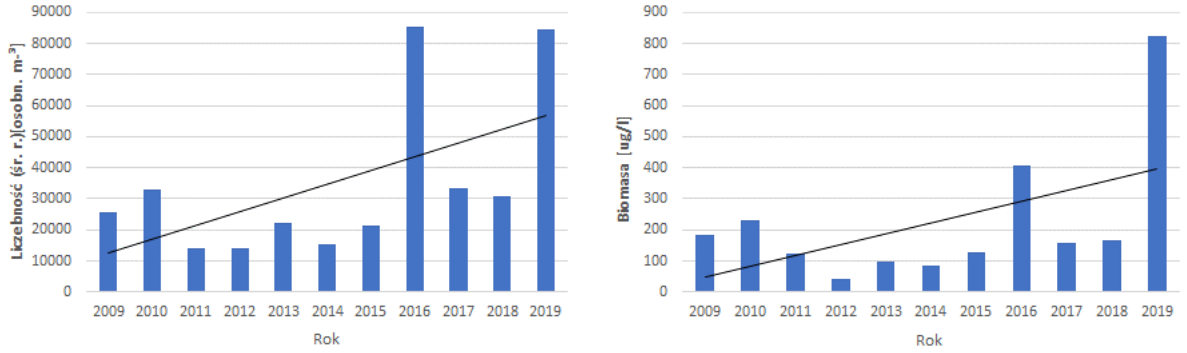
w ilości taksonów zooplanktonu stwierdzonych na wszystkich stacjach monitoringowych w latach 2009-2019. Rokiem, w którym zanotowano największą różnorodność gatunkową był 2015r – 34 taksony, a najniższą 2017 i 2019r. Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w roku 2018 (Rys. II.58-Rys. II.67).



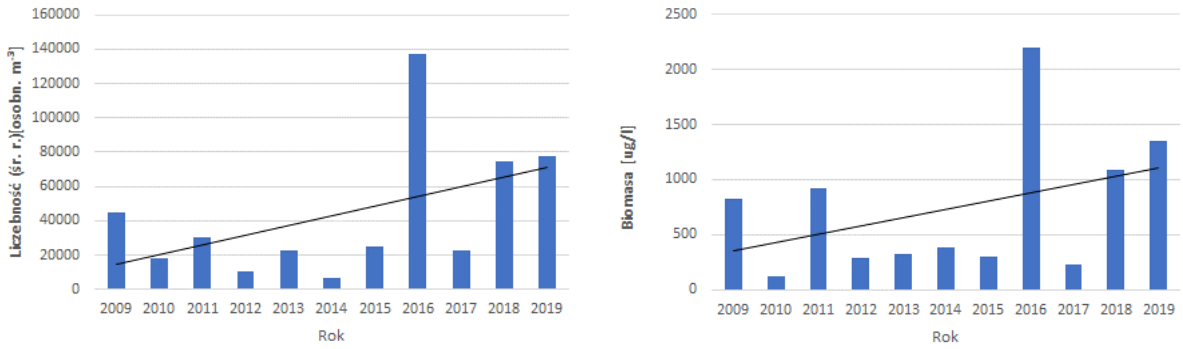
Rys. II.57. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2009-2019 r na wszystkich monitorowanych stanowiskach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.



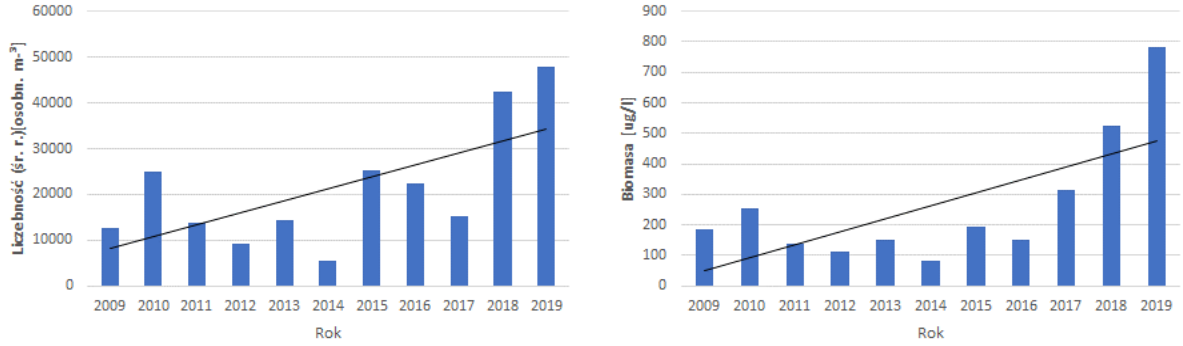
Rys. II.58. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



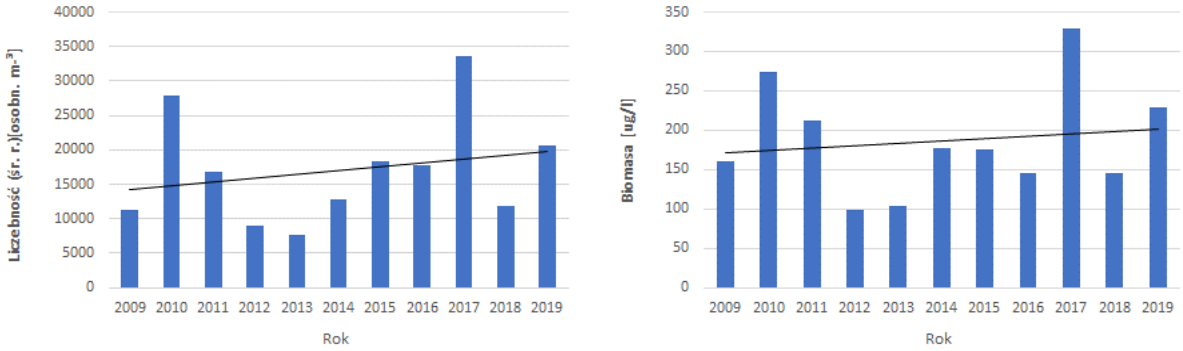
Rys. II.59. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



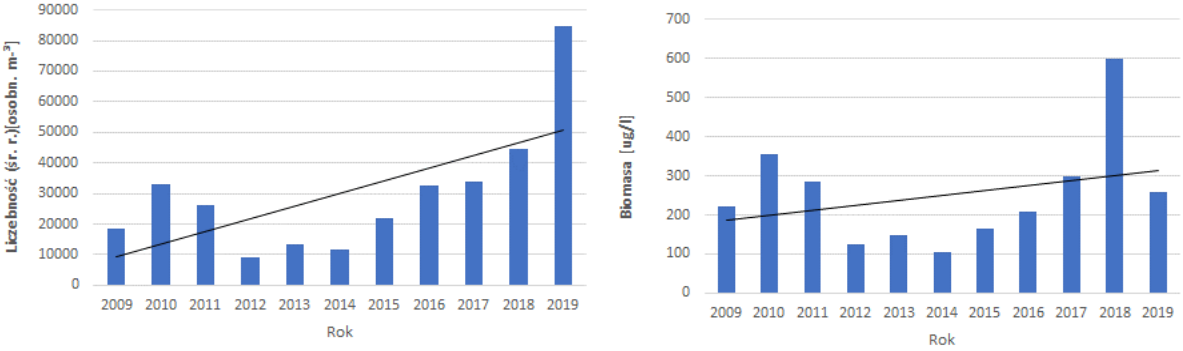
Rys. II.60. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



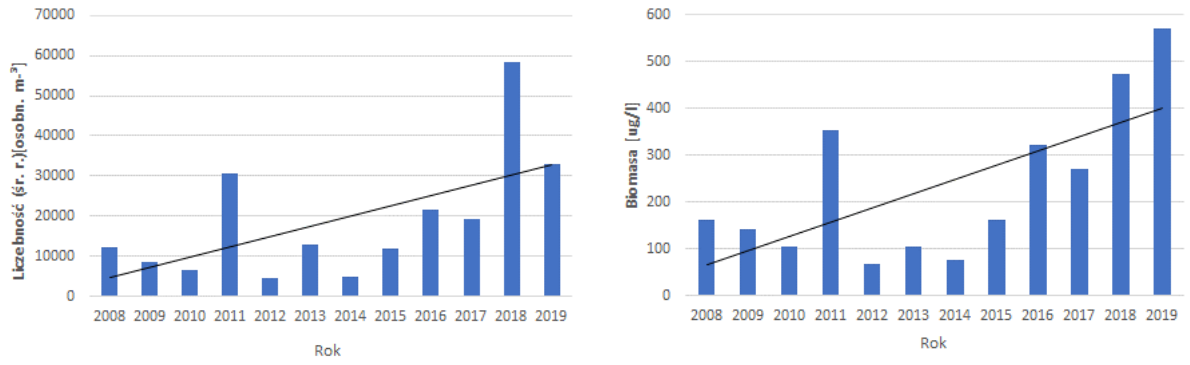
Rys. II.61. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



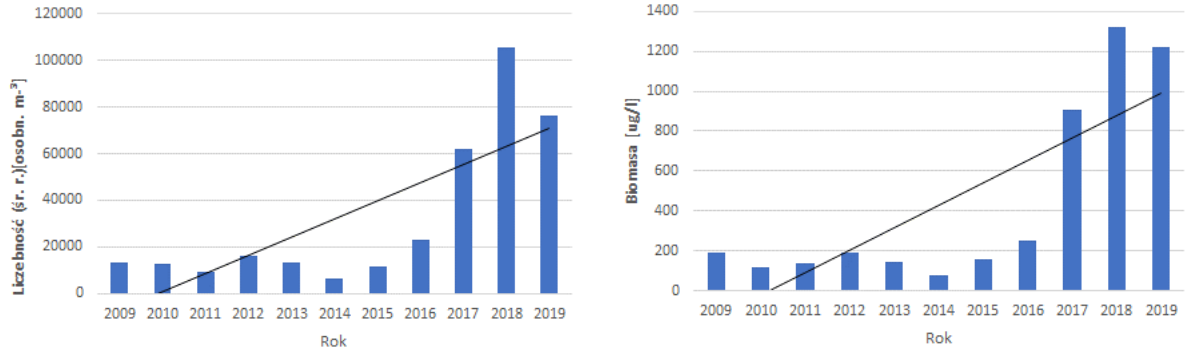
Rys. II.62. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



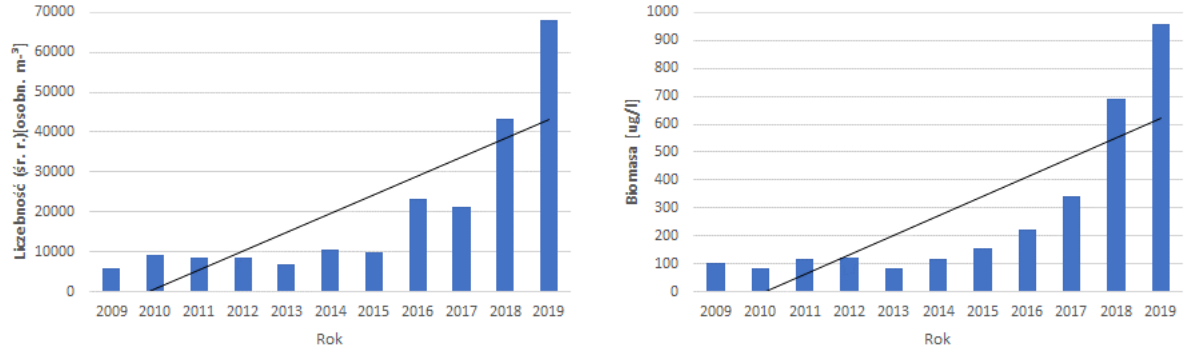
Rys. II.63. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



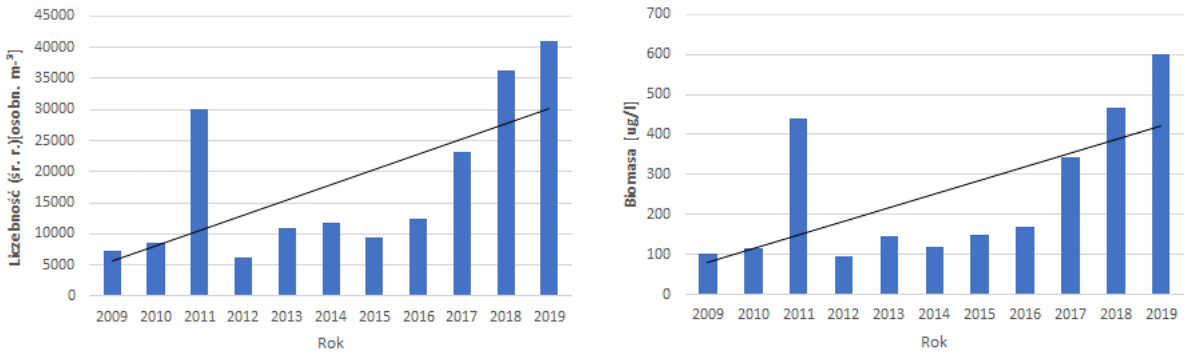
Rys. II.64. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.65. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.66. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach płd.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.67. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja

Średnia roczna liczebność i biomasa zooplanktonu na stacjach z Zalewu Wiślanego (KW) i Zalewu Puckiego (ZP6) wykazała gwałtowny wzrost w stosunku do lat poprzednich (Rys. II.58, Rys. II.59). Ostatni tak duży wzrost liczebności i biomasy zooplanktonu zanotowano w roku 2016. W przypadku stacji KW wysoka liczebność spowodowana była obecnością przedstawicieli Polychaeta i *Diaphanosoma brachyurum*. W lipcu na stacji ZP6 oznaczono wysokie ilości wioślarki *Bosmina longispina*. Na stacjach płytkowodnych Ł7, P16, K6 widać łagodny wzrost liczebności i biomasy w stosunku do roku 2018 (Rys. II.60.-Rys. II.62). Jedynie na stacji B13 stwierdzono spadek (Rys. II.63). Stacje głębokomorskie P1, P110 wykazywały się spadkiem liczebności zooplanktonu (Rys. II.64-Rys. II.65), a stacje P5, P140 jego wzrostem (Rys. II.66-Rys. II.67). Na stacji P140 w 2019 r. stwierdzono licznie występujące osobniki ze wszystkich najczęściej spotykanych gatunków bałtyckich widłonogów jak *Acartia longiremis*, *Acartia bifilosa*, *Temora longicornis*, *Centropages hamatus*, *Pseudocalanus minutus*. Taką samą sytuację zaobserwowano na stacji P1. gdzie dodatkowo oznaczono licznie gatunek wioślarki *Bosmina longispina*. W roku 2019 na wszystkich stacjach zaobserwowano spadek ilości Rotifera w stosunku do wartości notowanych w 2018 roku.

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:

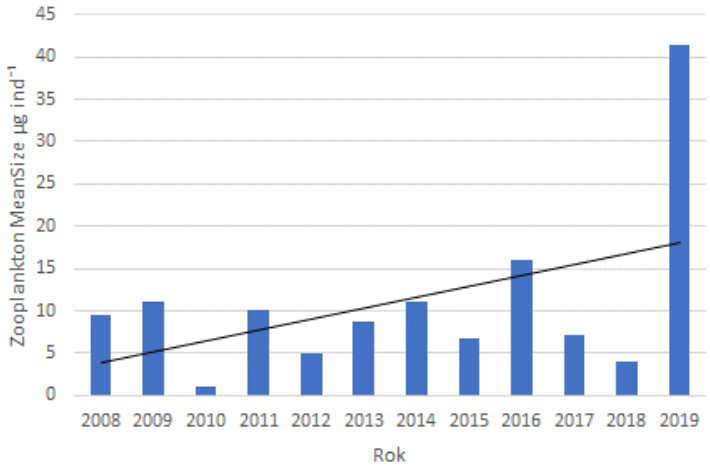
1. Struktura wielkościowa zooplanktonu (ang. mean size) – określana jako iloraz całkowitej liczebności i całkowitej biomasy,
2. Całkowita biomasa zooplanktonu

Wskaźnik liczony jest dla miesięcy letnich (średnia z miesięcy czerwiec-wrzesień)
Wartości graniczne składowych wskaźnika wyznaczono jedynie dla wód Basenu Gdańskiego i wynoszą one:

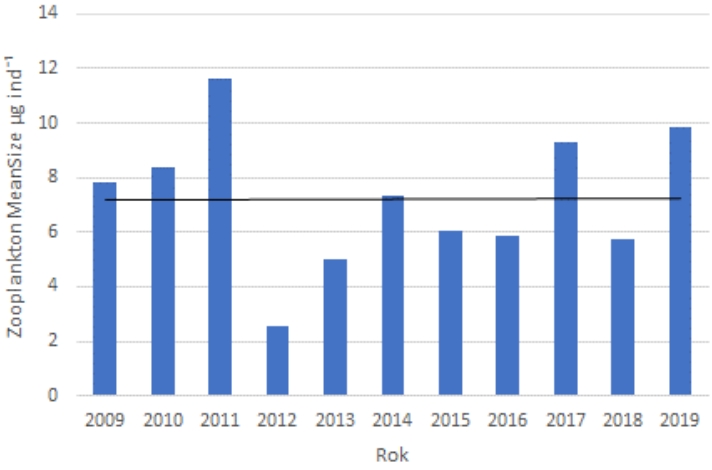
Struktura wielkościowa zooplanktonu (Mean size – MS) (VI-IX) – **10,2 ug ind**
Całkowita biomasa (Total stock – TS) (VI-IX) – **103 mg m^{-3}**

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

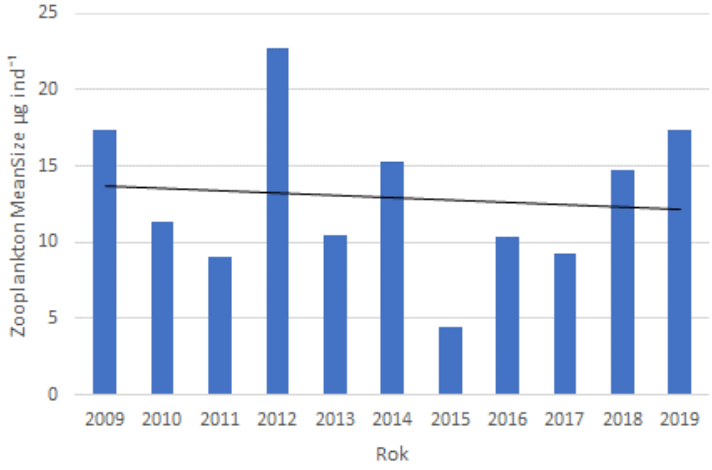
W przypadku pozostałych stacji ze względu na brak wartości progowych, sporządzono wykresy zmienności składowej MS (Mean size) wskaźnika MSTS w roku 2019 w odniesieniu do 10- lecia. (Rys. II.68-Rys. II.76).
Wyniki oceny wskaźnika MSTS dla stacji P1 zobrazowano na Rys. II.77. Stacja P1 na podstawie wartości progowej wykazuje dobry stan środowiska (GES).



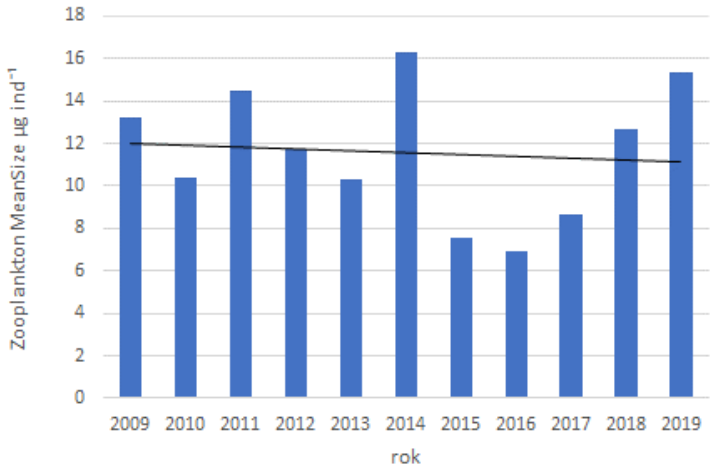
Rys. II.68. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Wiślany (st. KW) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



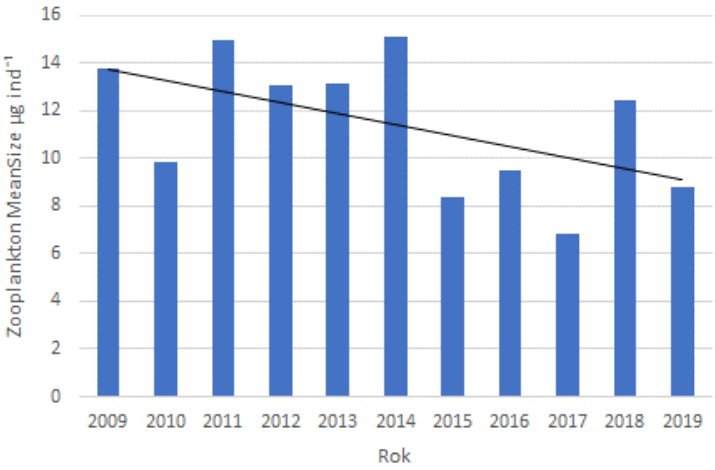
Rys. II.69. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Pucki (st. ZP6) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



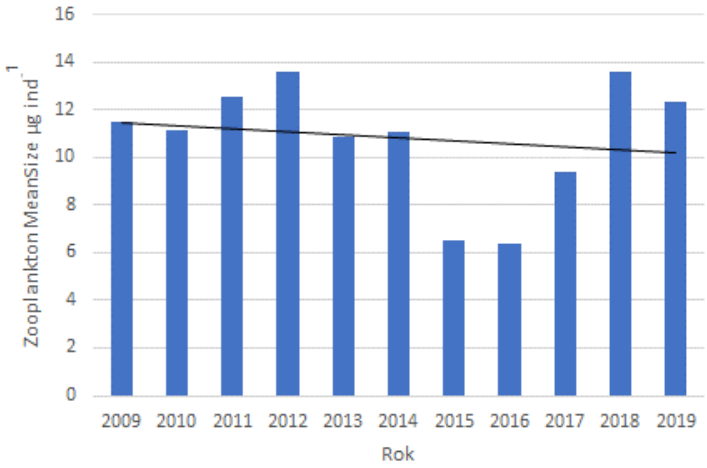
Rys. II.70. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



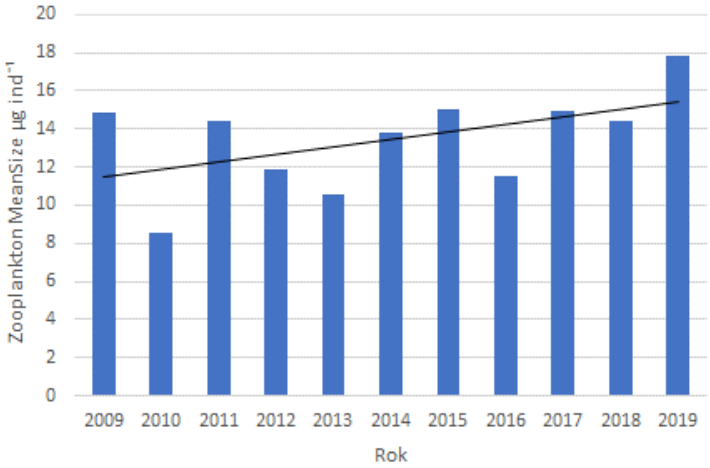
Rys. II.71. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



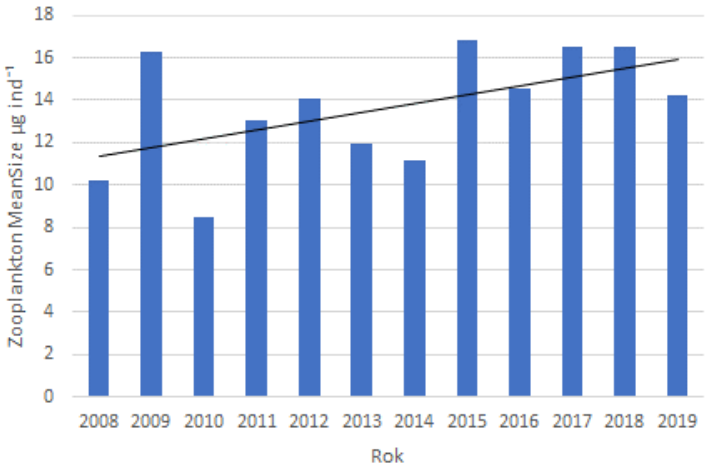
Rys. II.72. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



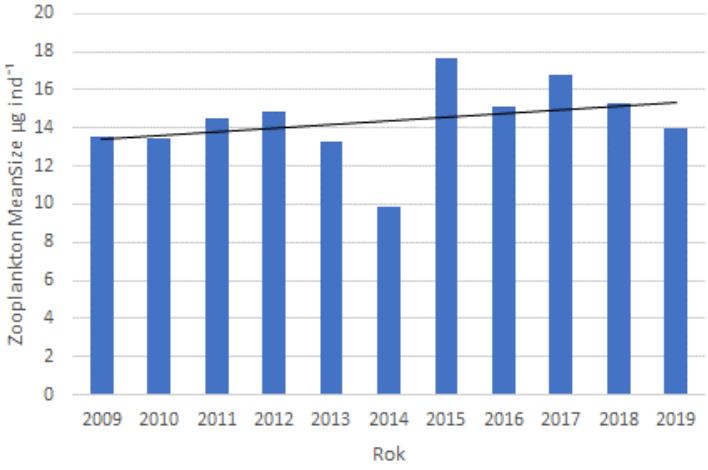
Rys. II.73. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



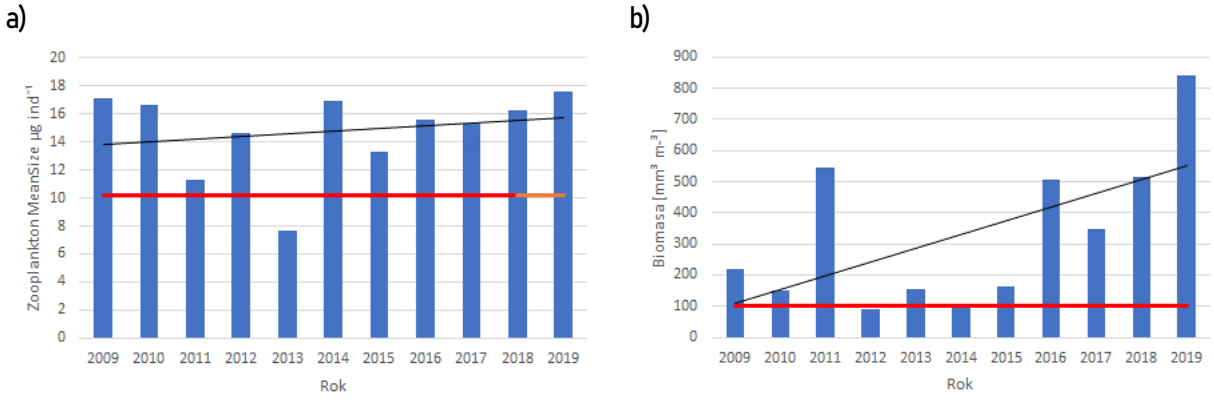
Rys. II.74. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



Rys. II.75. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach płd.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



Rys. II.76. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



Rys. II.77. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja, linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu dla Mean Size GES – 10,2 µg, dla biomasy - 103 mg m^{-3}

II.3.3. Siedliska Bentosowe

II.3.3.1. Makrofity

W roku 2019 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, w rejonie Ławicy Słupskiej, umiejscowionych w obszarze Basenu Bornholmskiego oraz w obrębie JCWP Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej (Rys. II.2). Na podstawie próbek zebranych w okresie szczytu rozwoju roślin zakorzenionych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie zanikania czynności fizjologicznych makrofitobentosu (wrzesień oraz listopad w przypadku Ławicy Słupskiej), wyliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1). Jest on oparty na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do biomasy całkowitej makrofitów, na podstawie średnich wartości z dwóch sezonów pomiarowych,

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n B}{\sum_1^n Bc}$$

gdzie:
B – biomasa gatunków wieloletnich (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccotylus truncatus*, *Ceramium spp.*, *Vertebrata fucoides*, *Ceratophyllum demersum*, *Chara spp.*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton spp.*, *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*),
Bc – całkowita biomasa makrofitów.

Granicę 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.20).

Tabela II.20. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1, wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).

Przedział wartości wskaźnika SM_1	Stan ekologiczny (klasa)	
	wg RDW	wg RDMS
$0,95<SM_1\leq1,0$	bardzo dobry (I)	GES
$0,80<SM_1\leq0,95$	dobry (II)	
$0,57<SM_1\leq0,80$	umiarkowany (III)	subGES
$0,2<SM_1\leq0,57$	słaby (IV)	
$0\leq SM_1\leq0,2$	zły (V)	

W roku 2019 na profilu Jama Kuźnicka najczęściej notowane były zielenice i rośliny naczyniowe (Tabela II.21). W rejonie Klifu Orłowskiego w roku 2019 stwierdzono występowanie 13 gatunków makrofitobentosu, z czego najliczniej były reprezentowane krasnorosty (7 gatunków) (Tabela II.21). Na Ławicy Słupskiej, podobnie jak w latach poprzednich, najczęściej występowali przedstawiciele krasnorostów (5 gatunków) i brunatnic (3 gatunki). Na obszarze Głazowiska Rowy, podobnie jak w przypadku pozostałych dwóch obszarów kamienistych, licznie notowane były krasnorosty (5 gatunków) oraz w małym stopniu zielenice i brunatnice (po 1 gatunku). W Wolińskim Parku Narodowym odnotowano po 4 przedstawicieli zielenic i krasnorostów (Tabela II.21).

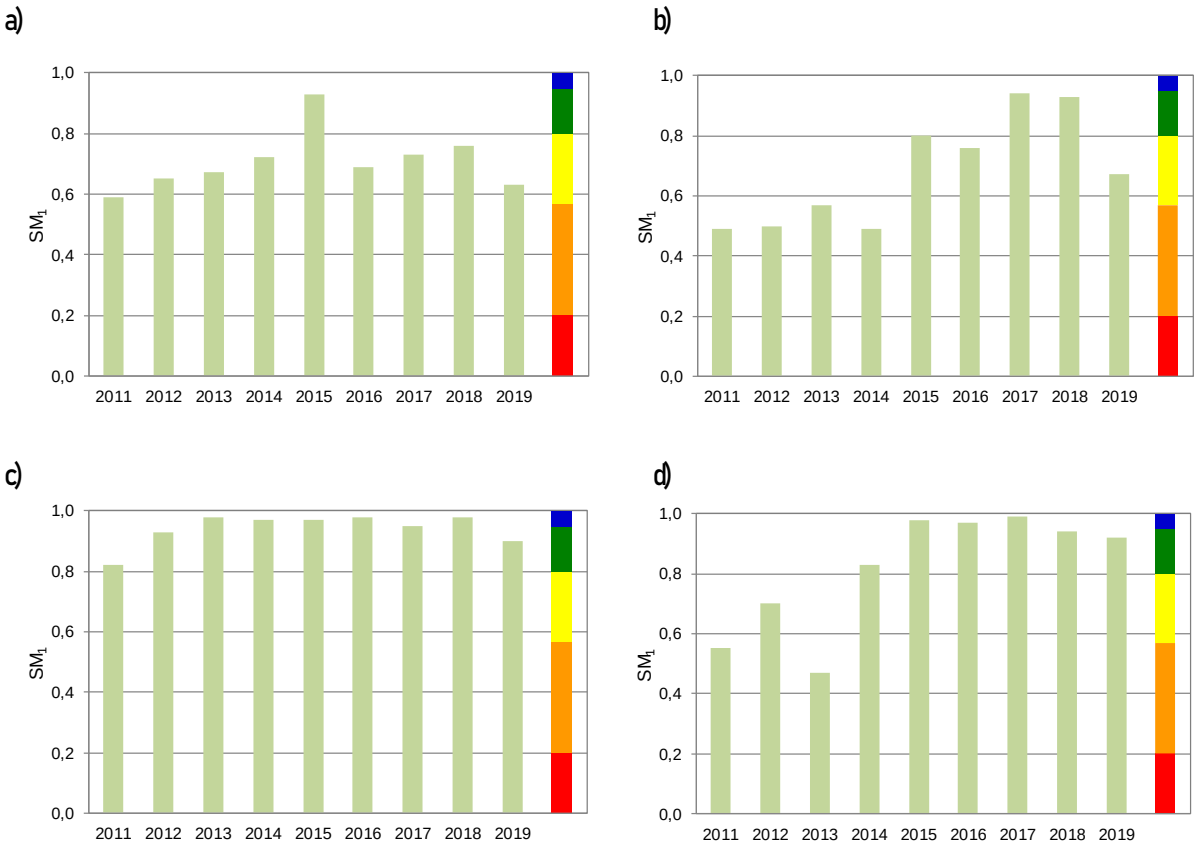
Tabela II.21. Skład taksonomiczny makrofitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2019 r.

		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Słupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
Chlorophyta- zielenice						
1	*Cladophora glomerata*	+	+		+	+
2	*Cladophora sp.*	+	+			
3	*Uva intestinalis*	+	+			+
4	*Uva compresa*	+	+			+
5	*Uva linza*		+			
6	*Uva prolifera*		+			
7	*Uothrix zonata*					+
Charophyceae – ramienice						
8	*Chara baltica*		+			
9	*Chara horrida*		+			
10	*Chara globulris*		+			
11	*Tolypella nidifica*		+			
Phaeophyta-brunatnice						
12	*Ectocarpus siliculosus*	+	+	+	+	
13	*Desmarestia viridis*			+		
14	*Delesseria sanguinea*			+		
Rhodophyta-krasnorosty						
15	*Vertebrata fucoides*	+	+	+	+	+
16	*Coccotylus truncatus*	+		+		+
17	*Ceramium diaphanum*	+	+	+	+	+
18	*Ceramium virgatum*			+		
19	*ceramium circinatum*				+	
20	*Ceramium sp.*	+			+	
21	*Furcellaria lumbricalis*	+		+	+	+
22	*Aglaothamnion tenuissimum*	+				
23	*Acrochaetium sp.*	+				
Spermatophyta-rośliny nasienne						
24	*Zostera marina*	+	+			
25	*Myriophyllum spicatum*		+			
26	*Stuckenia pectinata*		+			
27	*Zannichellia palustris*		+			
28	*Ruppia rostellata*		+			

Podobnie jak w latach ubiegłych zmiany sezonowe dotyczyły w większości biomasy makrofitobentosu. W okresie letnim przy wyższej temperaturze wody, intensywniej rozwijały się zielenice i brunatnice. Zarówno w przypadku Klifu Orłowskiego (KO) i w rejonie Wolińskiego Parku Narodowego (WP) w okresie letnim dominowały zielenice i brunatnice, a ich udział w całkowitej biomasie wynosił odpowiednio 38% i 94%. We wrześniu udział tych grup w całkowitej biomasie wynosił 20% w obrębie Klifu Orłowskiego. Na obszarze Wolińskiego Parku Narodowego, ze względu na silne sztormy, we wrześniu nie zaobserwowano żadnych gatunków makrofitobentosu na głębokości 1m, a na głębokości 6 m występowała

szczątkowo *Vertebrata fucoides*. W obrębie Jamy Kuźnickiej (JK) najliczniej występowały rośliny naczyniowe, które stanowiły 48% całkowitej biomasy w czerwcu oraz 65% we wrześniu. Zielenice i brunatnice stanowiły w czerwcu 47% całkowitej biomasy i podobnie jak w przypadku KO udział w biomasie z września był zdecydowanie niższy i wynosił około 7%. W obrębie Głazowiska Rowy (RO) i Ławicy Słupskiej (LS) ze względu na większe głębokości występowania głazowisk (RO – 6 m, LS – 13 m) występowały głównie krasnorosty, które stanowiły odpowiednio 92% i 87% całkowitej biomasy w lecie, a w okresie jesiennym ich udział w całkowitej biomasie wynosił 100%.

W roku 2019 na podstawie wyników wskaźnika SM_1, stwierdzono pogorszenie stanu w obrębie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego z dobrego na umiarkowany na profilu JK. Na profilu KO stan, podobnie jak w ubiegłym roku, był umiarkowany jednak wartość wskaźnika SM_1 była dużo niższa (Rys. II.78.a, b). Pogorszenie stanu z bardzo dobrego na dobry wystąpiło również w rejonie Ławicy Słupskiej – otwarte wody Basenu Bornholmskiego (Rys. II.78.c). Na obszarze Głazowiska Rowy – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego stwierdzono spadek wskaźnika SM_1, a stan podobnie jak w roku 2018 utrzymał się w klasie „dobry" (Rys. II.78.d). W obrębie jednolitej części wód powierzchniowych Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej, która jest monitorowana od 2018 roku stan uległ pogorszeniu ze słabego na zły. Główną przyczyną tej sytuacji były obficie występujące zielenice w czerwcu. Dodatkowo bardzo silne sztormy we wrześniu spowodowały uszkodzenie i zerwanie roślinności z kamieni w tym okresie pomiarowym i zaniżenie oceny, która bazowała jedynie na próbkach z czerwca.



Rys. II.78. Ocena stanu makroglonów i okrytozalążkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenie płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_1 – Tabela II.20

II.3.3.2. Zoobentos

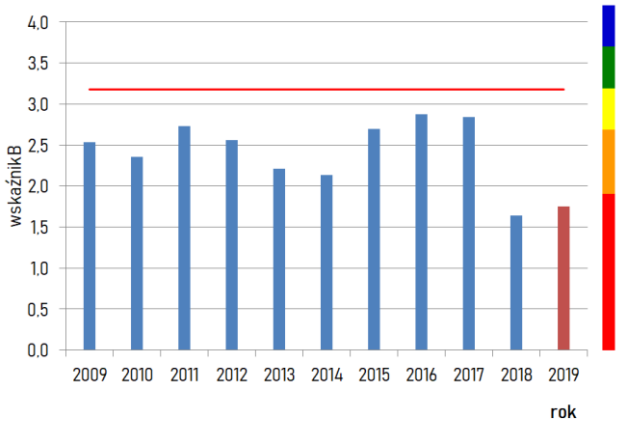
W ocenie stanu polskich obszarów morskich opracowanej na potrzeby wdrażania RDSM, wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach wskaźników opisowych D1 (bioróżnorodność), D4 (łańcuchy pokarmowe) i D6 (integralność dna morskiego) jest multimetryczny wskaźnik stanu makrozoobentosu – 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 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.22), zgodnie z Załącznikiem nr 23 i Załącznikiem nr 24 do Rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej. (Dz.U. z 2019 poz. 2149), 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,
- wody otwarte wschodniego Basenu Gotlandzkiego; stacje: P140, Ł7, Z oraz P2
- wody otwarte Basenu Bornholmskiego; stacje: B13, K6, M3, P14B, P16, P3 oraz P5.

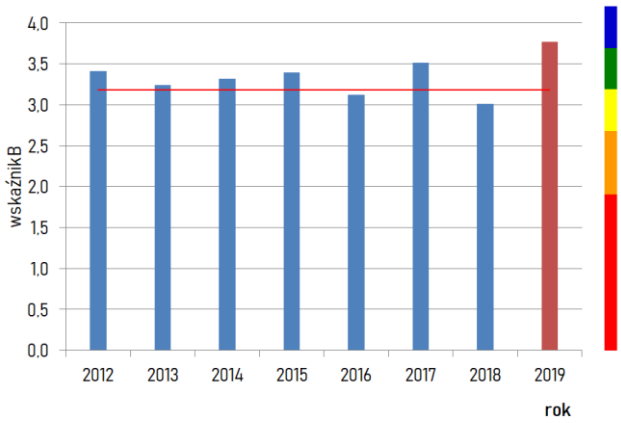
Tabela II.22. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).

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

Na wykresach (Rys. II.79 - Rys. II.91) przedstawiono wartości wskaźnika B, obliczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2019 r. na tle jego zmian w dziesięcioleciu 2009-2018. 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.22).
Stan środowiska morskiego podakwenu wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego analizowano w zakresie stanu makrozoobentosu na podstawie wyników ze stacji P104 (Rys. II.79), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej oraz stacji ZP6 (Rys. II.80) zlokalizowanej w Zalewie Puckim.



Rys. II.79. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

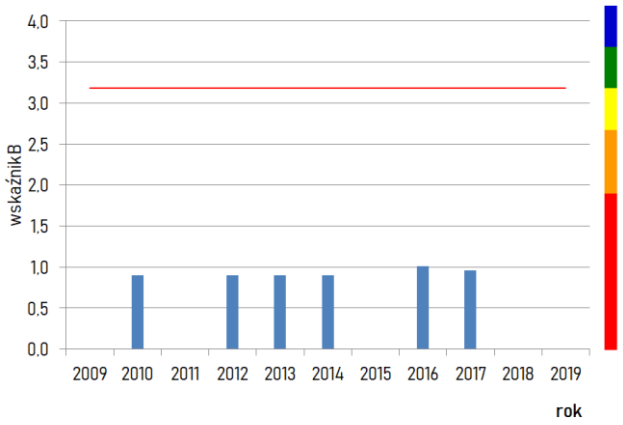


Rys. II.80. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2018 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Stan makrozoobentosu na stacji P104 nie uległ w 2019 roku poprawie i wskazywał, podobnie jak w 2018, na zły stan środowiska w rozumieniu RDW. Jest to drugi taki przypadek w skali minionego dziesięciolecia (Rys. II.79). Stacja P104 położona jest na znacznej głębokości (56 metrów), co w połączeniu z osadem tam występującym (muł, ił) stwarza warunki dla występowania znacznej ilości tolerancyjnego na niesprzyjające warunki środowiskowe małża *Limecola balthica* oraz wieloszczeta *Marenzelleria sp*,, które w znacznej mierze dominowały w próbach w 2019 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 makrozobentosu, 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 2019 roku najwyższą wartość wskaźnika B w serii pomiarowej (Rys. II.80). Różnica w warunkach abiotycznych oraz biotycznych znajduje swoje odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, który w przypadku stacji P104 wskazuje na zły stan środowiska (1,75), natomiast na stacji ZP6 stan bardzo dobry (3,77), co jest poprawą o 2 klasy jakości w stosunku do 2018 roku.

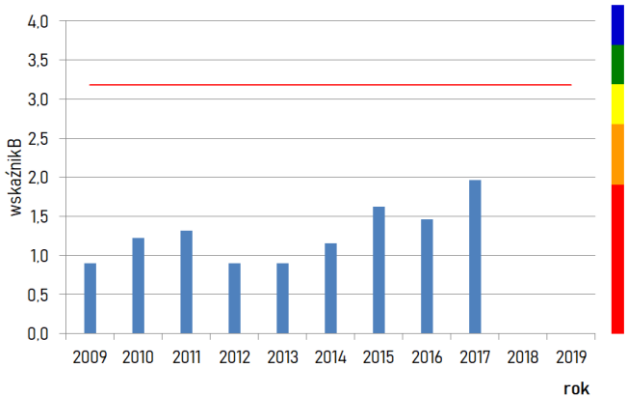
Poprawa stanu makrozoobentosu na stacji ZP6 skutkowała polepszeniem klasyfikacji makrozoobentosu w akwenie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, który należy ocenić jako umiarkowany – III klasa w systemie ocen RDW, co nie przełożyło się jednak na zmianę w klasyfikacji RDSM, w przypadku której stwierdzono stan nieodpowiedni –subGES (średnia wartość wskaźnika B dla akwenu wyniosła 2,76).

W wodach otwartych Basenu Gdańskiego znajdują się 3 stanowiska pobierania makrozoobentosu zlokalizowane w rejonie Półwyspu Helskiego (ZN4), w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) oraz w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110). Badania monitoringowe na stacjach ZN4 i P110 rozpoczęły się dopiero w 2014 r., dlatego stan fauny dennej w tym akwenie zilustrowano graficznie jedynie na przykładzie Głębi Gdańskiej – stacji P1 posiadającej najdłuższą serię wyników badań monitoringowych (Rys. II.81).
W przypadku stacji ZN4 w rejonie zewnętrznej krawędzi Półwyspu Helskiego stan makrozoobentosu nie uległ poprawie i w 2019 roku wskazywał na stan słaby wg RDW, co odpowiada subGES wg RDSM.
Podobnie sytuacja wyglądała w przypadku stacji P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej, Jest to stacja o znacznej głębokości (69 m), charakteryzująca się mulistym substratem oraz niekorzystnymi warunkami tlenowymi w strefie przydennej, co ma bezpośredni wpływ na obecność makroozoobentosu.
W przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1) w 2019 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. Należy zaznaczyć, iż brak makrozoobentosu na tej stacji nie jest sytuacją nietypową w skali pomiarów wieloletnich. W związku z powyższym ogólny stan makrozoobentosu w wodach otwartych 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 - 1,21).

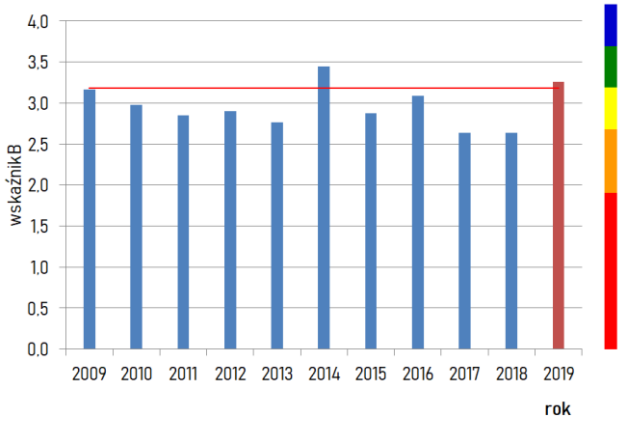


Rys. II.81. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

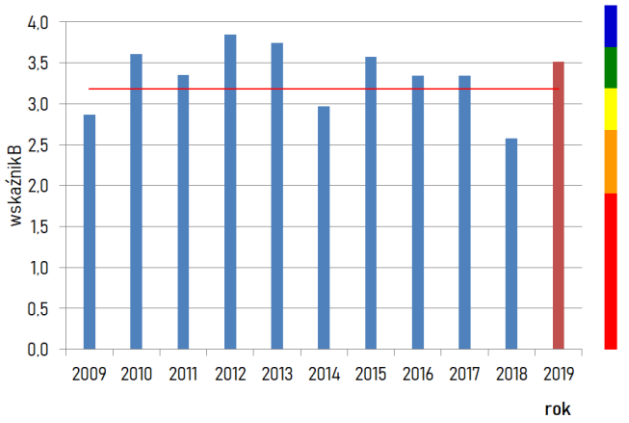
W przypadku rejonu otwartych wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wyniki makrozoobentosu przedstawiono, w sposób graficzny, dla stacji głębokowodnej P140 (Rys. II.82) z rejonu płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego oraz dla stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (Rys. II.83 i Rys. II.84). W przypadku stacji P2 z rejonu Rynny Słupskiej długość serii danych pozwoliła na prezentację wyników jedynie od 2014 r. (Rys. II.85).
Rok 2018 był pierwszym przypadkiem w wieloleciu 2008-2018, kiedy to na stacji P140 nie zanotowano żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, a stan ten utrzymał się również w 2019 roku, w związku z czym stan makrozoobentosu określono jako zły, w rozumieniu RDW oraz subGES wg. RDSM.



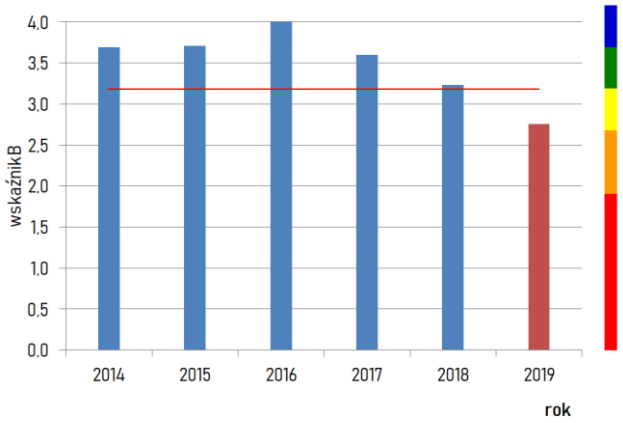
Rys. II.82. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.83. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (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.84. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



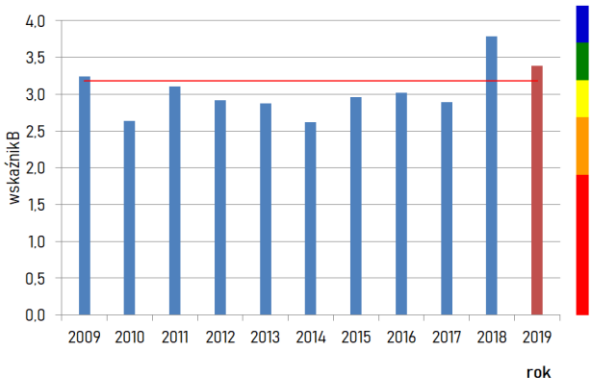
Rys. II.85. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2018 (słupki niebieskie) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Na pozostałych stanowiskach monitorowania fauny dennej w tym podakwenie stan makrozobentosu, a zatem i wartości wskaźnika B, różniły się znacznie od tych notowanych na stanowisky P140 i tak, w przypadku płytkowodnych stacji Ł7 (Rys. II.83) oraz Z (Rys. II.84), zanotowano wyższe wartości wskaźnika B w stosunku do 2018, co skutkowało poprawą stanu makrozoobentosu z umiarkowanego do dobrego w rozumieniu RDW oraz z subGES do GES wg. RDSM. W okolicach Żarnowca (st. Z) wskaźnik B wykazywał w wieloleciu, wahania na granicy dobrego stanu środowiska, a osiągnięcie w 2019 roku stanu dobrego należy uznać za sytuację typową dla tej stacji. Odwrotnie sytuacja prezentuje się w przypadku stacji z okolic Łeby (st. Ł7), gdzie osiągnięcie dobrego stanu nastąpiło dopiero drugi raz na przestrzeni wielolecia. Najwyższe wartości wskaźnika B w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego notowano do tej pory na stacji P2 z wschodniego rejonu Rynny Słupskiej, Jednakże od 2016 roku notowany jest sukcesywny spadek wartości wskaźnika, który spadł w 2019 roku do wartości 2,75 co skutkowało nieosiągnięciem dobrego stanu środowiska (wg. RDSM) na tej stacji po raz pierwszy w serii danych pomiarowych (Rys. II.85).
Pomimo zanotowania dobrego stanu makrozoobentosu w strefie płytkowodnej, ogólny stan makrozoobentosu w wodach otwartych wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za słaby wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa IV oraz za stan poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,38). Stan makrozoobentosu nie uległ zmianie w stosunku do 2018 roku.

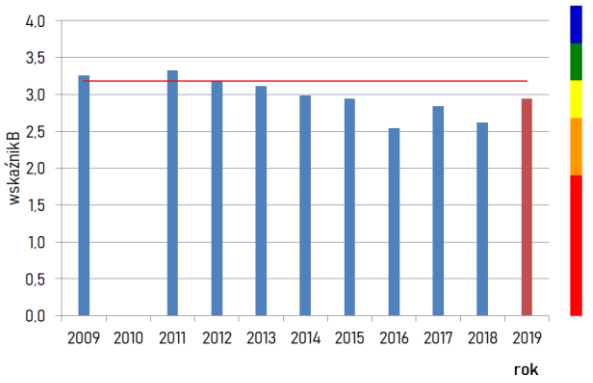
W wodach otwartych Basenu Bornholmskiego znajduje się szereg lokalizacji płytkowodnych monitorowania makrofauny dennej (Rys. II.2) – st. P16, M3 i K6 w strefie płytkowodnej polskiego środkowego wybrzeża, st. B13 w otwartej Zatoce Pomorskiej, stacja P14B w rejonie Ławicy Słupskiej, a także głębokowodne stacje - P5 w obszarze Głębi Bornholmskiej oraz P3 w rejonie Rynny Słupskiej. Ze względu na ilość stacji monitoringowych wyniki dla tego obszaru przedstawiono również w postaci tabelarycznej (Tabela II.23). W 2019 r. w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego makrozoobentos wykazywał, podobnie jak w roku poprzednim, umiarkowany stan (Rys. II.86- Rys. II.89). Dwie spośród stacji płytkowodnych charakteryzowały się dobrym stanem makrozoobentosu (st. P16 oraz st. B13), natomiast w przypadku stacji M3 (Rys. II.87) oraz K6 (Rys. II.88) zanotowano wartości wskaźnika poniżej granicy dobrego stanu, co należy uznać za sytuację typową w skali analizowanego wielolecia. W przypadku stacji M3 umiarkowany stan nie ma związku z obniżeniem bioróżnorodności gatunkowej, lecz ze znaczną dominacją w liczebności gatunku *Pygospio elegans*, co powoduje zaburzenie jednorodności dystrybucji gatunków, a w konsekwencji obniżenie wartości wskaźnika B. W przypadku stanowiska K6 niskie wartości wskaźnika B wynikają z ograniczonej różnorodności gatunkowej spowodowanej występowaniem mniej sprzyjających warunków do bytowania organizmów bentosowych (gruboziarnisty osad).
W dziesięcioleciu odniesienia 2009-2018, wartości wskaźnika B dla stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej wód otwartych Basenu Bornholmskiego (Rys. II.88, Rys. II.89), charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska (szczególnie w przypadku st. K6), jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika.

Tabela II.23. Wyniki oceny wskaźnika B w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego w 2019 r.

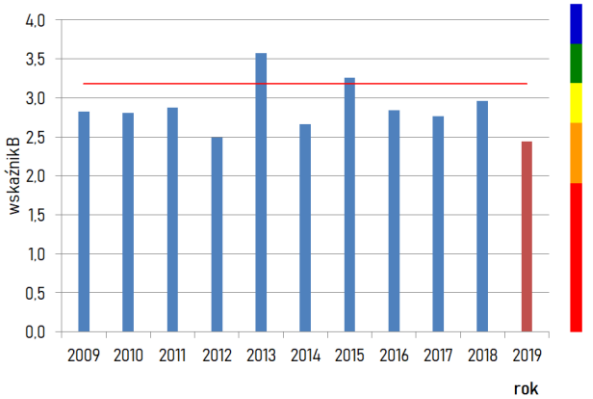
Stacja	B13	K6	M3	P16	P3	P5	P14B
Wskaźnik B	3.63	2.44	2.94	3.38	3.55	0	3.39
stan RDW	dobry	słaby	umiarkowany	dobry	dobry	zły	dobry
stan RDSM	GES	subGES	subGES	GES	GES	subGES	GES



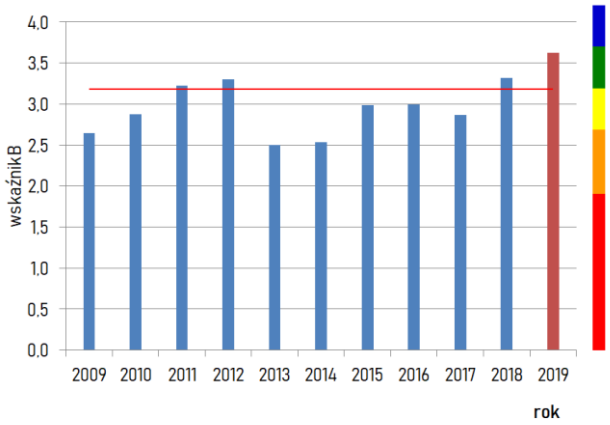
Rys. II.86. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



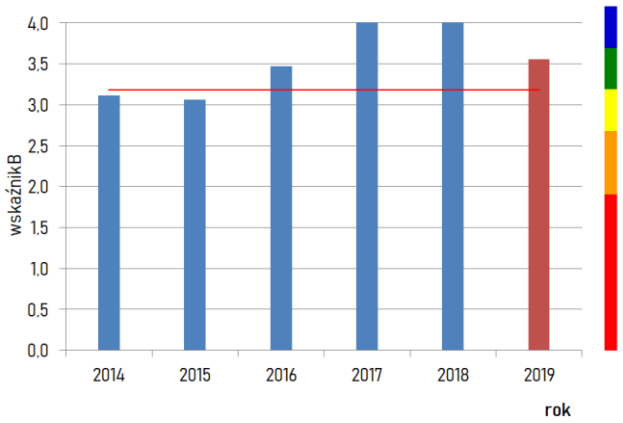
Rys. II.87. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.88. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



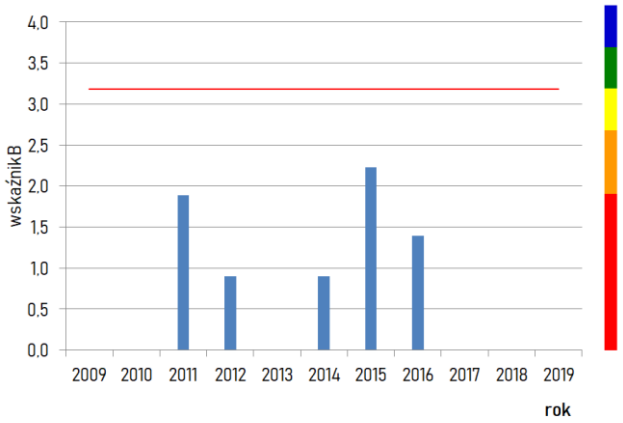
Rys. II.89. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.90. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2018 (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 2019 r. stan makrozoobentosu z rejonu Rynny Słupskiej (st. P3) obniżył się z bardzo dobrego do dobrego, jednak nadal znajdował się powyżej granicy dobrego stanu w rozumieniu RDSM (powyżej granicy GES), a stan ten utrzymuje się od 4 lat (Rys. II.90). Warunki hydrodynamiczne panujące w rejonie Rynny Słupskiej odbiegają w znacznym stopniu od tych panujących na stacji P5 (90 m), położonej w Głębi Bornholmskiej (Rys. II.91), ze względu na różnice w typie podłoża, jak również na odmienne kształtowanie się warunków tlenowych (Conley i in. 2002, Karlson i in. 2002). W rejonie Rynny Słupskiej występują osady gliniaste, z elementami piasku i substratu kamienistego, natomiast w Głębi Bornholmskiej występuje osad mulisty, a warunki hydrodynamiczne sprzyjają występowaniu deficytu tlenowego oraz anoksji (Warzocha 1994).

W związku z powyższym, zbiorowisko zoobentosu charakteryzujące obszar Głębi Bornholmskiej (st. P5) jest jedynym odstającym spośród stacji monitoringowych wód otwartych Basenu Bornholmskiego, gdzie zoobentos w wieloleciu 2009-2019 wykazywał stan zły lub co najwyżej osiągał dolną granicę stanu słabego. W 2019 roku podobnie jak w roku poprzednim nie zanotowano przedstawicieli makrozoobentosu w rejonie Głębi Bornholmskiej, na skutek czego stan określono w tym rejonie jako zły (Rys. II.91).



Rys. II.91. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5); 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 otwartych Basenu Bornholmskiego został sklasyfikowany jako umiarkowany wg zasad RDW, średnia wartość wskaźnika z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 2,76 oraz poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM. Trzeba jednocześnie zauważyć, iż 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 2019 roku była zróżnicowana i w stosunku do 2018 roku na części stanowisk pomiarowych zanotowano wyższe wartości wskaźnika B, a na pozostałych niższe, co nie wpłynęło jednak na zintegrowaną ocenę monitorowanych obszarów. Niekorzystnym trendem, który można zauważyć, jest brak notowania makrozoobentosu w obszarach głębokowodnych o dnie mulistym we wszystkich analizowanych akwenach oraz obniżające się wartości wskaźnika B w rejonie Rynny Słupskiej. Pomimo tych negatywnych obserwacji, na uwagę zasługuje fakt osiągnięcia dobrego stanu makrozoobentosu w przeważającej liczbie monitorowanych stanowisk z obszaru wód otwartych Basenu Bornholmskiego, co ostatecznie nie przełożyło się jednak na poprawę stanu w w/w akwenie. W 2019 roku w żadnym z monitorowanych obszarów stan makrozoobentosu nie osiągnął granicy GES. Najgorszy stan makrozoobentosu notowany był w rejonie wód otwartych Basenu Gdańskiego, następnie w rejonie wód otwartych Basenu Gotlandzkiego, a najlepsze wartości wskaźnika B notowano w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz wód otwartych Basenu Bornholmskiego. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach miał wpływ braku makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych, co w przypadku obszarów otwartego morza przyczyniło się do obniżenia klasyfikacji o jedną klasę jakości RDW.

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, zatem ogólna klasyfikacja w takim akwenie może być zawyżona.
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 wskaźniki opisujące podłoże, występowanie organizmów kształtujących siedliska, jak również parametry opisujące skład gatunkowy, rozkład rozmiarów, zasięg występowania, czy zmienność sezonową zbiorowisk. Do tej pory nie opracowano wskaźników do przeprowadzenia pełnej oceny tej cechy (HELCOM 2012, GIOŚ 2019). W realizowanym programie monitoringu środowiska morskiego parametrami, które mogą posłużyć do jej przeprowadzenia 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 (Anon. 2010).
Ocena cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofitobentosu (SM_1) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody otwarte Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. 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-Dowgiałło 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2011).
Ze względu na fakt, iż strefa głębokowodna nie jest obszarem występowania makrofitów w rejonie POM w celu zapewnienia możliwości integracji wyników makrozoobentosu i fitobentosu zdecydowano się na odrzucenie z oceny obszarów o głębokości większej niż 20 m. Uśrednienia oceny dokonano, pomimo iż makrofity reprezentują odmienny rodzaj podłoża (dno twarde) w stosunku do makrozoobentosu. Na potrzeby niniejszego opracowania w celu integracji uśredniono wyniki wskaźników w ramach akwenów (Tabela II.24).

Tabela II.24. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2019 r. (w nawiasie odpowiednia klasyfikacja wg RDW)

Akwen	Klasa RDW			Stan
	Fitobentos	Zoobentos	Średnia	
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	3	3	3	subGES (Umiarkowany)
wody otwarte Basenu Bornholmskiego	2	2	2	GES (dobry)
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	2		2	GES (dobry)

W porównaniu do 2018 roku ocena cechy D6 w 2019 roku nie uległa zmianie. Dla wód otwartych oraz przybrzeżnych wartości ocenianych wskaźników w rejonie Basenu Bornholmskiego wskazują na występowanie dobrego stanu środowiska morskiego (GES) natomiast w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stwierdzono stan subGES (Tabela II.24). Ocena została w 2019 roku przedstawiona dla obszarów do 20 m głębokości.

II.4. Cechy presji

II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców

Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie cechy 3 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 (UE, 2017).

WYBÓR STAD

Zdecydowaną większość polskich połowów na Morzu Bałtyckim stanowią cztery gatunki: szprot, śledź, dorsz i stornia. W latach 2017-2019 te gatunki stanowiły 95% połowów, w tym szprot 51%, śledź – 31%, dorsz – 4% i stornia – 9%. Inne gatunki mają znaczenie marginalne w sensie wielkości połowów, stąd powyższe stada wybrano do oceny GES na podstawie wskaźnika 3. 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) i zawierać stada, których masa wyładunku wynosi co najmniej 90% wyładunków danego kraju – lista powinna uwzględnić też gatunki, których połowy zmalały na przestrzeni lat z powodu przełowienia. 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 2020a,b).

WYBÓR KRYTERIÓW

Dla cechy 3 wyznaczone zostały trzy kryteria dobrego stanu środowiska wód morskich:

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

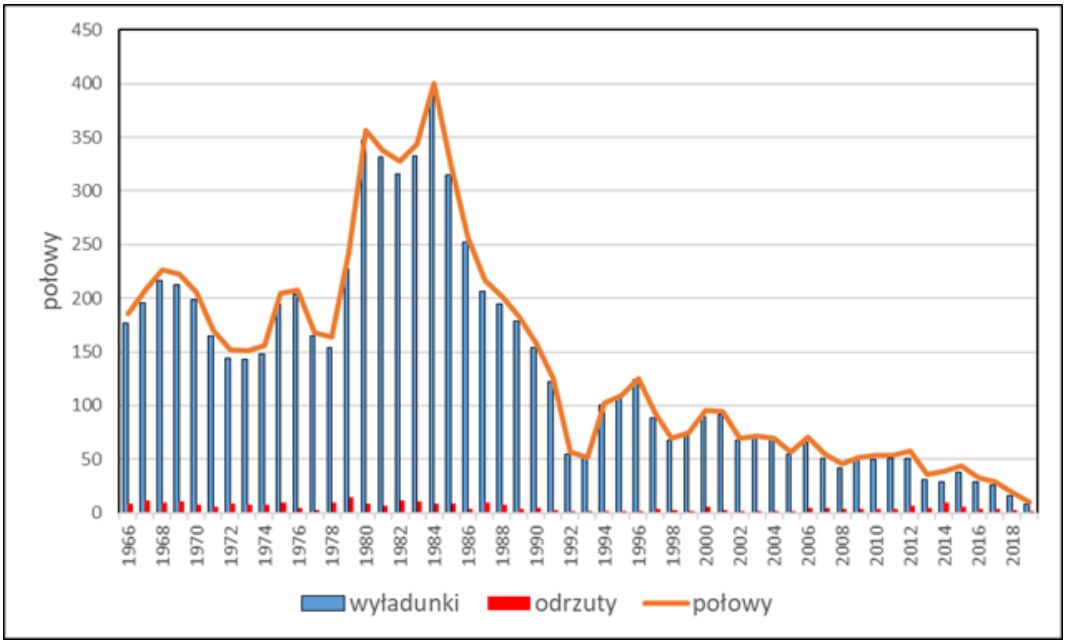
W obecnym opracowaniu powyższe kryteria będą alternatywnie oznaczane odpowiednio jako kryterium 3.1, 3.2 i 3.3.

Ocena GES na podstawie stad

Spośród analizowanych stad zasoby szprota występujące w podobszarach 22-32, śledzia w podobszarach 25-29 i 32 (bez Zatoki Ryskiej) oraz dorsza wschodnio-bałtyckiego w podobszarach 24-32 szacowane są na podstawie modeli analitycznych, zatem można ocenić ich stan za pomocą wskaźników podstawowych kryteriów 3.1 i 3.2. Dla pozostałych stad nie ma zaakceptowanych szacunków analitycznych, więc są one ocenione na podstawie wskaźników alternatywnych kryteriów 3.1 i 3.2 oraz wskaźników kryterium 3.3.

Stado dorsza w podobszarach 24-32

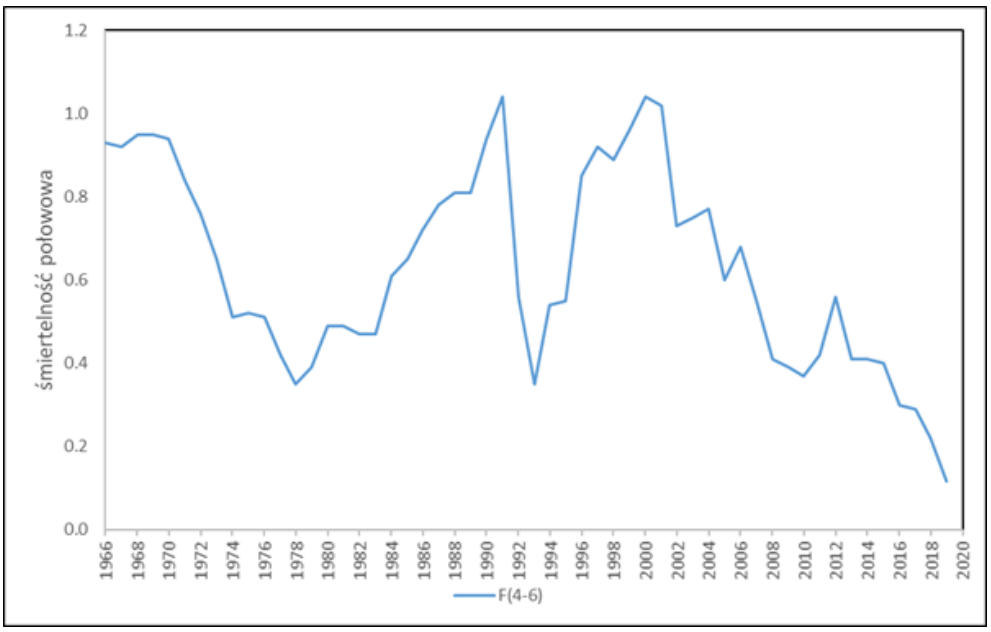
Rekordowo wysokie połowy stada dorsza wschodnio-bałtyckiego (rzędu 300 – 400 tys. ton) miały miejsce w pierwszej połowie lat 80. ub. wieku. Następnie połowy malały i w ostatnich latach łowiono zaledwie 30-40 tys. ton dorsza, a w 2018 złowiono jedynie 19 tys. ton (Rys. II.92). Na spadek połowów złożyły się zarówno zbyt intensywna eksploatacja jak i pogarszające się warunki środowiskowe. Wskutek dalszego pogarszania się stanu stada w części 2019 i w całym 2020 roku wprowadzono zakaz połowów ukierunkowanych i ograniczenia wysokości przyłowu dorsza.
W ramach ICES od 2019 roku, po raz pierwszy od kilku lat, jest dostępna zaakceptowana analityczna ocena stanu zasobów dorszy wschodnio-bałtyckich. 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. Biomasa stada jest bardzo niska, śmiertelność połowowa umiarkowana, ale w kontekście wysokiej śmiertelności naturalnej nie ma znacznego wpływu na stan stada.



Rys. II.92. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1965-2019 wg danych ICES (2020a,b).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

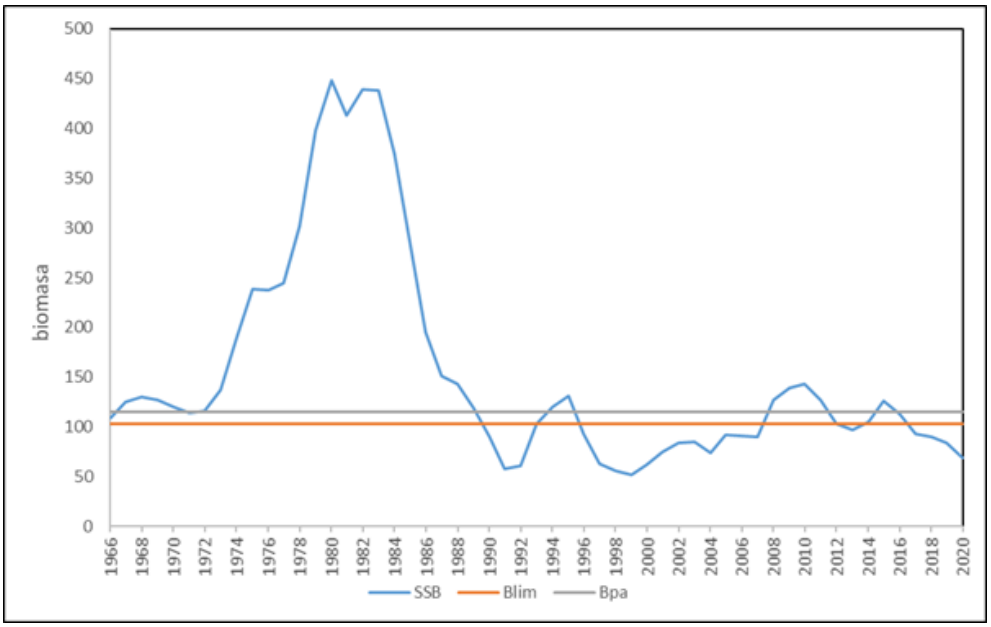
Śmiertelność połowowa w okresie 2016-2019 obniżyła się z 0,3 do 0,12 i w 2019 r. wynosiła ok. 18% średniej śmiertelności połowowej z wielolecia (Rys. II.93). W 2019 r. F była stosunkowo niska w porównaniu z wysoką śmiertelnością naturalną (ok. czterokrotnie niższa) i spadek zasobów w ostatnich latach w dużym stopniu wynika z tej wysokiej śmiertelności naturalnej. Wartości punktów referencyjnych zasady MSY czy zasady przezorność w odniesieniu do śmiertelności połowowej (F_{MSY}, F_{lim}, F_{pa}) nie zostały jeszcze wyznaczone, więc nie można odnieść obecnej śmiertelności połowowej do GES.



Rys. II.93. Dorsz 24-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2019 wg danych ICES (2020a,b).

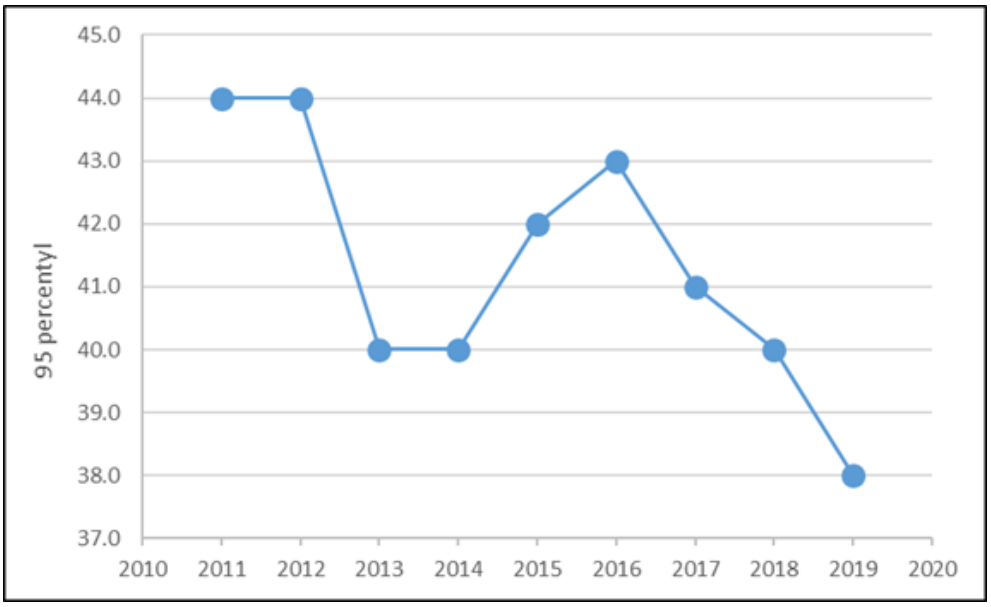
Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

W okresie 2016-2020 biomasa stada zmalała o ok. 40% (Rys. II.94), głównie wskutek bardzo niskiej rekrutacji i wysokiej śmiertelności naturalnej. W latach 2017-2020 SSB była niższa od wartości referencyjnej B_{lim} ocenianej na ok. 100 tys. ton. Zatem obecna wielkość biomasy jest wyraźnie poniżej kryteriów określających GES.

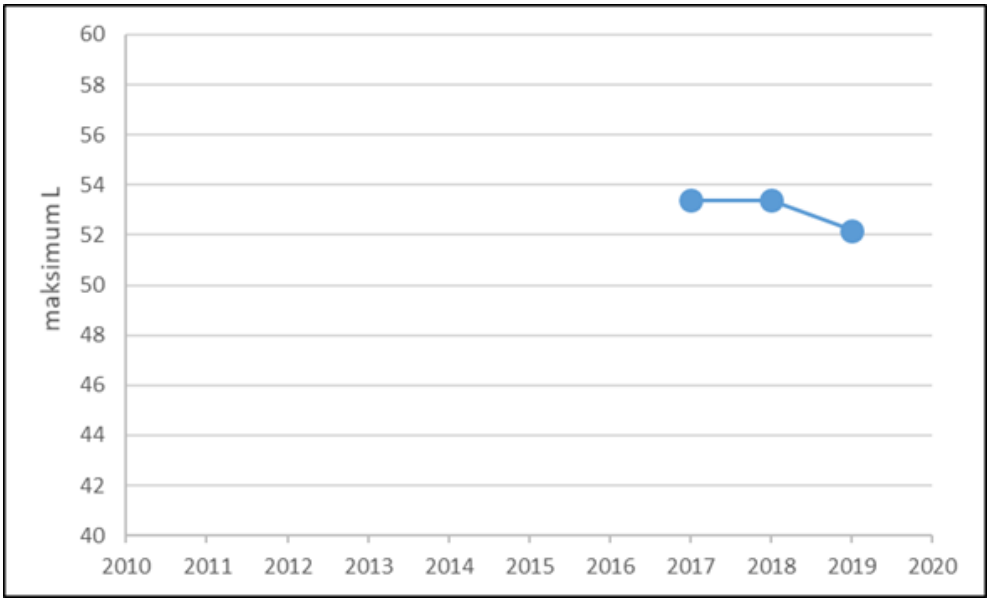


Rys. II.94. Dorsz 24-32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2020a,b).

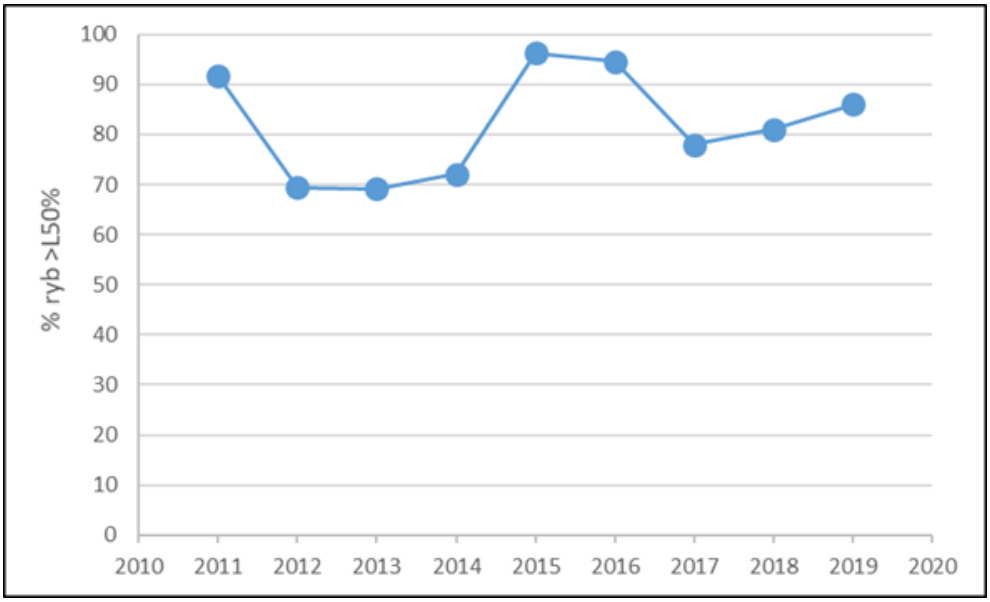
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2019 roku wynosił 38 cm (Rys. II.95). Obniżył się w porównaniu do wartości z poprzednich lat i jest najniższy od 2011 roku. Ogólnie interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych jak i małą liczbę ryb starszych. Jednakże w przypadku tego stada wiemy, że liczebność nowych pokoleń była niska, zatem druga opcja (spadek liczby ryb starszych) 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 cm w latach 2017 - 2018, a w 2019 r. spadła do 52 cm (Rys. II.96). Ten sposób wyznaczania średniej maksymalnej długości jest bardziej odporny na zmniejszony zakres wielkości dorszy niż czasem wykorzystywane do takich obliczeń równanie wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego (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). W 2019 roku frakcja dorszy większych niż L50% wynosiła 86%, nieco przekraczając średnią wieloletnią Biorąc pod uwagę dużą zmienność L50%, proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudna do interpretacji (Rys. II.97).



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



Rys. II.96. Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.



Rys. II.97. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

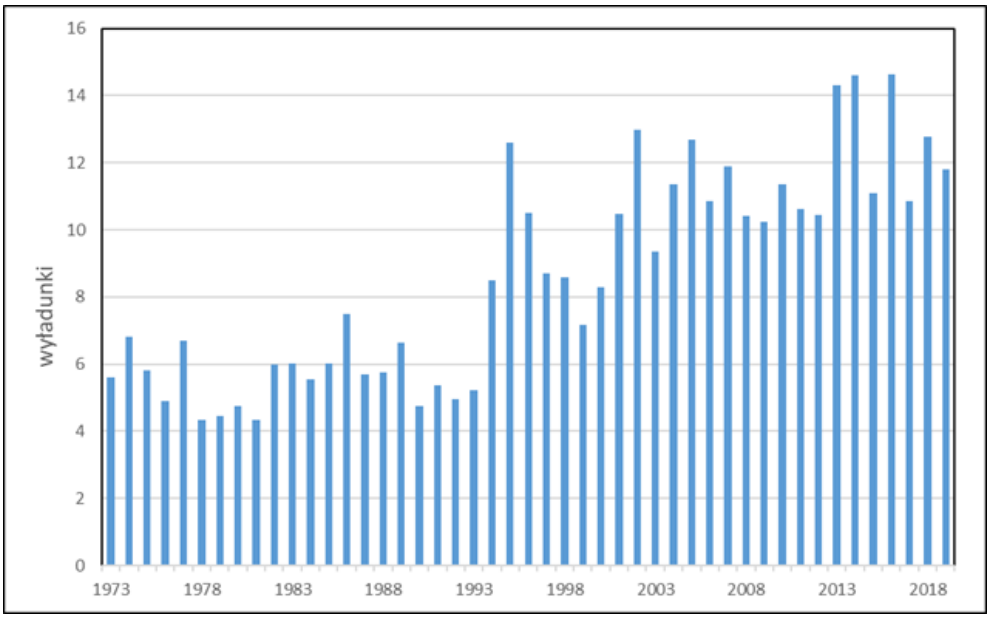
Podsumowując, oceny analityczne stanu stada potwierdzają wnioski z 2018 roku - stan stada dorszy jest bardzo zły: biomasa stada rozrodczego jest jedną z najniższych w historii obserwacji, a śmiertelność naturalna jest bardzo wysoka. Stado nie spełnia założeń GES pod względem biomasy rozrodczej, a punkty 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.

Stada storni

Analityczne oceny zasobów obu storni są w fazie eksperymentalnej. Jak dotąd nie wypracowano akceptowanej w ramach ICES metodyki i oceny zasobów storni eksploatowanej przez polskie rybołówstwo. Stąd gospodarowanie zasobami storni opiera się na obserwowaniu wielkości wskaźnika biomasy z rejsów badawczych oraz wskaźnika wielkości nakładu połowowego, a ocena ma charakter opisowy.

Stado storni w podobszarach 24-25

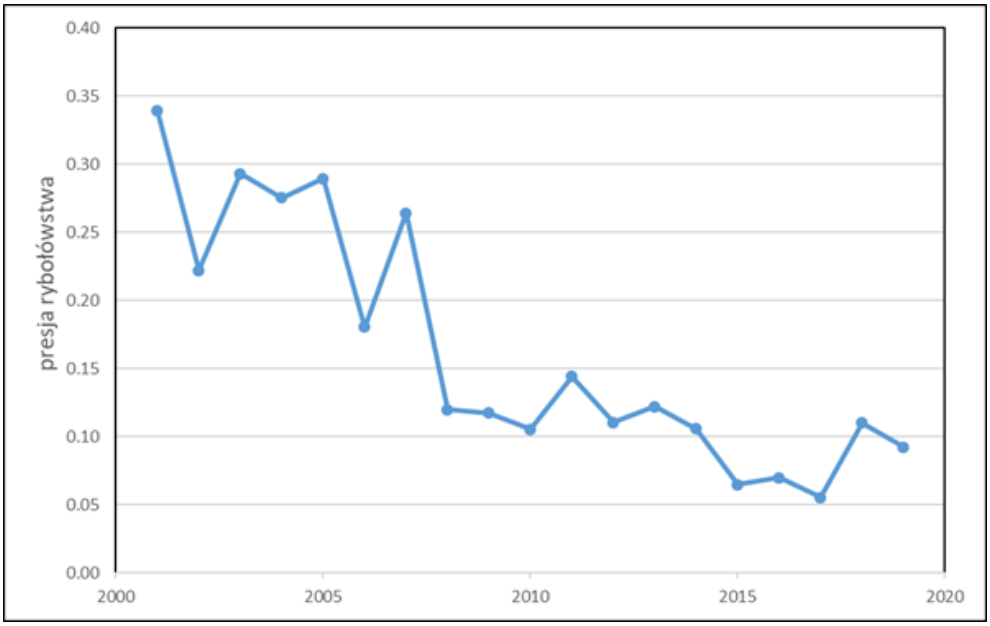
Wyładunki tego stada wykazują tendencję wzrostową od lat 90. (Rys. II.98), zmniejszając nieco straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń połowów dorsza. W ostatnich kilku latach wyładunki osiągnęły wysoki poziom. Od 2014 roku oceniana jest wielkość odrzutów dla tego stada - wynosi 30 - 40% wyładunków.



Rys. II.98. Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2019 wg danych ICES (2020a,b).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

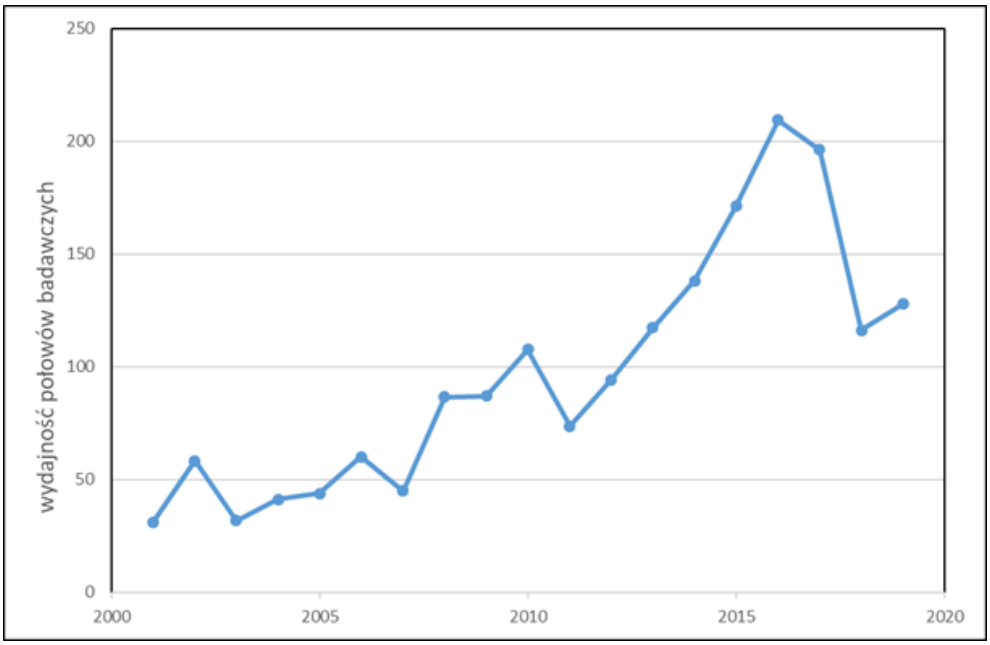
Poziom presji rybołówstwa przedstawiono jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.99). Presja rybołówstwa mierzona powyższym stosunkiem zmniejszyła się kilkakrotnie w okresie po roku 2000, ale w 2018 roku wzrosła, przy czym jest nadal stosunkowo niska. Te niskie wartości wskaźnika to między innymi efekt bardzo znacznego wzrostu biomasy storni w ostatnich latach i jednocześnie dość stabilnych, choć wysokich, wyładunków.



Rys. II.99. Stornia 24-25. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2020a,b).

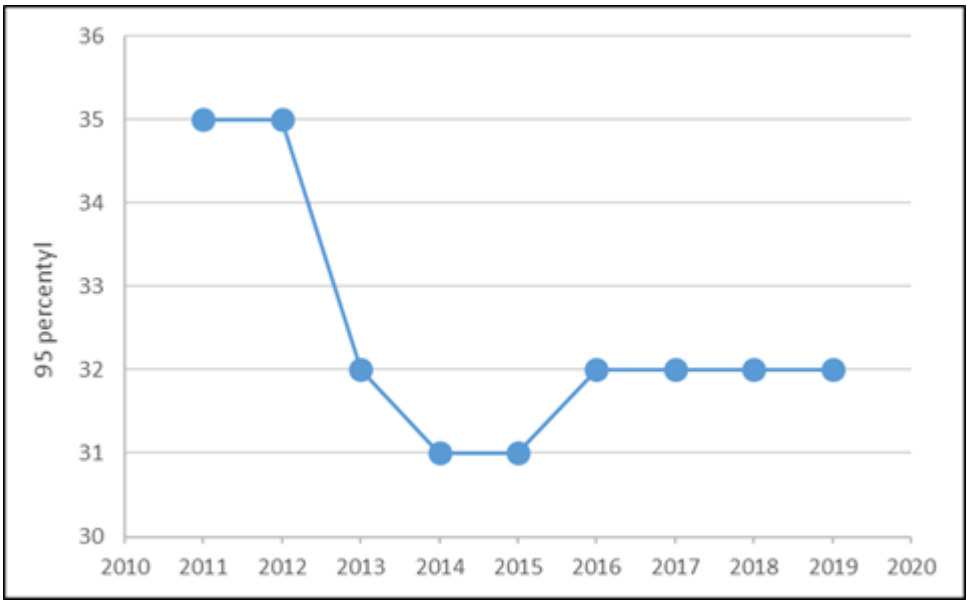
Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

Zdolność rozrodczą stada oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości niemniejszej od 20 cm (Rys. II.100); pozostałe ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi (poniżej 20 m głębokości).
W latach 2007-2017 wskaźnik wielkości biomasy wykazywał trend wzrostowy. Jednakże w okresie 2018-2019 oceniana na podstawie połowów badawczych biomasa stada znacząco obniżyła się (o ok. 35% w stosunku do średniej z trzech poprzednich lat), ale nadal była wyraźnie wyższa do średniej wieloletniej (o ok. 25%). Mimo braku analitycznych ocen biomasy stada można ocenić, że biomasa stada jest dość wysoka, a intensywność eksploatacji stosunkowo niska.

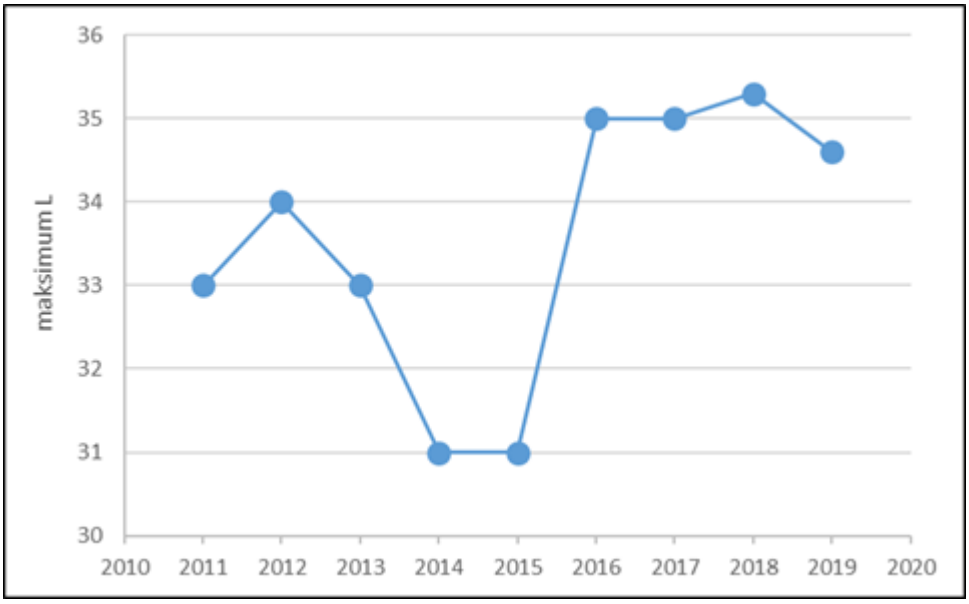


Rys. II.100. Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb >= 20 cm, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2020a,b).

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2019 roku wynosił 32 cm i był bliski średniej wieloletniej (Rys. II.101). 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 też podlegać istotnym zmianom.
Średnia maksymalna długość odnotowana w połowach badawczych w 2019 roku nieznacznie się obniżyła (do 34,6 cm), ale nadal była wyraźnie wyższa od średniej wieloletniej (Rys. II.102).
Podsumowując, mimo braku ocen analitycznych można stwierdzić, że stan stada storni 24-25 jest dobry: biomasa w połowach badawczych, mimo spadku, nadal przekracza średnią wieloletnią, a wskaźnik presji rybołówstwa jest stosunkowo niski. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zjawiska. To stado prawdopodobnie spełnia założenia GES, ale brak jest punktów referencyjnych do formalnego wykazania tego.



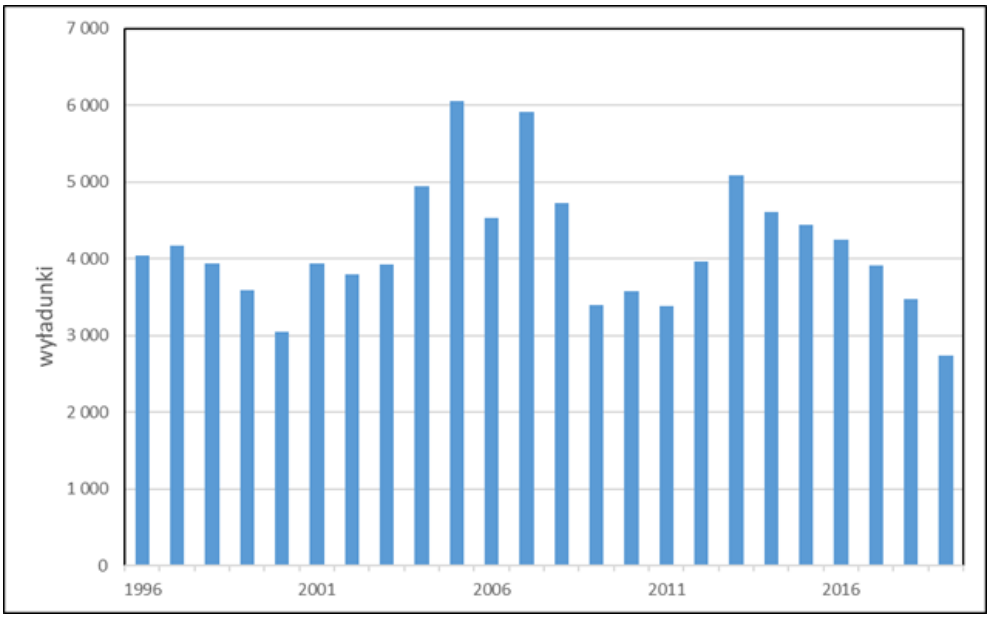
Rys. II.101. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.102. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.

Stado storni w podobszarach 26 i 28

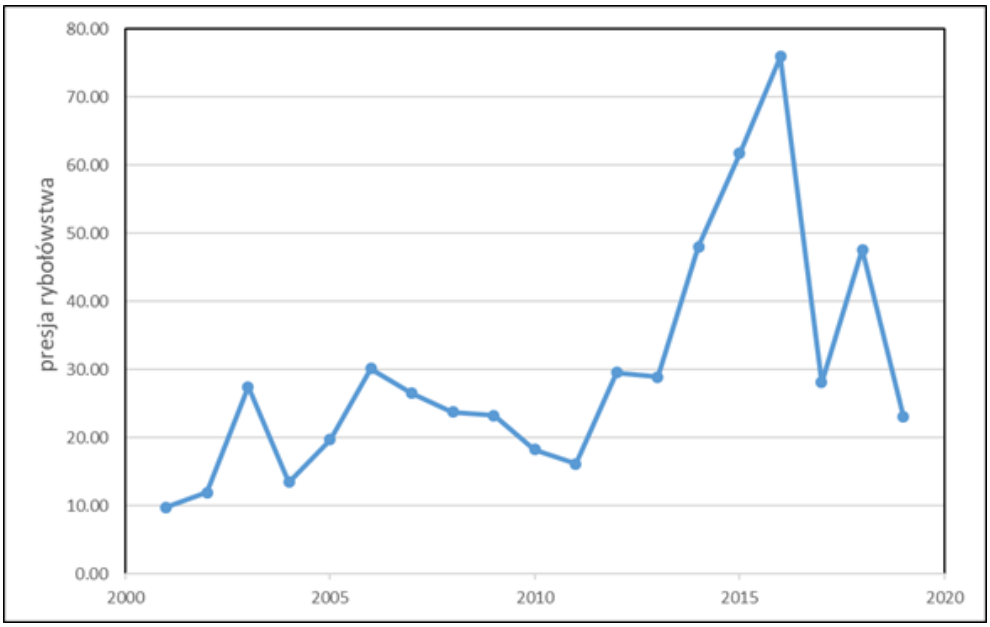
Wyładunki stada w podobszarach 26 i 28 w ciągu ostatnich dwudziestu lat wahały się najczęściej w granicach 3,5-6 tysięcy ton, wynosząc średnio 4,2 tys. ton (Rys. II.103). Odrzuty są oceniane dopiero od 2015 roku i wynoszą średnio kilka – kilkanaście procent wyładunków. Wyładunki w 2019 roku obniżyły się były o około 35% niższe niż średnia z pięciu poprzednich lat.



Rys. II.103. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996-2019 wg danych ICES (2020a).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

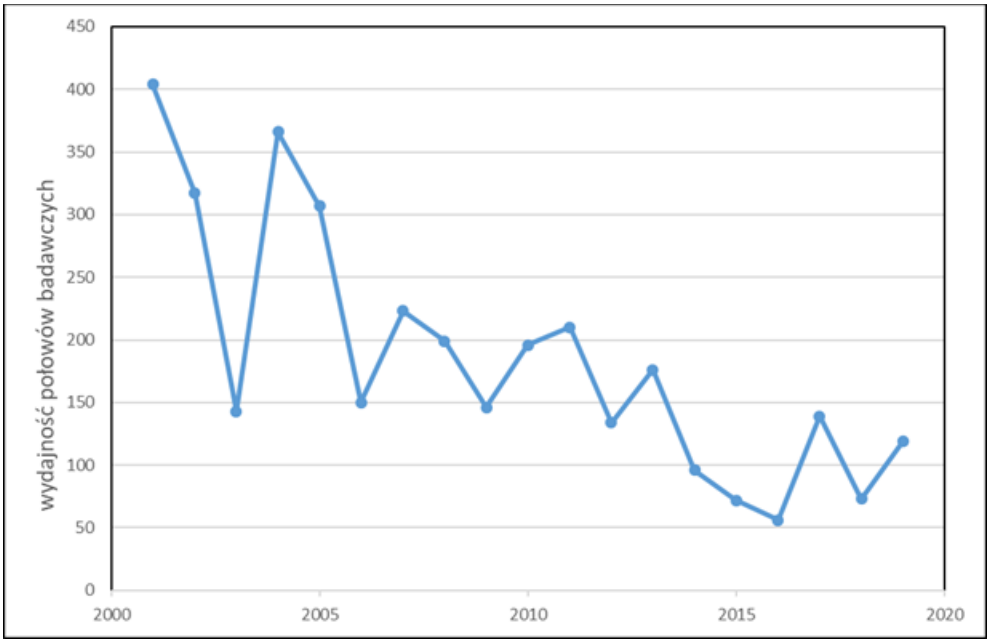
Poziom presji rybołówstwa przedstawiono jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.104). Presja rybołówstwa w latach 2017-2019 obniżyła się w porównaniu do wysokiego poziomu z okresu 2015-2016 i w 2019 roku była o około 25% niższa od średniej wieloletniej.



Rys. II.104. Stornia 26 i 28. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych storni >=20 cm wg danych ICES (2020a).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

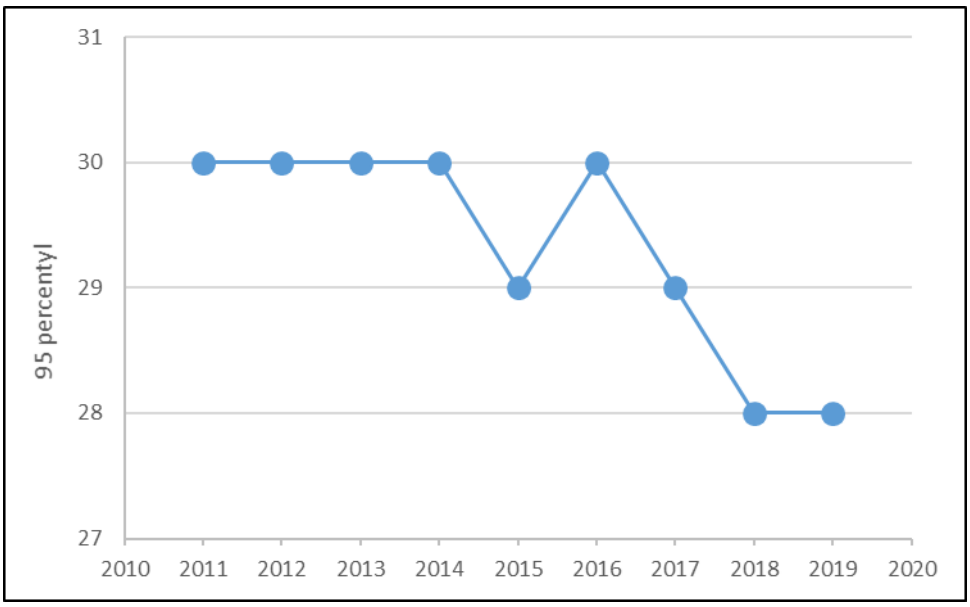
Zdolność rozrodczą stada oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości niemniejszej od 20 cm (Rys. II.105); mniejsze ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, nie obejmujących wód płytkich.
Wskaźnik biomasy po roku 2000 wykazywał tendencję malejącą i najniższe w tym okresie wartości wskaźnika obserwowano w latach 2014-2016 i w roku 2018. W 2019 roku ów wskaźnik nieco wzrósł, ale był o prawie 40% niższy od średniej wieloletniej.



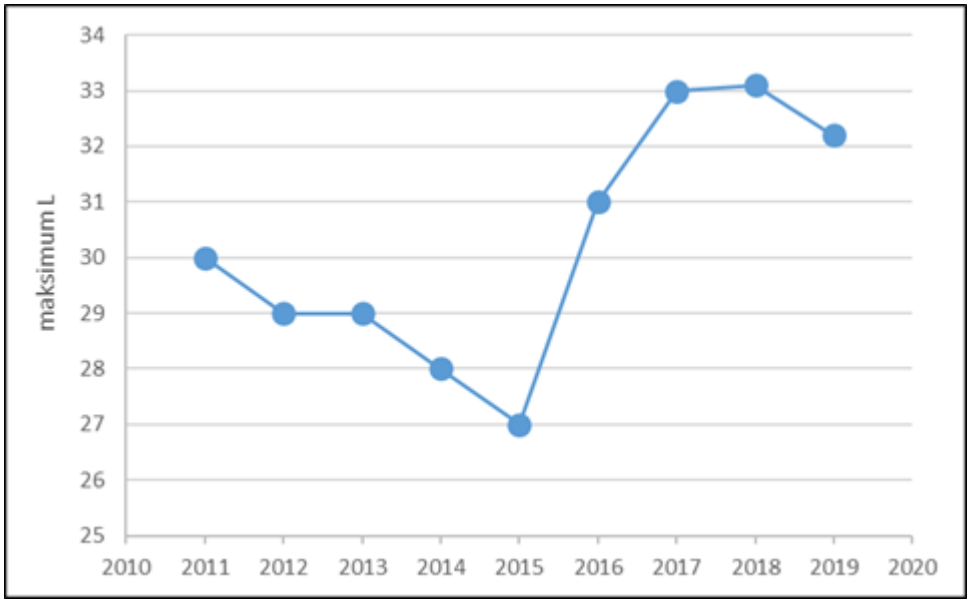
Rys. II.105. Stornia 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb >= 20 cm w latach 1991-2019 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2020a).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił w 2019 roku 28 cm, podobnie jak w roku poprzednim. Do roku 2016 percentyl ten wahał się nieznacznie pomiędzy 29 i 30 cm (Rys. II.106).
Z kolei średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2019 r. 32 cm (Rys. II.107) i była jedną z wyższych wartości w obserwowanej serii lat (2011-2019).
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 są niejednoznaczne – 95 percentyl rozkładu długości zmalał, ale długość maksymalna jest wysoka. Na podstawie dostępnych danych można sądzić, że stado raczej nie spełnia założeń GES, ale nie wyznaczono punktów referencyjnych do formalnego wykazania tego.



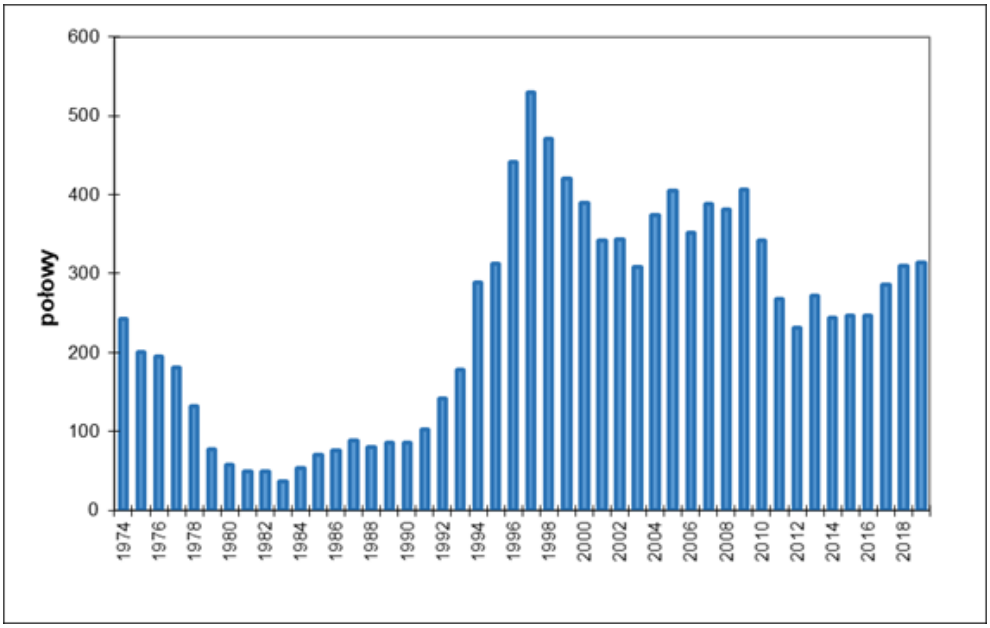
Rys. II.106. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.107. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

Stado szprota w podobszarach 22-32

Połowy szprota w latach 90. ubiegłego wieku wzrosły znacząco - z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton w 1997 roku (Rys. II.108). Następnie połowy obniżały się, a w ostatnich latach ustabilizowały w granicach 250 - 300 tys. ton. Wzrost połowów był wynikiem kilku liczebnych pokoleń szprotów i zmniejszającej się presji dorszy (spadek biomasy) na śledziowate.

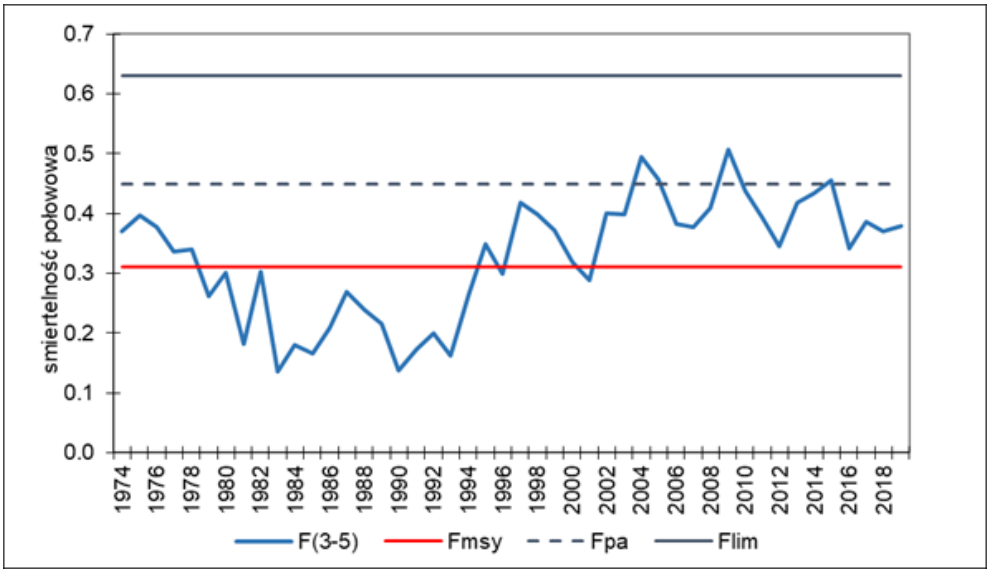


Rys. II.108. Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2019 wg danych ICES (2020a,b).

Od lat stan zasobów szprota jest oceniany za pomocą modeli analitycznych, zatem dla tego stada są dostępne podstawowe wskaźniki określające presję rybołówstwa: (śmiertelność połowowa) i zdolność rozrodczą stada (biomasa stada tarłowego). 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 2020c).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

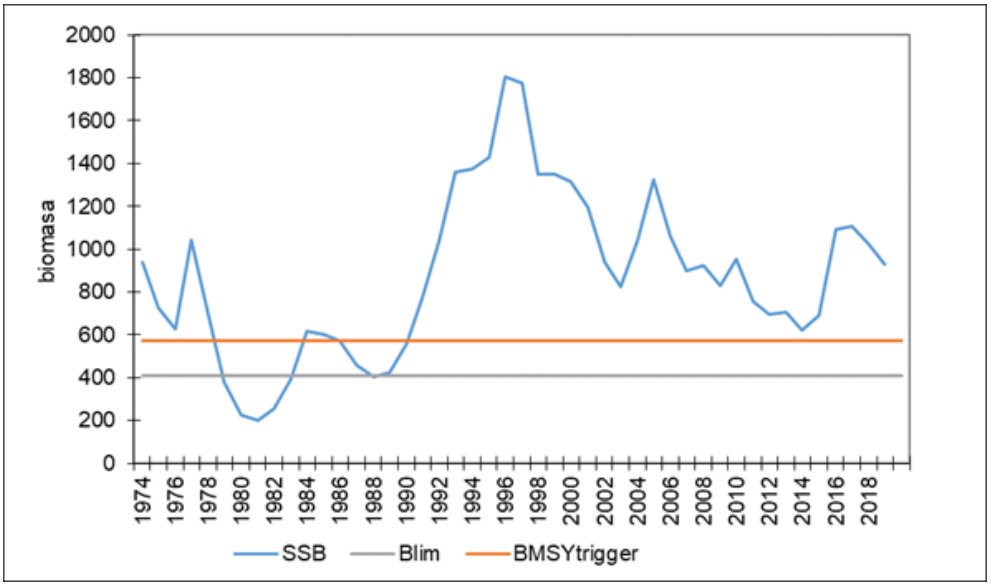
Śmiertelność połowowa w 2019 roku została oceniona na 0.38, wobec wartości F_{MSY} = 0.31. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: F_{lim} = 0.63, F_{pa} = 0.45. Zatem eksploatacja szprota mieści się w granicach zasady przezorności, ale przekracza śmiertelność połowową prowadzącą do MSY (Rys. II.109).



Rys. II.109. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY}, F_{pa}, F_{lim} wg danych ICES (2020a,b).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

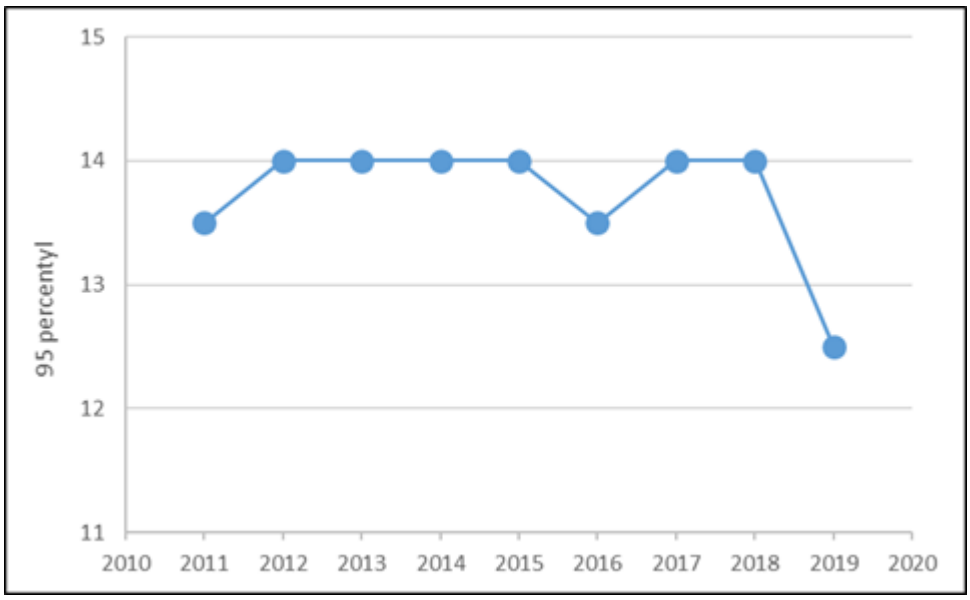
W okresie 2016-2018 biomasa szprota znacznie wzrosła, wskutek zasilenia stada bardzo liczebnym pokoleniem 2014 roku. Ocena SSB dla roku 2019 wynosi 930 tys. ton i mimo spadku znacznie przekracza wartość referencyjną MSY $B_{trigger}$ (zdefiniowaną na podstawie B_{pa} jako 570 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim}, wynoszące odpowiednio 570 i 410 tys. ton. Biomasa szprota wartości referencyjne przekracza od 30 lat (Rys. II.110). Zatem GES pod względem kryterium zdolności rozrodczej stada dla szprota został osiągnięty wiele lat temu.



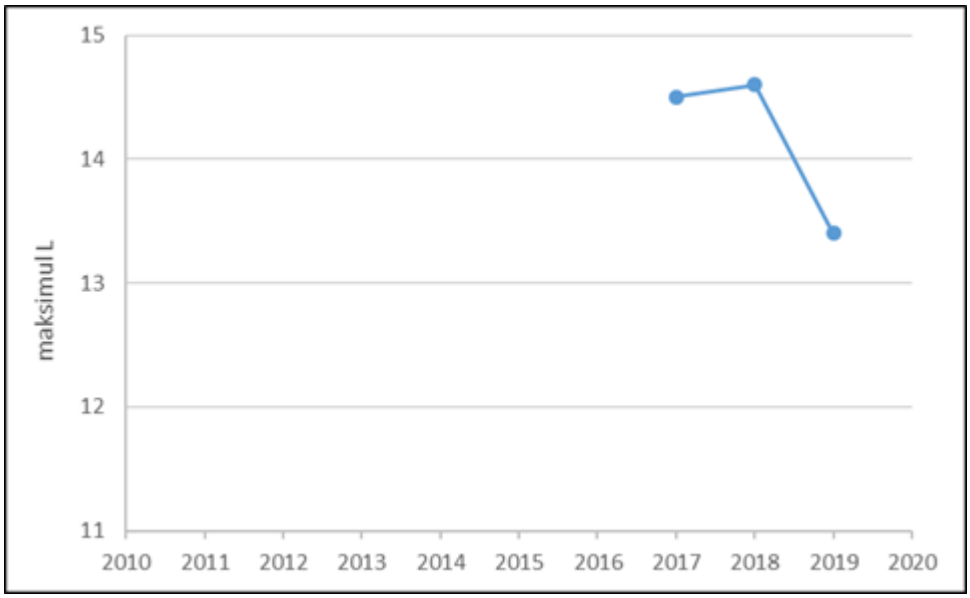
Rys. II.110. Szprot 22-32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2020a,b).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

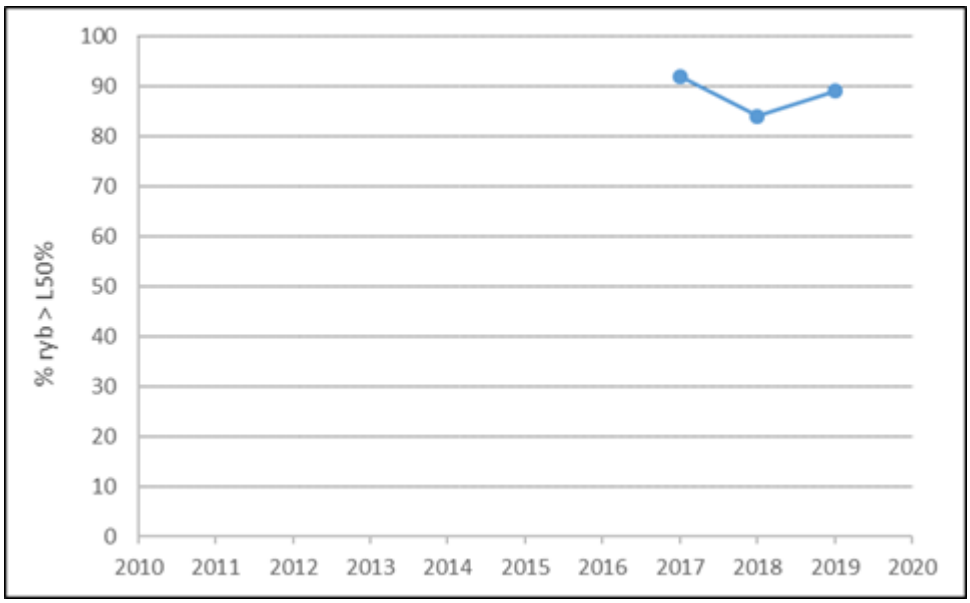
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił w 2019 roku 12,5 cm i był wyraźnie niższy od wartości obserwowanych w latach wcześniejszych (Rys. II.111). Do roku 2018 ten parametr był bardzo stabilny i nie odzwierciedlał dynamiki biomasy, która w tym okresie podlegała znacznym zmianom.
Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2019 roku 13,4 cm wobec 14,5-14,6 cm w latach 2017-2018 (Rys. II.112). Brak odpowiednich obliczeń dla lat wcześniejszych nie pozwala na przedstawienie tego parametru w skali wielolecia.
W połowach badawczych reprezentacja ryb niedojrzałych płciowo była zbyt mała, aby wiarygodnie wyznaczyć długość 50% dojrzałości płciowej i frakcję ryb większych od tej długości. Posługując się wielkością L50% wyznaczoną przez Grygiela i Wyszyńskiego (2003) jako około 9,5 cm wyliczono, że w 2019 roku 89% szprotów przekraczało długość 50% dojrzałości płciowej; analogiczna wielkość dla lat 2017-2018 wynosiły odpowiednio 92% i 84% (Rys. II.113).
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 przekracza F_{MSY}, ale mieści się w granicach wyznaczonych przez zasadę przezorności. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zjawiska. Stado spełnia założenia GES w zakresie biomasy, ale nie spełnia ich względem śmiertelności połowowej F_{MSY}.



Rys. II.111. Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



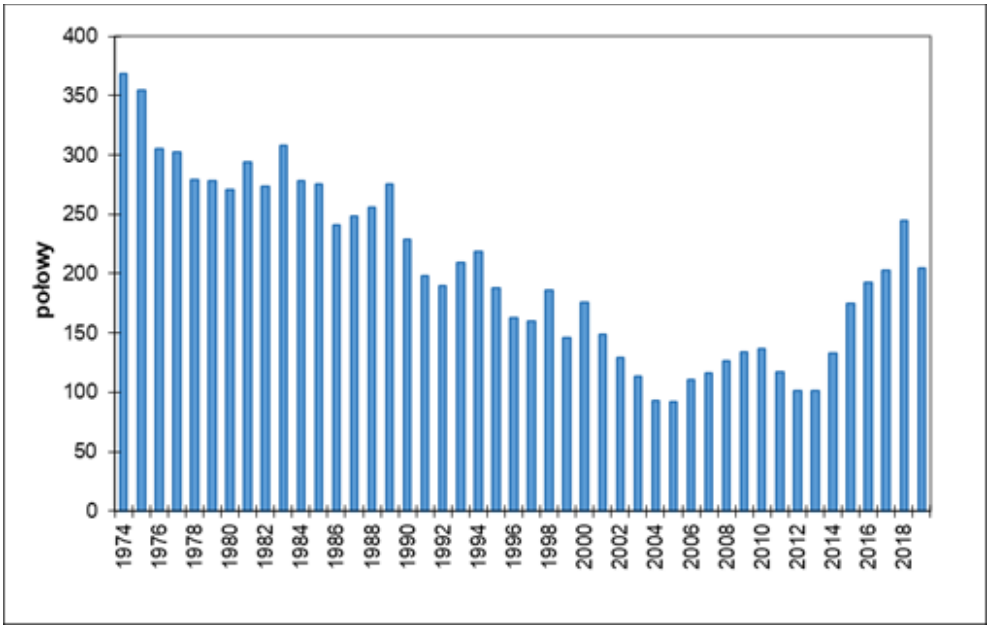
Rys. II.112. Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.



Rys. II.113. Szprot 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

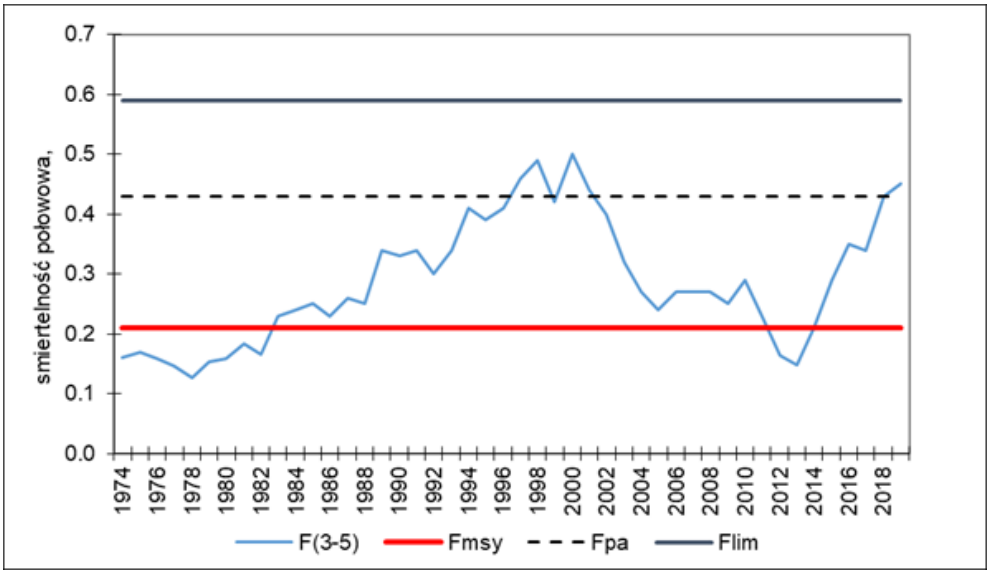
Wielkość połowów tego stada śledzia zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. ubiegłego wieku do około 100 tys. ton na przełomie wieków. Następnie połowy rosły i w 2019 roku złowiono ponad 200 tys. ton śledzi (Rys. II.114). Na spadek połowów w ubiegłym wieku złożyło się głównie malejące tempo wzrostu osobniczego śledzi, natomiast wzrost połowów w ostatnich latach to efekt bardzo liczebnego pokolenia z 2014 roku, które jednak już „wychodzi" z rybołówstwa. Podobnie jak w przypadku szprota punkty referencyjne dla śledzia zostały w 2020 roku zaktualizowane, uwzględniając obecny stan stada dorsza (ICES 2020c). Jednakże ich zmiana nie jest tak znaczna jak w przypadku szprota.



Rys. II.114. Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2019 wg danych ICES (2020a,b).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa) - Śmiertelność połowowa (F)

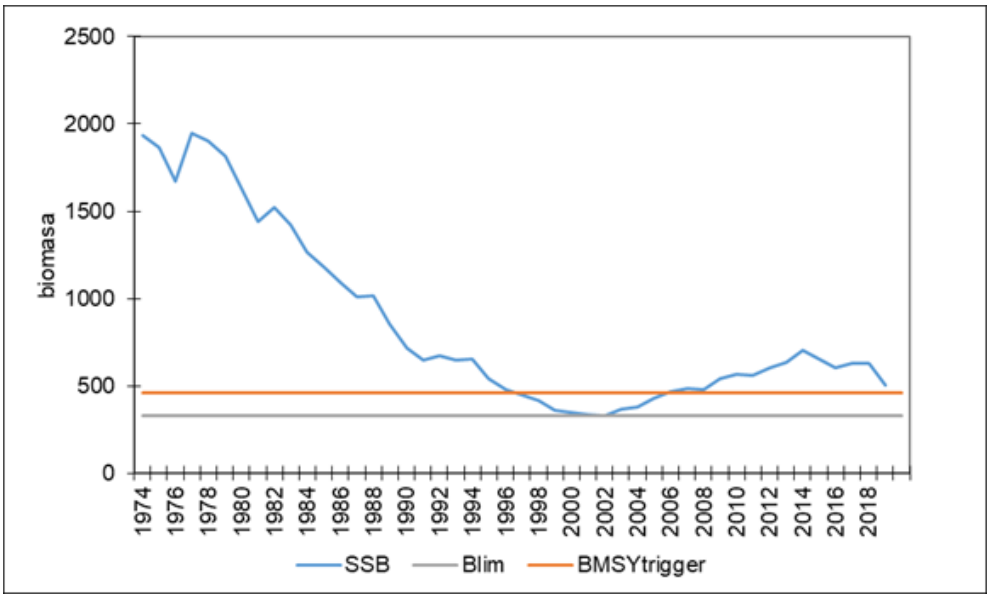
Śmiertelność połowowa w 2019 roku została oceniona na 0,45, wobec wartości F_{MSY}=0,21. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: F_{lim} = 0,59, F_{pa} = 0,43. Zatem eksploatacja śledzia przekracza śmiertelność połowową prowadzącą do MSY, a także może nie mieścić się w granicach zasady przezorności (jest nieco większa od F_{pa}) (Rys. II.115).



Rys. II.115. Śledź 25-29 i 32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-6 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: FMSY, Fpa, Flim wg danych ICES (2020a,b).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada) - Biomasa stada tarłowego

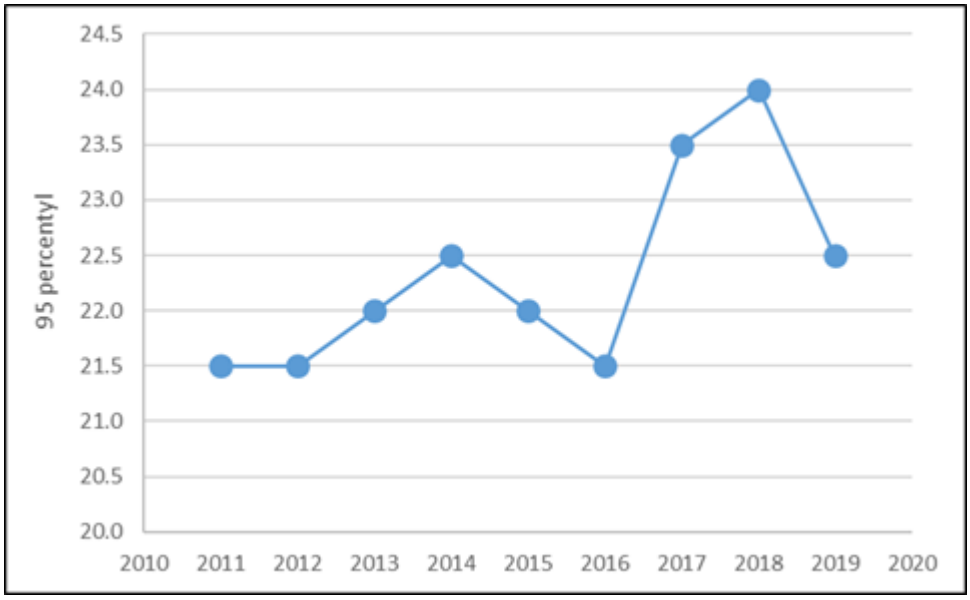
W okresie 2000-2015 biomasa śledzi wzrastała do poziomu około 700 tys. ton , podwajając niskie wartości z początku wieku (Rysunek 19). Po krótkim okresie stabilizacji SSB w roku 2019 obniżyła się do około 500 tys. ton i niewiele przekraczała wartość referencyjną MSY $B_{trigger}$ (460 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim}, wynoszące odpowiednio 460 i 330 tys. ton. Biomasa stada była wyższa od wartości referencyjnych od 2003 roku. Zatem GES dla śledzia pod względem kryterium wskaźnika zdolności rozrodczej stada został osiągnięty kilkanaście lat temu.



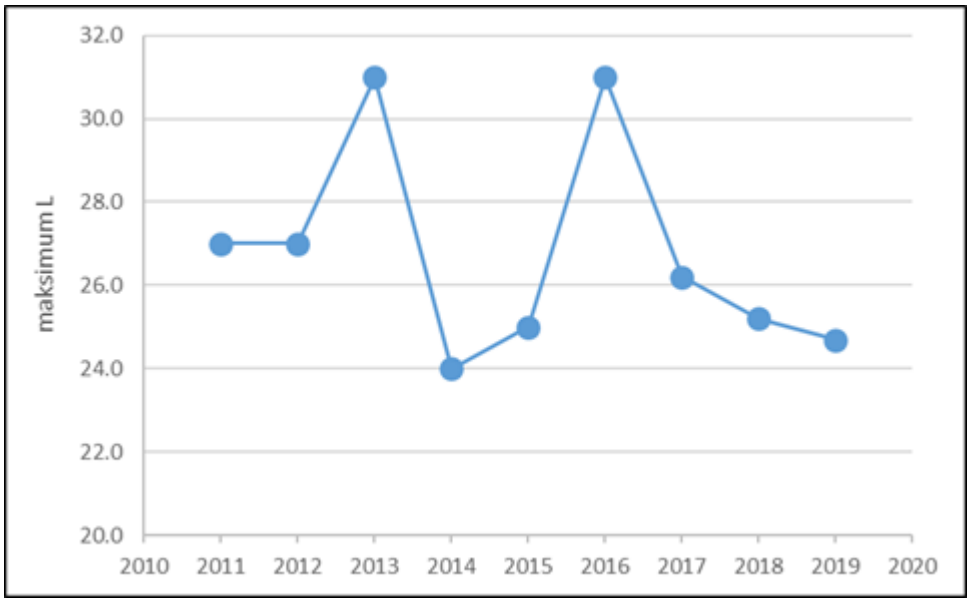
Rys. II.116. Śledź 25-29 i 32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi wg danych ICES (2020a,b).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

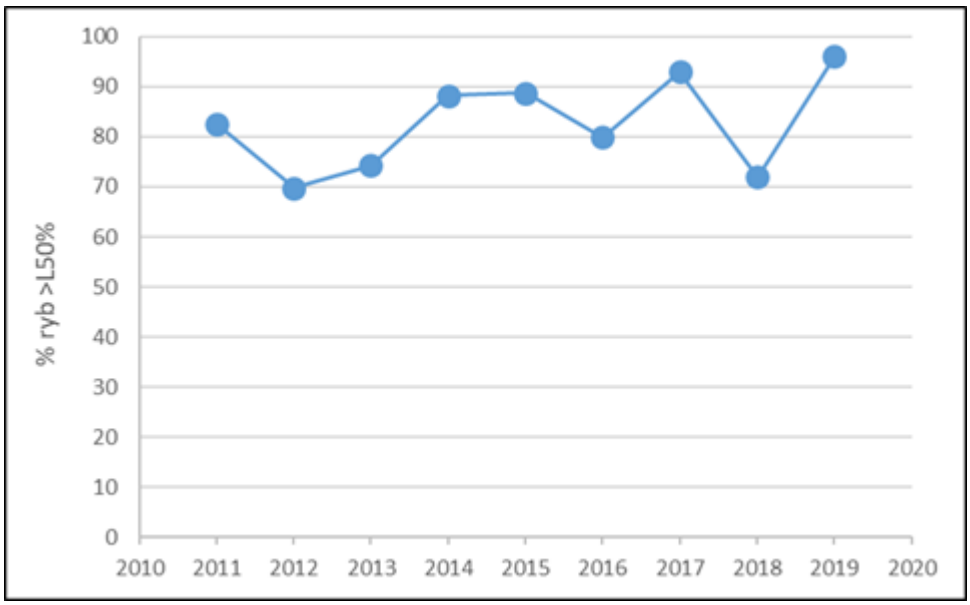
W 2019 roku 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych obniżył się do 22,8 cm, będąc bliskim średniej wieloletniej (Rys. II.117). W 2014 roku urodziło się bardzo liczebne pokolenie śledzi, które mogło mieć wpływ na spadek tego wskaźnika w latach 2015-2016.
Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2019 roku 24,7 cm i była jedną z niższych wartości w okresie obserwacji. (Rys. II.118).
W 2019 roku aż 97% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej (Rys. II.119). Wskaźnik ten osiągnął najwyższą w okresie obserwacji wartość.
Podsumowując można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada śledzia 25-29,32 jest dość dobry: biomasa jest wyższa od biomas referencyjnych, ale śmiertelność połowowa znacznie przekracza F_{MSY} i nieznacznie F_{pa}. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zjawiska. Stado spełnia założenia GES w zakresie biomasy, ale nie spełnia ich w zakresie śmiertelności połowowej.



Rys. II.117. Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.118. Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.



Rys. II.119. Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

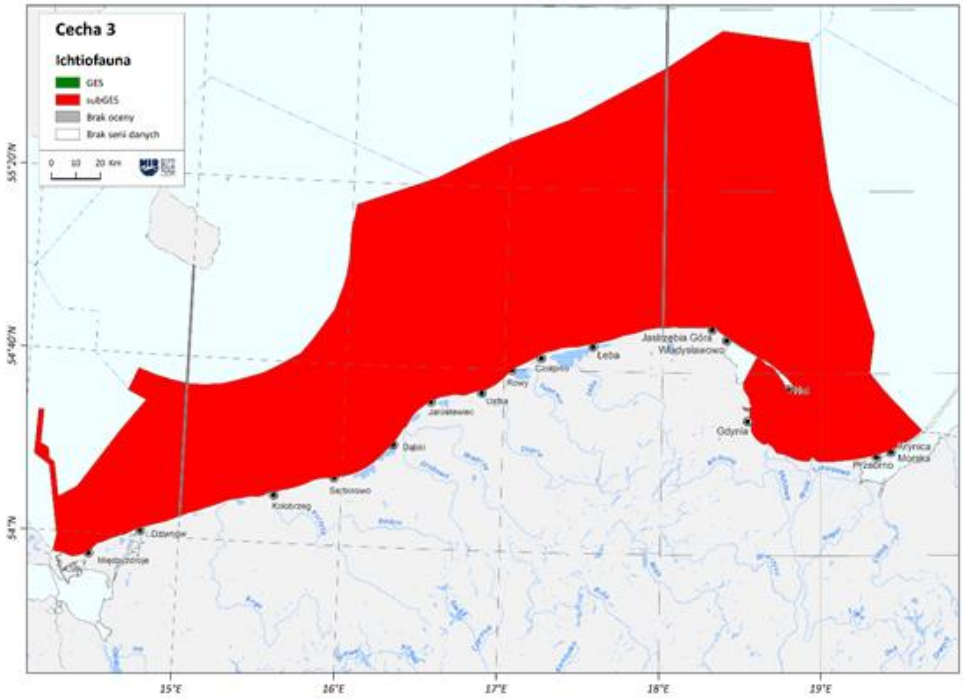
Podsumowanie oceny GES na podstawie cechy D3

Na podstawie cechy D3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane do oceny stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków.
Ocenę GES za 2019 rok przedstawiono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium 3.1 i 3.2, zgodnie z rekomendacją ICES (ICES 2016). GES wg kryterium zdolności rozrodczej stada został osiągnięty dla śledzia w podobszarach 25-29 i 32 oraz szprota w podobszarach 22-32. Żadne z analizowanych stad nie osiągnęło GES wg kryterium poziomu presji rybołówstwa. Mimo braku ocen analitycznych można na podstawie skrajnych (bardzo niskich lub wysokich) wartości wskaźników alternatywnych kryterium 3.1 i 3.2 ocenić, że stado storni w podobszarach 24-25 prawdopodobnie spełnia kryteria GES, natomiast stado storni w podobszarach 26+28 prawdopodobnie ich nie spełnia. Podsumowanie ocen dla roku 2019 na tle ocen z lat wcześniejszych przedstawiono w Tabela II.25.

Tabela II.25. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2019 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.

Stado	Rok 2019		
	Kryterium 3.1	Kryterium 3.2	GES
dorsz 24-32	?		
stornia 24-25	?	?	?
stornia 26 i 28	?	?	?
szprot 22-32			
śledź 25-29 i 32			
Proporcja stad z GES*/	0 z 3	2 z 3	0 z 3
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków (%)	0	79	0
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	2 z 5	2 z 5

*/ spośród stad ze znanym statusem



Rys. II.120. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2019 r.

II.4.2. Eutrofizacja

Zgodnie z zaleceniami RDSM znowelizowanej Dyrektywą 2017/845 przeprowadzono ocenę stanu środowiska w roku 2019 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 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:

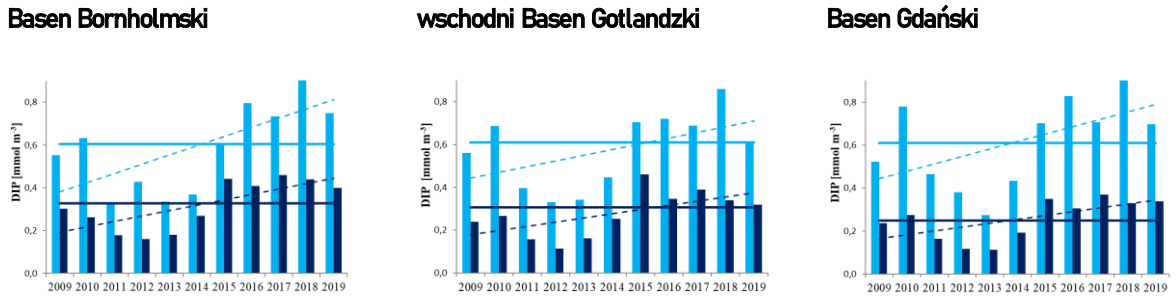
- czynniki sprawcze określone poziomem substancji pokarmowych w środowisku morskim,
- skutki bezpośrednie nadmiaru soli odżywczych, opisywane przez koncentracje chlorofilu a oraz zmiany przezroczystości wody morskiej,
- skutki pośrednie wzbogacenia środowiska solami pokarmowymi, scharakteryzowane przez 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 przeźroczystość. Badania te są wykonywane zgodnie z wytycznymi HELCOM COMBINE. W 2019 r. zostało przeprowadzonych 6 rejsów, podczas których, na 21 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

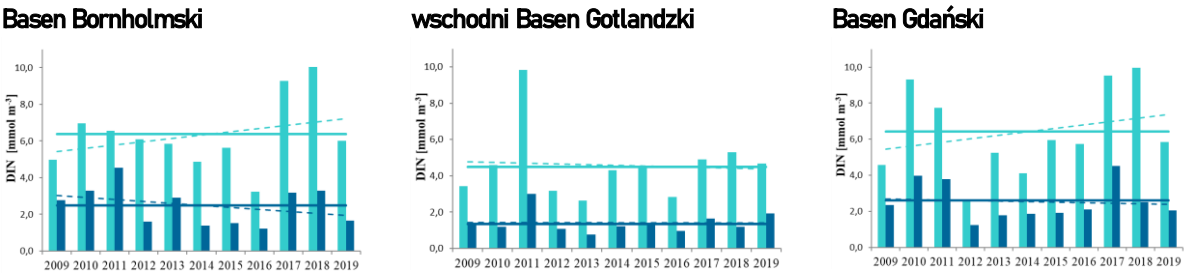
Zawartość substancji pokarmowych w wodzie morskiej jest najistotniejszym wskaźnikiem opisującym proces eutrofizacji w Morzu Bałtyckim. Sole te mają największy, bezpośredni lub pośredni, wpływ na pozostałe wskaźniki eutrofizacji, m.in. na rozwój fitoplanktonu. Analizując wielkość ładunku substancji biogenicznych należy mieć na uwadze wpływ nietypowych zjawisk przyrodniczych, które miały miejsce w rozpatrywanym okresie, takich jak odpływ fal powodziowych wodami Wisły do Zatoki Gdańskiej w 2010 r (Łysiak-Pastuszak 2011), 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 2019 r. Analiza wykazała spadek zawartości nieorganicznych fosforanów w warstwie powierzchniowej poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej dla wartości zimowych w poprzednim roku. Jednak we wszystkich badanych akwenach nadal utrzymywała się tendencja wzrostowa 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). Zarówno średnie roczne stężenia, świadczące o dostępności tych związków w cyklu całorocznym, jak i zimowe stężenia tych związków w warstwie powierzchniowej w poszczególnych akwenach w 2019 r. utrzymywały się na wysokim poziomie i były wyższe niż średnia z ostatniego dziesięciolecia w Basenie Bornholmskim i Gdańskim lub równe we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rys. II.121).



Rys. II.121. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje.

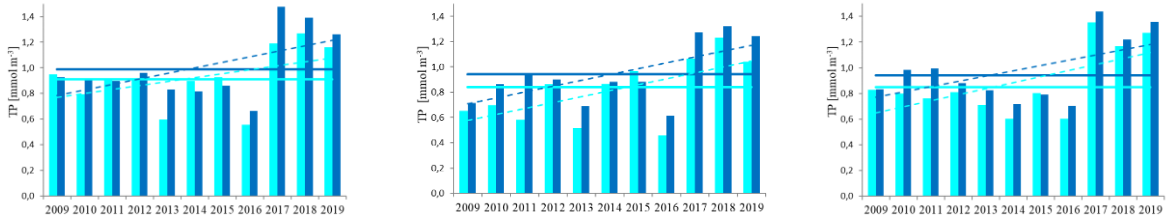
W odniesieniu do azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej, dla średnich rocznych zawartości tych związków nie zaobserwowano wyraźnych tendencji. W poszczególnych akwenach polskich obszarów morskich średnie roczne z 2019r. oscylowały wokół średniej z ostatniej dekady. W porównaniu z poprzednim rokiem badań wartości te były wyraźnie mniejsze w Basenie Bornholmskim, a wyższe we wschodnim Basenie Gotlandzkim. Natomiast stężenia tych związków w okresie zimowym 2019 r. obniżyły się do poziomu średniej wieloletniej 2009-2018. Niestety spadek ten nie wpłynął na zmianę niekorzystnego kierunku tendencji obserwowanych w ostatnich latach w Basenie Bornholmskim oraz Gdańskim (Tabela II.26). W przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego obserwowane zmiany nie były jednoznaczne (Rys. II.122).



Rys. II.122. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009-2018, linie przerywane – tendencje.

Kolejnymi wskaźnikami eutrofizacji są stężenia całkowitego fosforu (TP) i azotu (TN), które w okresie wegetacji przybliżają wielkość produkcji pierwotnej. Ich zmienność w wydzielonych akwenach przedstawiono na Rys. II.123 oraz Rys. II.124. Średnie stężenia fosforu całkowitego z miesięcy letnich w warstwie powierzchniowej były w 2019 r. niższe niż w lecie poprzedniego roku. We wszystkich badanych akwenach, z wyjątkiem Basenu Gdańskiego utrzymywały się również powyżej wartości średnich dla ostatniego dziesięciolecia. Podobne zależności dotyczyły średnich rocznych stężeń fosforu całkowitego. We wszystkich basenach polskich obszarów morskich utrzymywała się wzrostowa tendencja stężeń całkowitego fosforu, zarówno w odniesieniu do średnich sezonowych jak i rocznych.

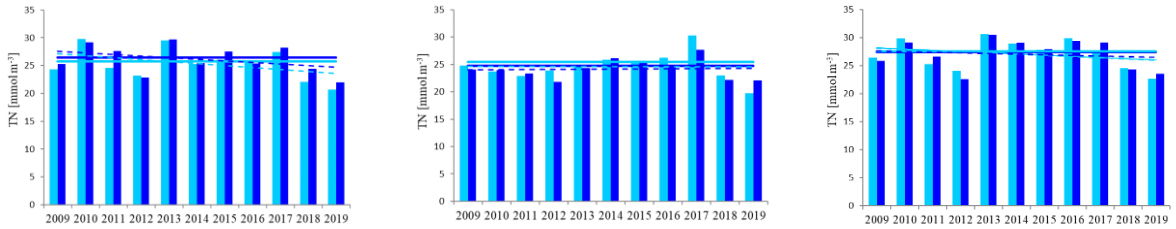
Basen Bornholmski wschodni Basen Gotlandzki Basen Gdański



Rys. II.123. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje.

W przypadku azotu całkowitego, we wszystkich monitorowanych akwenach, zarówno w okresie letnim 2019 r. jak i w cyklu całorocznym, wartości stężeń były niższe w porównaniu z rokiem poprzednim, a także od średniej wieloletniej. Stwierdzono również pozytywny kierunek zmian: zanikowi uległa słaba tendencja wzrostowa zanotowana w poprzednim roku we wschodnim Basenie Gotlandzkim, a na pozostałym obszarze pojawiła się słaba tendencja spadkowa.

Basen Bornholmski wschodni Basen Gotlandzki Basen Gdański



Rys. II.124. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje zmian.

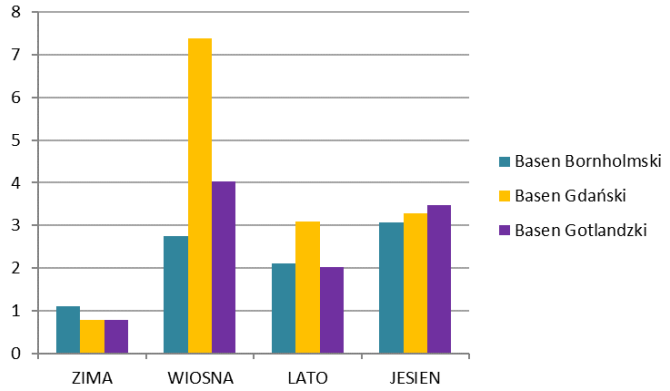
Tabela II.26. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2019 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (XII–II) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2009–2018)

Akwen		DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	2019	0,75	6,03	1,16	20,67
	2009–2018	(0,60)	(6,38)	(0,91)	(25,72)
wschodni Basen Gotlandzki	2019	0,61	4,69	1,04	19,76
	2009–2018	(0,61)	(4,50)	(0,84)	(25,50)
Basen Gdański	2019	0,70	5,83	1,27	22,69
	2009–2018	(0,61)	(6,44)	(0,85)	(27,56)

Skutki bezpośrednie

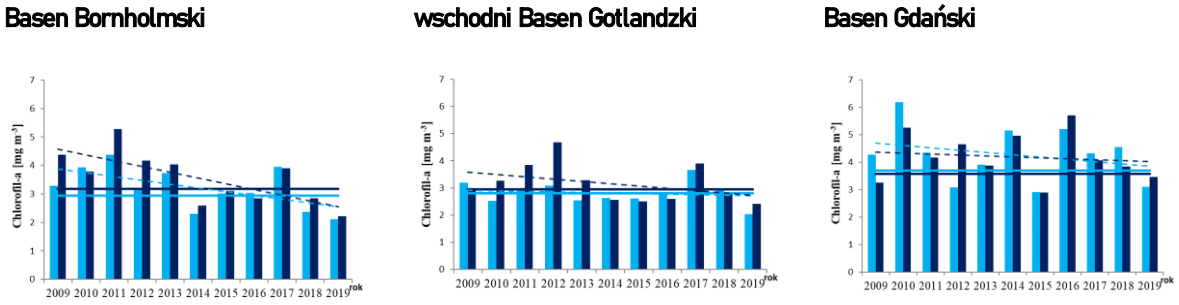
Intensywne zakwity fitoplanktonu są skutkiem dużej dostępności substancji odżywczych w środowisku morskim. W większości przypadków ich efektem jest zwiększenie koncentracji chlorofilu a w wodzie morskiej. Zmiany zawartości chlorofilu a ocenia się w dwóch zakresach czasowych: średnia koncentracji w miesiącach 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 wodach badanych akwenów polskich obszarów morskich koncentracje chlorofilu a w sezonie letnim były niższe od średnich rocznych (Tabela II.27.). Wynika to z faktu, iż najintensywniejszy zakwit zarejestrowano wiosną 2019 r. (Rys. II.125.).



Rys. II.125. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2019 r.

Średnia zawartość chlorofilu a, zarówno sezonowa jak i w całym roku 2019 r była niższa od odpowiednich średnich z poprzedniego roku, a także od średnich z ostatniej dekady. Pozwoliło to na utrzymanie pozytywnego kierunku zmian, zaobserwowanego w poprzednim okresie. Najwyraźniej tendencja spadkowa zaznaczyła się w Basenie Bornholmskim wpisując się w, obserwowaną dla ostatniego dziesięciolecia, tendencję spadkową (Rys. II.126). Generalnie pozytywny kierunek zmian zanotowano zarówno w cyklu sezonowym jak i całorocznym.



Rys. II.126. Zmiany zawartości chlorofilu a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje.

W 2019 r. największy zakwit fitoplanktonu przypadał na okres wiosenny. Najintensywniejsza produkcja pierwotna została zanotowana w Basenie Gdańskim na poziomie prawie dwukrotnie wyższym niż w pozostałych akwenach. We wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz w Basenie Bornholmskim zakwit wiosenny był na podobnym poziomie jak zakwit jesienny. Najmniejszy zakwit został zarejestrowany w sezonie letnim (Rys. II.126).

Tabela II.27. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2019 r.; (średnie z okresu 2009–2018)

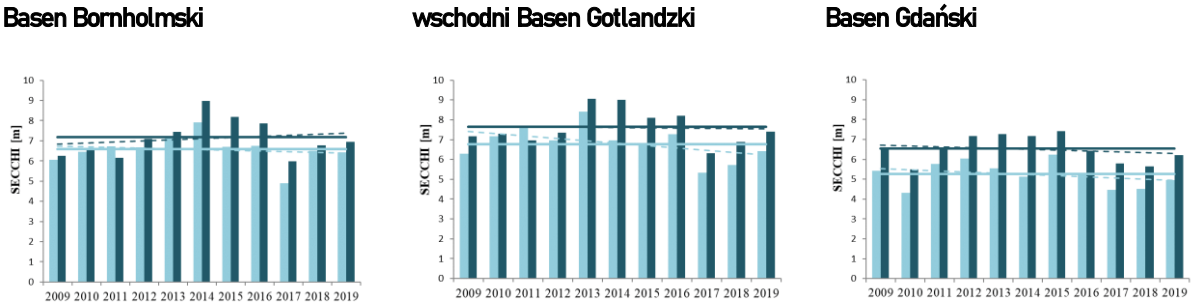
Akwen		Chl-a (VI–IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	2019	2,11	2,21
	2009–2018	(2,94)	(3,17)
wschodni Basen Gotlandzki	2019	2,03	2,41
	2009–2018	(2,80)	(2,95)
Basen Gdański	2019	3,10	3,47
	2009–2018	(3,70)	(3,57)

Przezroczystość wody jest, podobnie jak zawartość chlorofilu a, 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 zwartości chlorofilu a.
W 2019 r. przezroczystość w polskich obszarach morskich zmieniała się w zakresie od 2 m, zmierzona podczas wiosennego zakwitu w strefie płytkowodnej Basenu Gdańskiego, do 13 m zanotowana w okresie zimowym w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Podobnie jak w poprzednim roku, najniższą średnią, zarówno dla miesięcy letnich jak i roczną, przezroczystość zanotowano w Basenie Gdańskim. Na pozostałym obszarze w sezonie letnim średnia głębokość widzialności krążka Secchi'ego wynosiła ok 6,4 m, natomiast średnia roczna była najwyższa we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Tabela II.28).

Tabela II.28. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2019 r.; (średnie z okresu 2009–2018)

Akwen		Secchi (VI–IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	2019	6,4	7,0
	2009–2018	(6,6)	(7,2)
wschodni Basen Gotlandzki	2019	6,4	7,4
	2009–2018	(6,8)	(7,7)
Basen Gdański	2019	5,0	6,2
	2009–2018	(5,3)	(6,5)

W 2019 r. średnia przezroczystość we wszystkich akwenach polskich obszarów morskich, tak w miesiącach letnich jak i w całym roku, była wyższa od średniej z poprzedniego roku, ale nieco niższa od średniej z ostatniej dekady. (Rys. II.127).



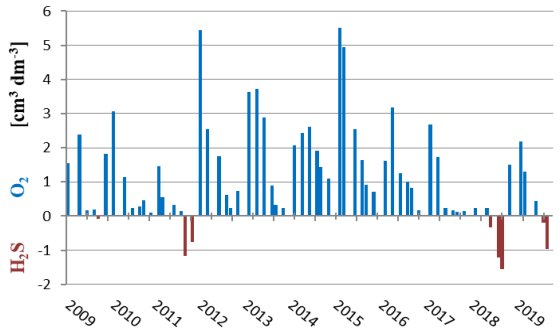
Rys. II.127. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje

Generalnie nie stwierdzono żadnych inklinacji w monitorowanych akwenach ani w odniesieniu do średnich sezonowych ani rocznych.

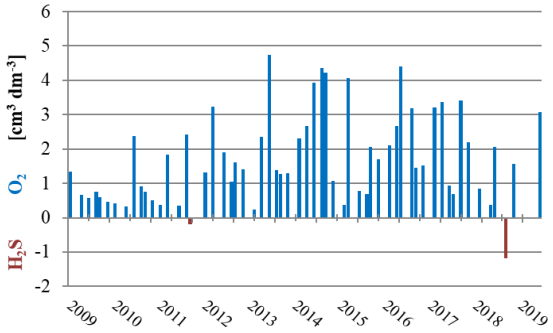
Skutki pośrednie

Nadmiar substancji odżywczych w środowisku morskim Bałtyku skutkuje w sposób pośredni spadkiem natlenienia wód przydennych. 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 2009-2019, powodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego (Rys. II.128). 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 we wszystkich głębiach polskich obszarów morskich.

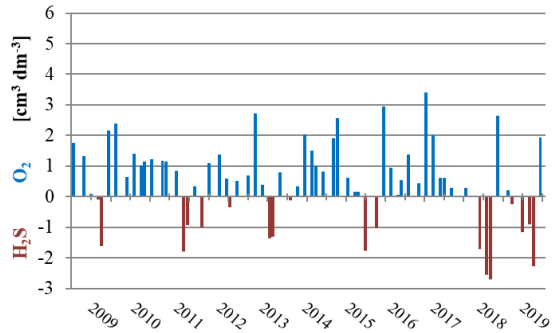
Głębia Bornholmska



pd.-wsch. Głębia Gotlandzka



Głębia Gdańska



Rys. II.128. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2009–2019.
siarkowodór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

Wody przydenne obszarów płytkowodnych, za sprawą cyrkulacji i dobrej wymiany wód (brak piknokliny, pojawianie się upwelling'ów), były w roku oceny dobrze natlenione, stężenie tlenu przy dnie oscylowało wokół wartości 6,0 cm^3 dm^{-3} (Tabela II.29).

Tabela II.29. Minimalne stężenie tlenu [$cm^3\ dm^{-3}$] przy dnie w lecie 2019 r. w polskich obszarach morskich (min. 2009–2018)

Akwen	okres	strefa	O_2 min (VI–IX)
Basen Bornholmski	2019 2009–2018	głębokowodna	-0,95 (–1,17)
	2019 2009–2018	płytkowodna	5,42 (4,50)
	2019 2009–2018	Zatoka Pomorska	5,53 (3,91)
wschodni Basen Gotlandzki	2019 2009–2018	głębokowodna	-0,08 (–0,19)
	2019 2009–2018	płytkowodna	6,26 (4,00)
Basen Gdański	2019 2009–2018	głębokowodna	-2,67 (–1,76)
	2019 2009–2018	płytkowodna	6,25 (4,28)

siarkowodór 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 2019 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 2019 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.30).
Stan środowiska polskich obszarów morskich w 2019 r. w zakresie eutrofizacji r. 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 i fosforu 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.129–Rys. II.132).

Tabela II.30. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2019 roku (źródło danych PMŚ)

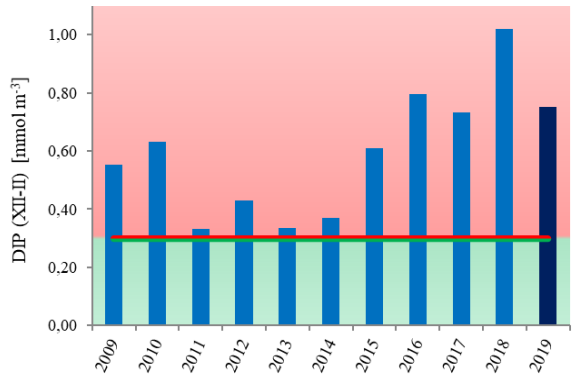
Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena Cecha D5
	DIN	DIP	TN	TP	śr. ER	CHL a	SECCHI	CyaBl Wskaźnik zakwitu sinic *	śr. ER	Dług tlenowy *	Index B	śr. ER	
polskie wody Basenu Bornholmskiego	2,4	2,5	1,5	2,1	2,1	1,2	1,1	1,12	1,18	1,27	1,15	1,21	sub GES (2,1)
polskie wody Basenu Gdańskiego	1,4	1,9	1,3	2,3	1,7	1,4	1,3	1,19	1,56	1,25	2,63	1,94	sub GES (1,94)
polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego	1,8	2,1	1,3	1,8	1,8	1,1	1,2	1,1	1,33	1,25	1,34	1,30	sub GES (1,8)

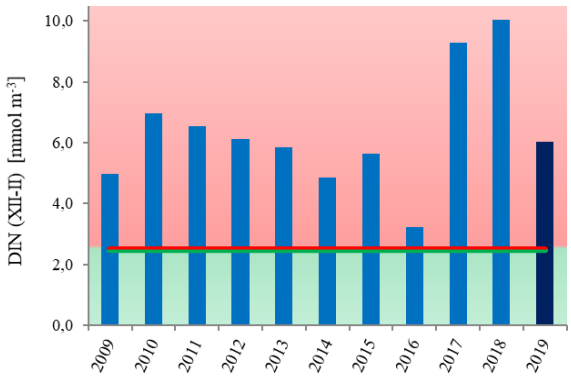
* dostępne wartości z okresu 2011-2016

GES (kolor zielony) subGES (kolor czerwony)

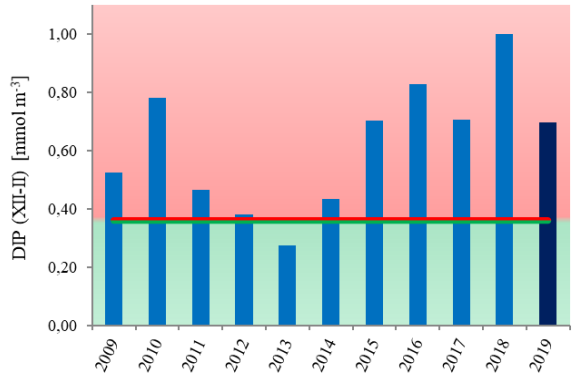
DIP	DIN

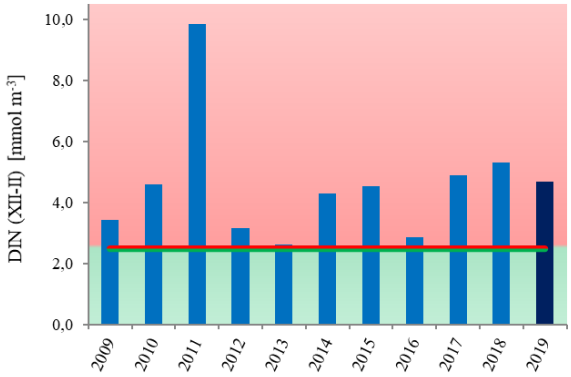
Basen Bornholmski



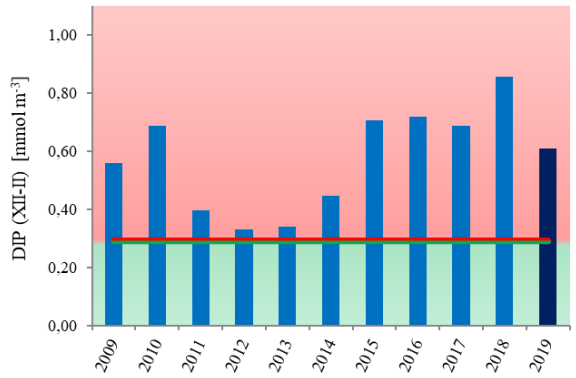


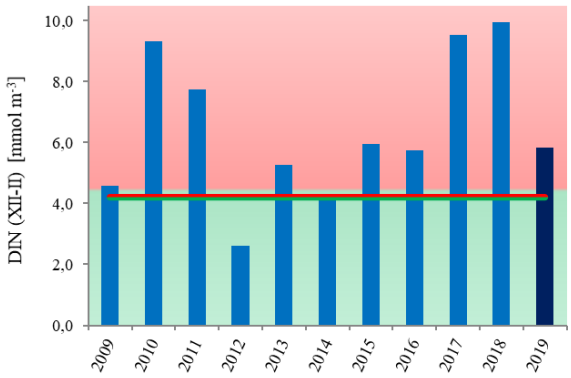
wschodni Basen Gotlandzki





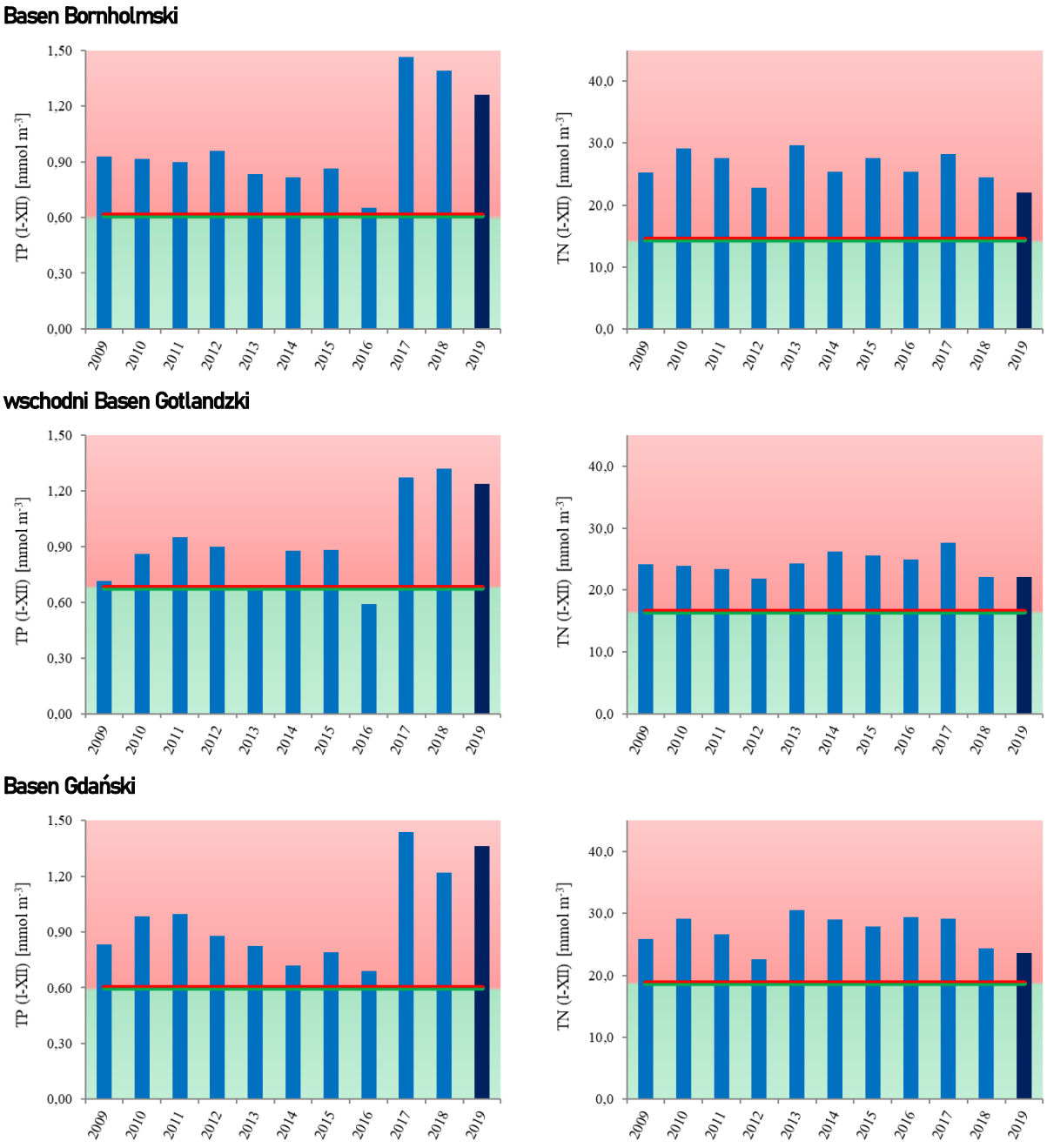
Basen Gdański





Rys. II.129. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10m, w okresie zimowym w latach 2009–2019 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

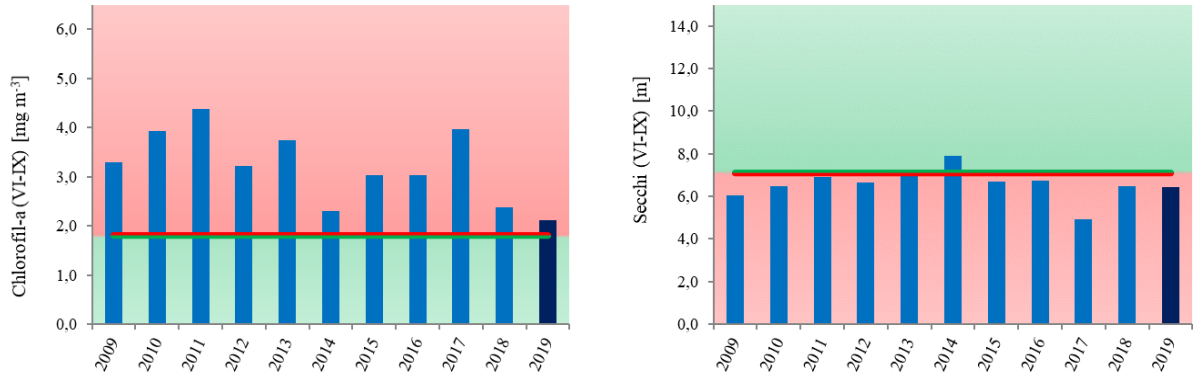
TP	TN



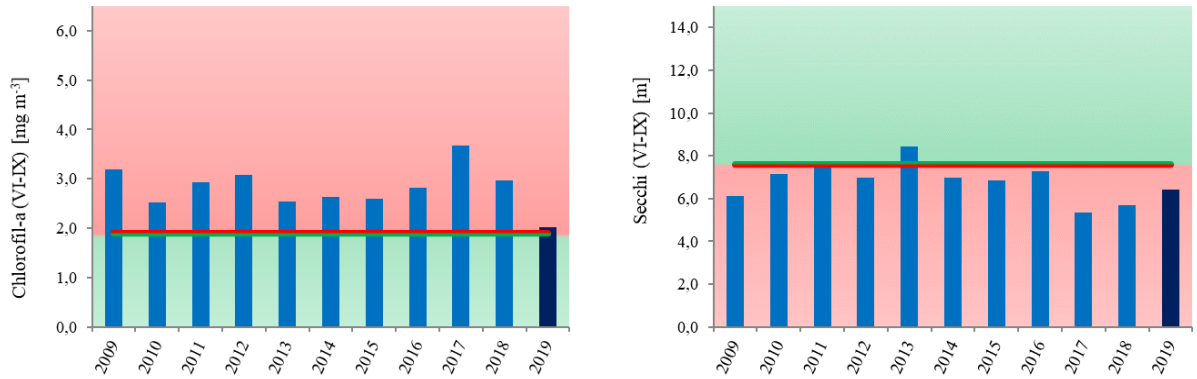
Rys. II.130. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10m w latach 2009–2019 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

CHLOROFIL *a*	SECCHI

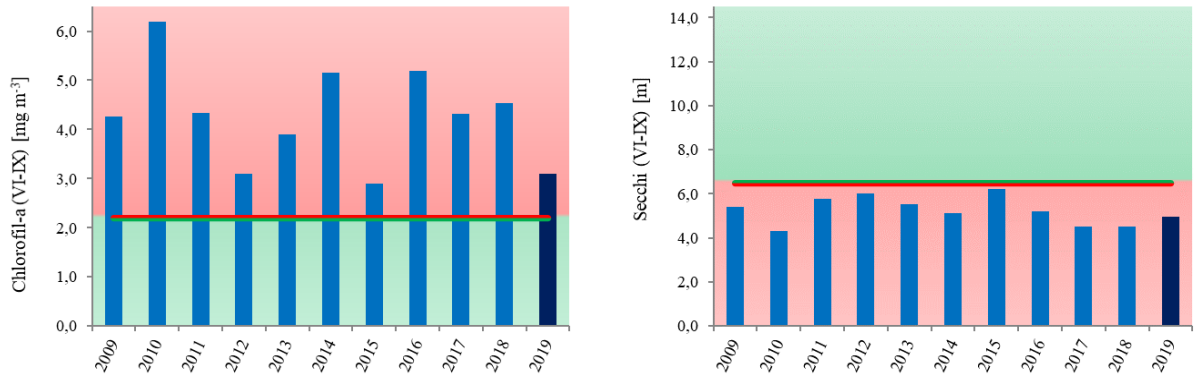
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

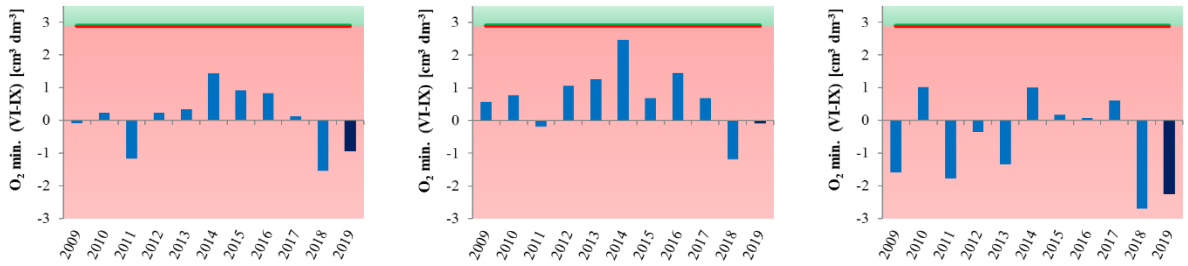


Basen Gdański



Rys. II.131. Zmiany koncentracji chlorofilu a w warstwie 0–10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2009–2019 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.132. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2009–2019. 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 2019 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 Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (Anon 2008) 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 dotyczącej substancji priorytetowych (Anon 2013) 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 uwzgledniane 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 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) (Anon 2013) 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 makrofitobentosowych (Zalewska i Danowska 2017).

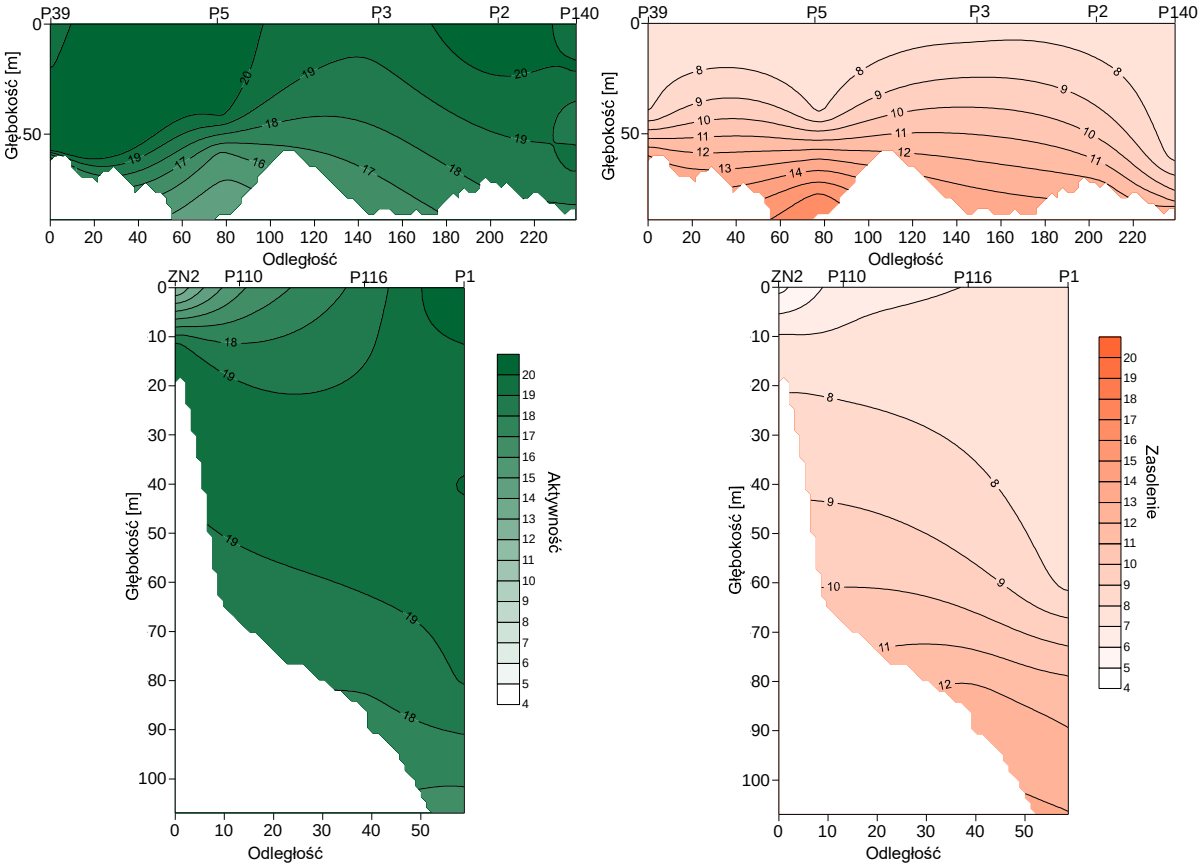
Identyczną metodę oceny zastosowano dla testu mikrojądrowego – wskaźnika kryterium odnoszącego się do efektów szkodliwego oddziaływania substancji zanieczyszczających. Uzyskany wynik odniesiono do wartości rekomendowanej jako docelowa.

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

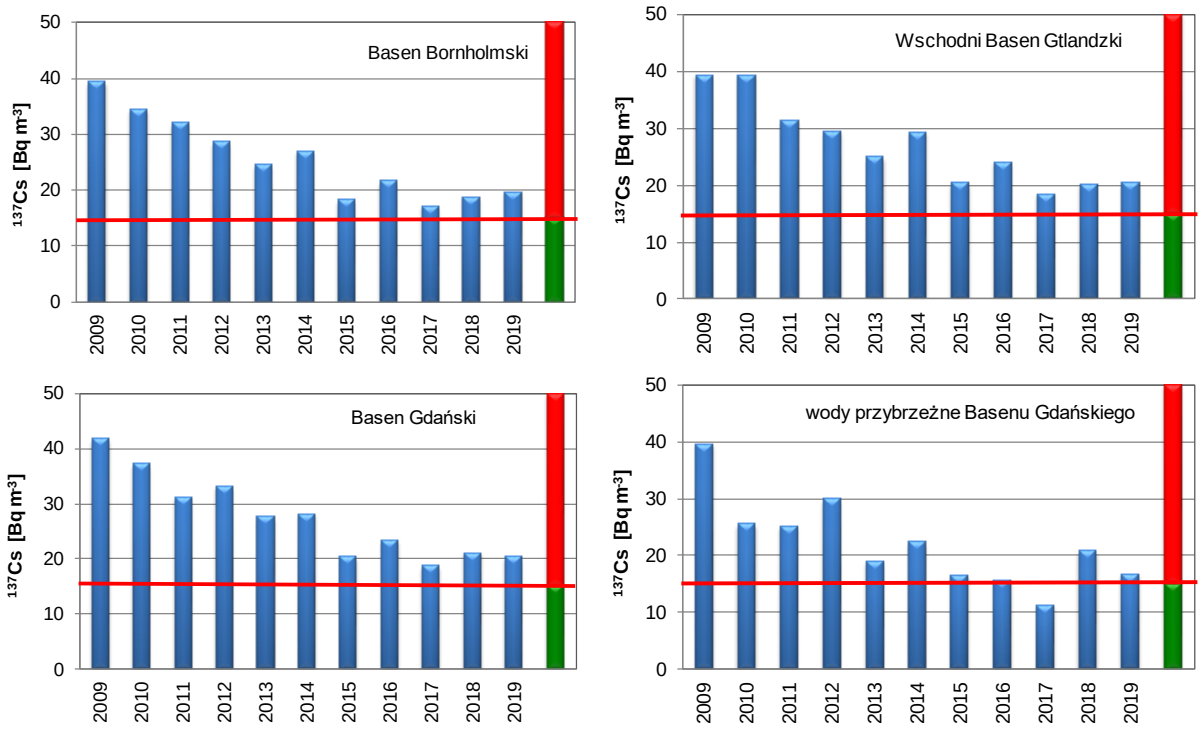
Woda morska

W 2019 roku, podobnie jak w latach poprzednich, 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 2019 roku, obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło 19,9 Bq m^{-3} i było porównywalne do średniego stężenia odnotowanego w roku poprzednim 19,8 Bq m^{-3} (GIOŚ 2019) i jednocześnie dwa razy niższe od średniej aktywności omawianego izotopu w 2009 roku (40,0 Bq m^{-3}) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny.
W 2019 roku stężenia ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku pozostawały w zakresie od 12,6 Bq m^{-3} do 26,9 Bq m^{-3} i średnia aktywność w rejonie Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gdańskiego była porównywalna i wynosiła około 20 Bq m^{-3}. Najniższe aktywności występowały w wodach przydennych Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego i podobnie jak w latach poprzednich zmiany stężeń ^{137}Cs w profilu pionowym pozostawały w związku z wielkością zasolenia ($r = -0,47$, $p = 0,002$), przy czym wyższemu zasoleniu towarzyszyły niższe stężenia izotopu (Rys. II.133). Rozkład pionowy w Głębi Gdańskiej i w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego był już znacznie bardziej wyrównany, ponieważ słabe wlewy czystszych wód z Morza Północnego nie są w stanie dotrzeć w ten rejon, co widać na rysunku przedstawiającym rozkład pionowy zasolenia w Basenie Bornholmskim (Rys. II.133). W obszarze bezpośredniego ujścia rzeki Wisły ze względu na zdecydowanie niższe aktywności ^{137}Cs w wodzie rzecznej, aktywności tego pierwiastka są zdecydowanie niższe w wodach powierzchniowych (Saniewski i Zalewska, 2016). W roku 2019 na stacji ZN2 najbliżej położonej ujścia Wisły aktywność ^{137}Cs w wodzie powierzchniowej wynosiła 12,6 Bq m^{-3} (zasolenie 4,6) i było prawie dwukrotnie niższe niż na stacji P1 zlokalizowanej na obszarze Głębi Gdańskiej (22,8 Bq m^{-3}, zasolenie 7,5) (Rys. II.133).



Rys. II.133. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (st. P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (st. ZN2 – P1) w roku 2019; odległość wyrażona w km.

W 2019 średnie stężenia ^{137}Cs w trzech obszarach: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański były na zbliżonym poziomie do aktywności z roku 2018 (Rys. II.134). Jedynie w obrębie obszaru wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano spadek aktywności o około 20% w stosunku do roku ubiegłego co było spowodowane większym wpływem Wisły w okresie poboru próbek wody.

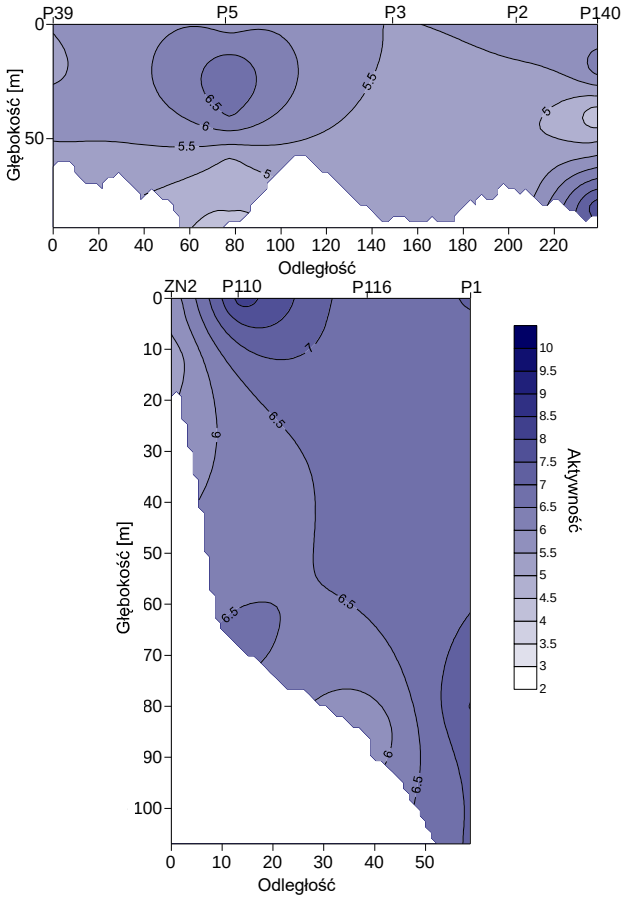


Rys. II.134. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2009-2019, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

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 2019 roku w czterech obszarach oceny: Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Gdańskim oraz w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczego izotopem ^{137}Cs należy uznać za nieodpowiedni według wymagań RDSM.

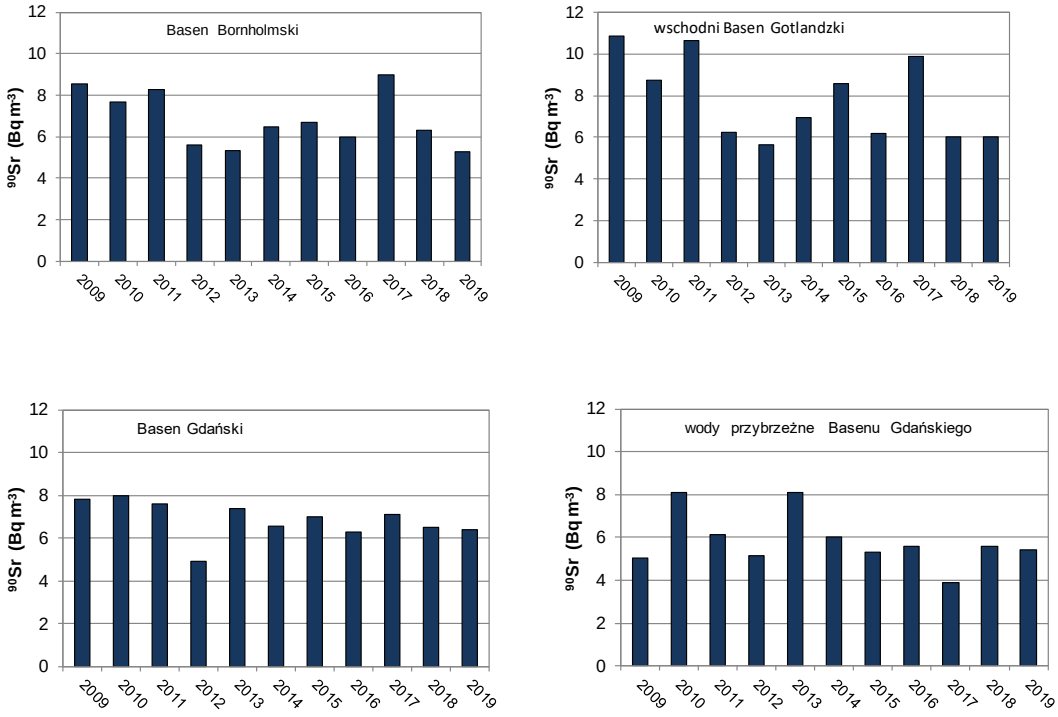
W przypadku drugiego z omawianych izotopów - ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznego spadku jego stężeń w wodzie morskiej. Oznacza to, że jego rola w kształtowaniu poziomu radioaktywności wzrasta w porównaniu do ^{137}Cs (Saniewski i Zalewska, 2018). Należy jednak podkreślić, że dla tego izotopu nie wyznaczono wartości granicznych i w związku z tym nie dokonano oceny stanu środowiska zgodnie z przyjętymi zasadami.

W roku 2019 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła 5,8 Bq m^{-3} i była niższa od obserwowanej w roku poprzednim o 0,4 Bq m^{-3}. Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs stężenia ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku pozostawały w szerokim zakresie od 3,3 Bq m^{-3} do 8,3 Bq m^{-3}. Najniższe stężenia ^{90}Sr na poziomie 3 - 4 Bq m^{-3} (4%) oraz najwyższe 7,5 – 8,5 Bq m^{-3} (8%) stanowiły łącznie 12% wszystkich wyników. Stężenia w przedziale zbliżonym do średniej aktywności 5 – 6 Bq m^{-3} stanowiły łącznie 41% wszystkich wyników. Podobnie jak w przypadku izotopu ^{137}Cs aktywność ^{90}Sr była wyrównana w obrębie południowego Bałtyku a wody przydenne charakteryzowały się nieznacznie niższą aktywnością niż wody powierzchniowe (Rys. II.135).



Rys. II.135. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (st. P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (st. ZN2 – P1) w roku 2019; odległość wyrażona w km.

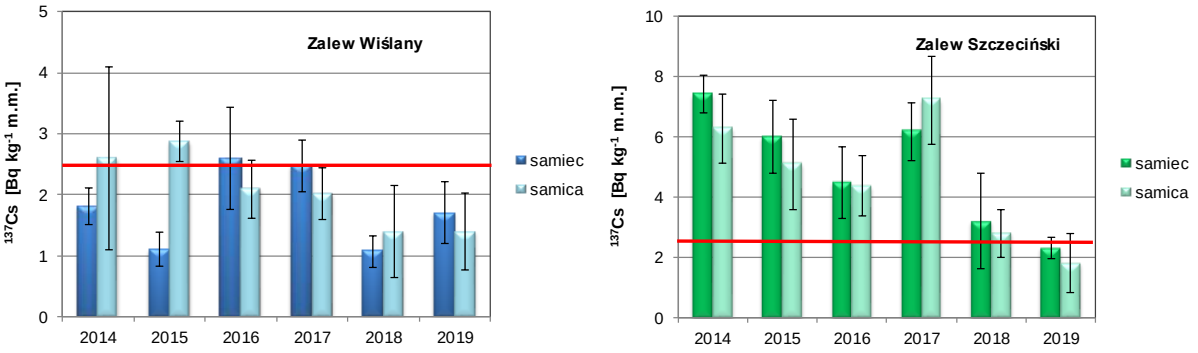
W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w okresie objętym oceną w żadnym z akwenów (Rys. II.136). Najmniejsze średnie stężenie (5,3 Bq m^{-3}) charakteryzowało wody Basenu Bornholmskiego i było niższe o 1,0 Bq m^{-3} od obserwowanego w roku poprzednim. W trzech pozostałych akwenach wartości były zbliżone: 6,0 Bq m^{-3} we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 5,4 Bq m^{-3} w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i 6,4 Bq m^{-3} w Basenie Gdańskim.



Rys. II.136. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2009-2019, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

Ryby

W 2019 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku analizy mające na celu określenie stężeń promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) odłowionym w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim. Aktywności ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w zakresie w przypadku samic: od 1,2 do 2,4 Bq kg^{-1} m.m. i nieco szerszym od 1,1 do 4,1 Bq kg^{-1} m.m. w przypadku samców (Rys. II.137). Wartości średnie dla obu płci były wyrównane i wynosiły odpowiednio 1,8 Bq kg^{-1} m.m. – samice i 2,3 Bq kg^{-1} m.m. – samce i były niższe niż obserwowane w roku poprzednim: 2,8 Bq kg^{-1} m.m. i 3,2 Bq kg^{-1} m.m. W Zalewie Wiślanym stężenia badanego izotopu w przypadku obydwu płci pozostawały na niższych poziomach. Średnie wartości wynosiły odpowiednio 1,4 Bq kg^{-1} m.m. (samice) i 1,7 Bq kg^{-1} m.m. (samce) i były nieznacznie wyższe do wartości obserwowanych w roku poprzednim jedynie w przypadku samców 1,1 Bq kg^{-1} m.m.
Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego równego 2,5 Bq kg^{-1} m.m. określonego dla śledzia (dla okonia taka wartość nie została wyznaczona), stan środowiska Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego w zakresie skażenia ryb promieniotwórczym należy uznać za stan dobry.



Rys. II.137. Stężenia ^{137}Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 - 2019 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.3.2. Metale ciężkie

Ryby i małże

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2019 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 sześciu 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 (Anon. 2013b, HELCOM 2012, OSPAR 2009). W przypadku kadmu wartość graniczną dobrego stanu środowiska morskiego wyznaczono na podstawie serii danych stężeń kadmu w wątrobach śledzia obejmujących lata 1985-2015. Przyjęto, że wartość graniczną pomiędzy stanem dobrym i złym określa 15 percentyl, któremu odpowiada stężenie Cd w wątrobie ryb na poziomie 0,288 mg kg^{-1} m.m.

Ocenę wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wykonano w oparciu o wyniki badań śledzia z łowiska władysławowskiego, natomiast wód Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla śledzia z łowiska kołobrzesko-darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej. Stan wód Basenu Gdańskiego oceniono na podstawie stężeń metali w tkankach storni pozyskanych w 2019 roku. Bazą do oceny wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego były stężenia metali w małżach w rejonie Sopotu. Stan Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego oceniono w oparciu o stężenia metali ciężkich w wątrobach i tkance mięśniowej okonia. W Tabela II.31 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 2019 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.

Stężenia kadmu w wątrobach ryb były zależne od badanego gatunku. Pomiary wykazały, że wątroby śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego charakteryzują się najwyższym stężeniem kadmu odpowiednio - 0,415 i 0,380 mg kg^{-1}m.m. Stężenia kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego był wielokrotnie niższe (0,050 mg kg^{-1}m.m.), a w okoniu z Zalewu Wiślanego prawie dwukrotnie niższe - 0,233 mg kg^{-1}m.m. Stężenia kadmu w storni z Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego (0,226 i 0,193 mg kg^{-1}m.m.) były ok. 50% niższe w porównaniu ze stężeniem w śledziu. Stężenia ołowiu w wątrobach śledzia, storni i okonia, niezależnie od gatunku oraz rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach 0,037-0,067 mg kg^{-1}m.m. W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się stosunkowo wysokimi stężeniami rtęci (0,049 - 0,071 mg kg^{-1} m.m.), a jej stężenie w śledziu było na niższym poziomie (0,027 - 0,028 mg kg^{-1} m.m.).

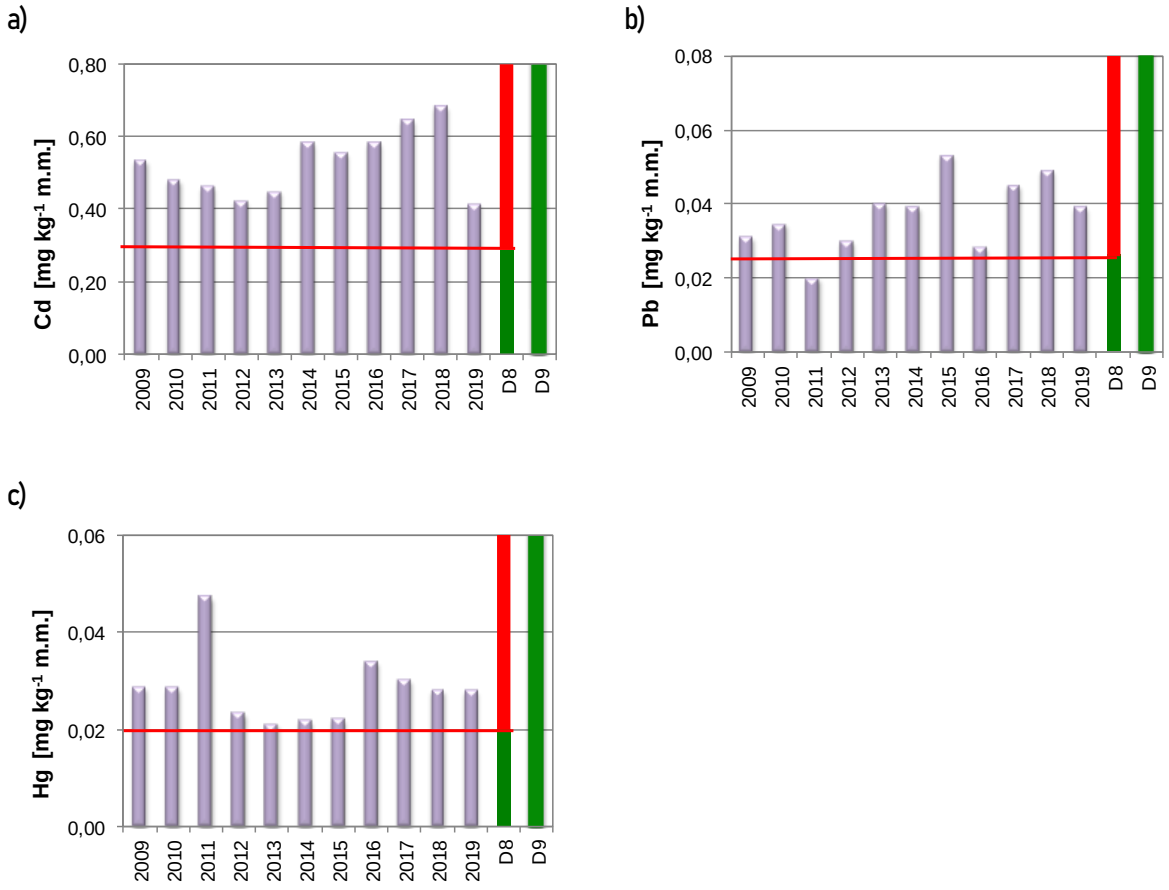
Tabela II.31. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2019r.; w nawiasach średnia z okresu 2009-2018.

Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg^{-1} m.m.]	Pb [mg kg^{-1} m.m.]	Hg [mg kg^{-1} m.m.]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,415 (0,538)	0,039 (0,037)	0,028 (0,028)
Basen Bornholmski	śledź	0,380 (0,494)	0,043 (0,037)	0,027 (0,025)
	stornia	0,226 (0,231)[1]	0,046 (0,047)[1]	0,052 (0,038)[1]
Basen Gdański	stornia	0,193 (0,197)[2]	0,067 (0,063)[2]	0,062 (0,061)[2]
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek	0,217 (0,180)	0,137 (0,131)	0,009 (0,010)
Zalew Szczeciński	okoń	0,050 (0,062)[3]	0,048 (0,036)[3]	0,049 (0,059)[3]

Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg^{-1} m.m.]	Pb [mg kg^{-1} m.m.]	Hg [mg kg^{-1} m.m.]
Zalew Wiślany	okoń	0,233 (0,122)[3]	0,037 (0,030)[3]	0,071 (0,076)[3]

[1] – średnia wartość stężenia z lat 2012-2018, [2] – średnia wartość stężenia z lat 2016-2018.; [3] – średnia wartość stężenia z lat 2014-2018

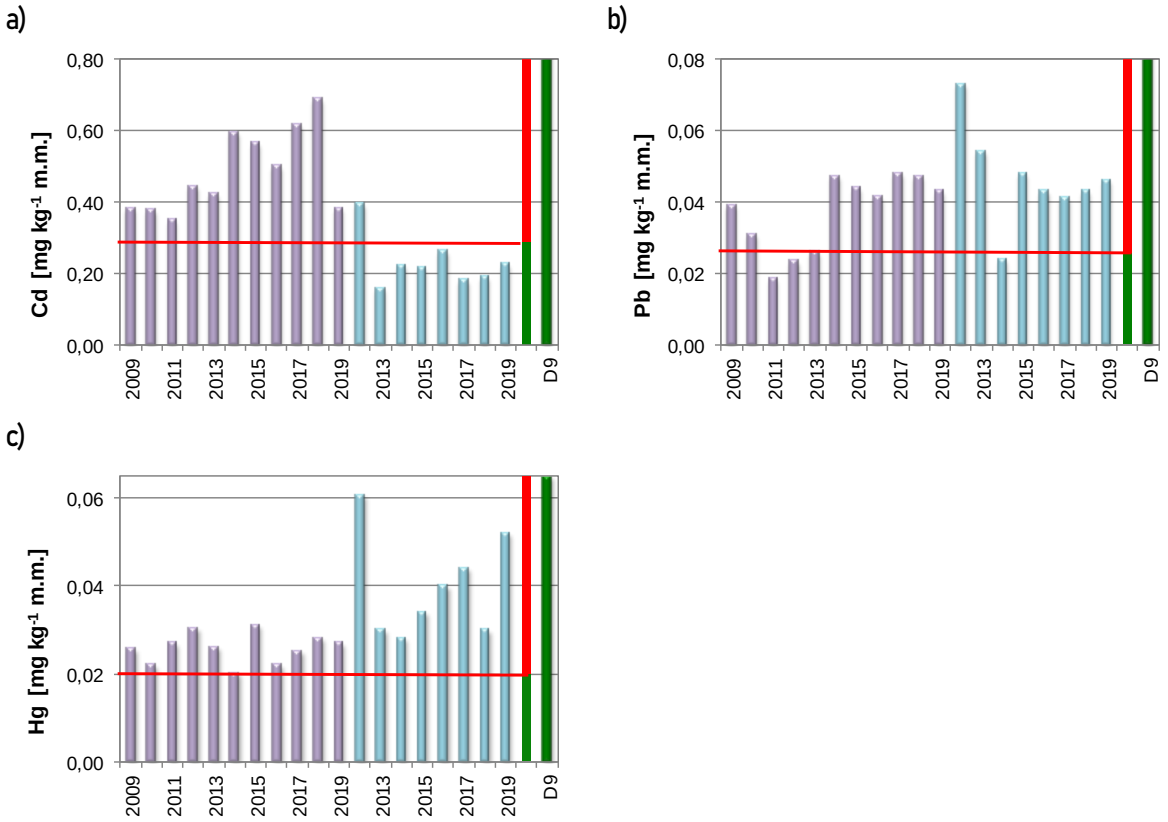
Średnie stężenia metali ciężkich w 2019 r. w omułku pochodzącym ze strefy przybrzeżnej Basenu Gdańskiego kształtują się na podobnym poziomie co stężenia metali w wieloleciu (Tabela II.31).
W okresie 2009-2013 odnotowano spadek, a w następnych latach wzrost stężenia kadmu do poziomu 0,683 mg kg^{-1} m.m. w wątrobach śledzia z łowiska władysławowskiego (Rys. II.138a). W 2019 r. odnotowano jedno z niższych stężeń kadmu w wieloleciu – 0,415 mg kg^{-1} m.m. Stężenie ołowiu nie przekroczyło granicy GES/subGES (0,026 mg kg^{-1} m.m.) tylko w 2011 roku. Najwyższe stężenie ołowiu odnotowano w roku 2008 i 2015 - 0,053 mg kg^{-1} m.m. (Rys. II.138b). Stężenia rtęci w tkance mięśniowej tych ryb w omawianym dziesięcioleciu nie wykazywały istotnych kierunków zmian (Rys. II.138c). Najwyższe stężenie rtęci, 0,047 mg kg^{-1} m.m., stwierdzono w 2011 r. W latach 2012-2015 stężenia rtęci tylko nieznacznie przekraczały granicę GES/subGES 0,020 mg kg^{-1} m.m. W 2019 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.138. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2009-2019; 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 2009-2019 (Rys. II.139a). 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.139b). Poziom rtęci w tkance śledzia w całym okresie 2009-2019 (z wyjątkiem roku 2014) przekraczał wartość graniczną GES/subGES - 0,020 mg kg^{-1} m.m. (Rys. II.139c).

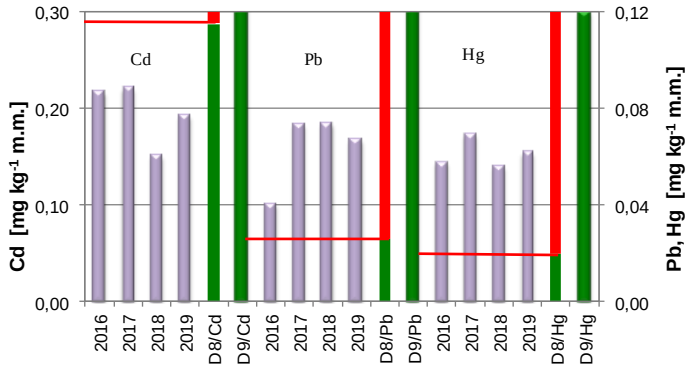
Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Pomorskiej w latach 2013- 2019 mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska. Stężenie ołowiu, z wyjątkiem roku 2014 oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekracza poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.139).



Rys. II.139. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2009-2019 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012-2019 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

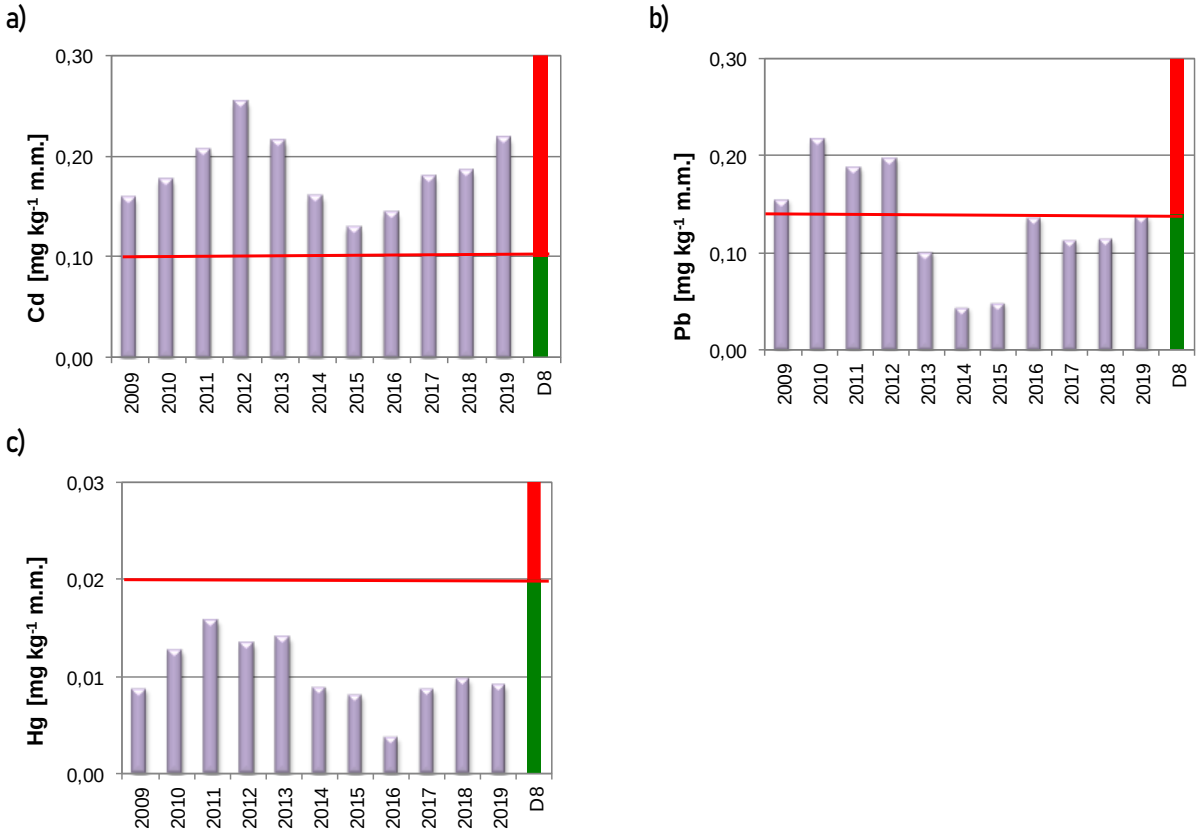
Ponieważ pięć z sześciu wartości stężeń omawianych metali w 2019 r.przekracza granicę GES/subGES dla cechy D8, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Gdańskiej w latach 2016- 2019 mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska. Stężenie ołowiu w wątrobie oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekracza poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.140). W 2019 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.140. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2019; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

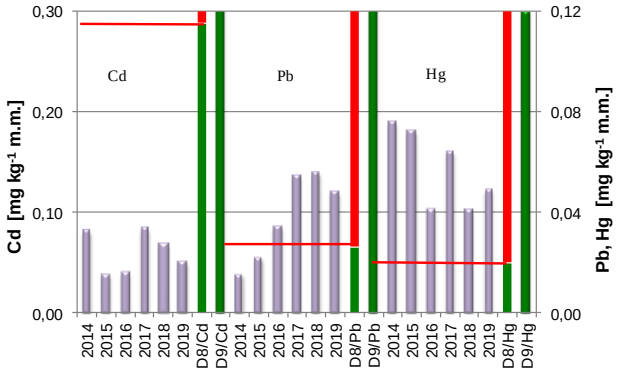
Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w całym okresie pomiarów (2009-2019) przekraczało poziom 0,10 mg kg^{-1} m.m., określający dobry stan środowiska, a tym samym wskazuje na nieodpowiedni stan strefy przybrzeżnej (Rys. II.141a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2009-2012 polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem (stan wód nieodpowiedni), natomiast stan dobry obserwowano w latach 2013 - 2019 (Rys. II.141b). 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.141c).



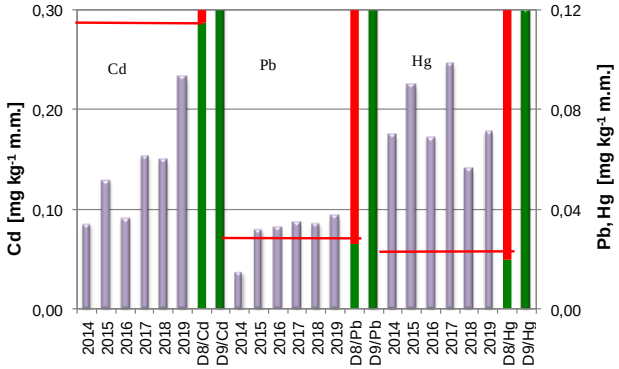
Rys. II.141. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg^{-1} m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2009-2019; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.

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 mieściły się w granicach określonych dla dobrego stanu wód (Rys. II.142a, b). Średnie stężenie kadmu w okoniu z Zalewu Wiślanego w 2019 r. było prawie pięciokrotnie wyższe od stężenia w okoniu odłowionym w Zalewie Szczecińskim.

a)



b)



Rys. II.142. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [mg kg^{-1} m.m.] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014-2019; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

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 mg kg^{-1} określającej granicę dobrego stanu dla zanieczyszczenia ołowiem. W 2019 roku stężenie ołowiu w wątrobach okonia z obu zalewów przekroczyło wartość graniczną dobrego stanu wód. Stężenie rtęci w tkance mięśniowej okonia z obu zalewów znacznie przekracza granicę dobrego stanu dla rtęci (0,020 mg kg^{-1}) w całym okresie pomiarów.
Z uwagi na to, iż w 2019 r. stężenia ołowiu i rtęci w tkankach okonia w obu zalewach przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, stan wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

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 mg kg^{-1} m.m., 1,50 mg kg^{-1} m.m. i 0,50 mg kg^{-1} 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 2019 r.

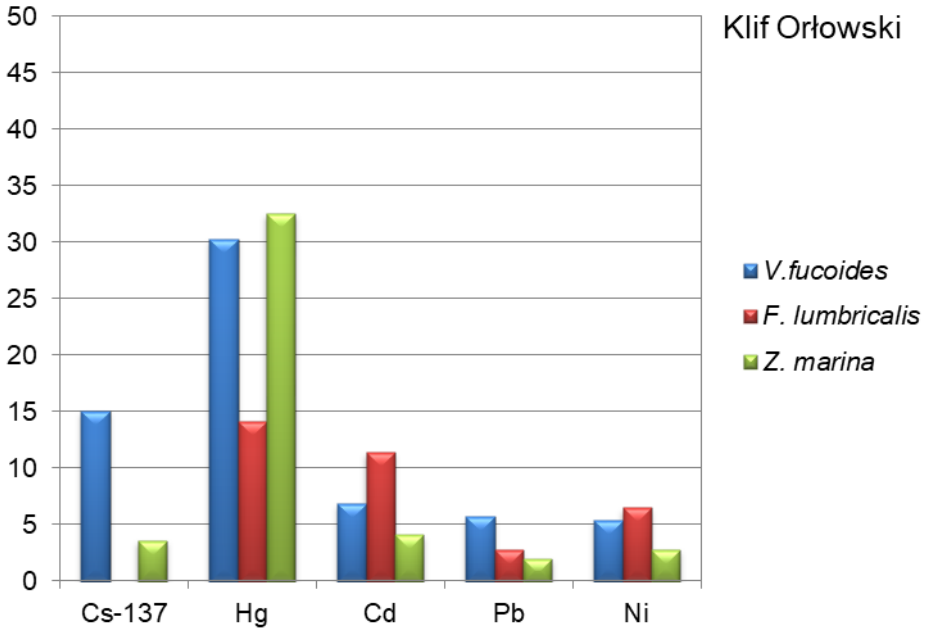
i przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekraczają poziomów ustanowionych dla cechy D9 i pod tym względem stan środowiska należy zakwalifikować jako dobry - GES.

Rośliny makrofitobentosowe

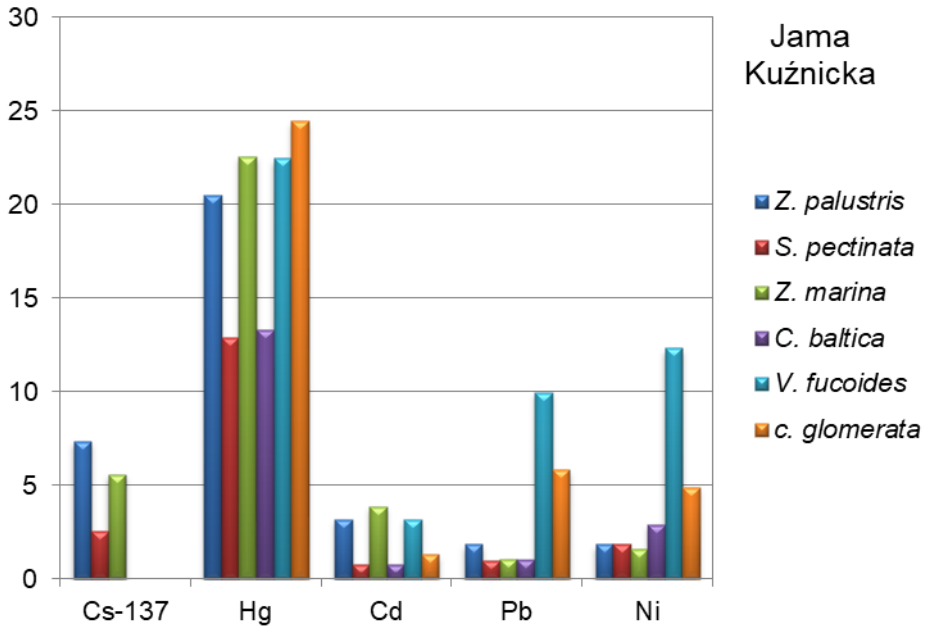
W 2019 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofitobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w ramach monitoringu stanu makrofitobentosu w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Głazowisko Ławica Słupska w dwóch sezonach (letnim i jesiennym). Do badań wytypowano dziewięć 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* oraz jeden z grupy zielenic: *Cladophora glomerata*. *V. fucoides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi dla Klifu Orłowskiego i Głazowiska Rowy. W rejonie Głazowiska Ławica Słupska w znacznych ilościach wystąpiły *F. lumbricalis*, *C. truncatus* i *C. diaphanum*, natomiast *Z. marina, C. baltica, S. pectinata* i *Z. palustris* dość licznie wystapiły w rejonie Jamy Kuźnickiej.
Słupki na wykresach (Rys. II.143-Rys. II.146) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach w danej lokalizacji.
W 2019 roku, największe stężenie Hg odnotowano w *Z. marina* w rejonie Klifu Orłowskiego (32,6 µg kg^{-1} s.m.), podczas gdy w Jamie Kuźnickiej wyniosło ono 22,6 µg kg^{-1} s.m. W tkankach *V. fucoides* zidentyfikowano stężenia Hg wynoszące odpowiednio 30,3 µg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego, 24,9 µg kg^{-1} s.m. w rejonie Rowów i 22,5 µg kg^{-1} s.m. w Jamie Kuźnickiej. Stosunkowo wysoką zawartością Hg charkatryzował się gatunek *C. diaphanum* w Rowach (30,9 µg kg^{-1} s.m.). Stężenia Hg w *F. lumbricalis* zmieniały się od 14,2 µg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego do 23,4 µg kg^{-1} s.m. w rejonie Rowów. W przypadku pozostałych dwóch gatunków krasnorostów w rejonie Ławicy Supskiej stężenia Hg były nieco mniejsze: 15,8 µg kg^{-1} s.m. w przypadku *C. diaphanum* i 18,4 µg kg^{-1} s.m. w przypadku *C. truncatus*. Tkanki roślin naczyniowych z rejonu Jamy Kuźnickiej charakteryzowały się zawartością Hg na poziomie 20,5 µg kg^{-1} s.m. w przypadku *Z. palustris* i 12,9 µg kg^{-1} s.m. w przypadku *S. pectinata*, natomiast w *C. baltica* zawartość Hg wyniosła 13,3 µg kg^{-1} s.m.

Stężenia Pb w *V. fucoides* w rejonach Klifu Orłowskiego i Rowów wynosiły odpowiednio 5,7 mg kg^{-1} s.m. i 3,8 mg kg^{-1} s.m., natomiast największą wartość 10,0 mg kg^{-1} s.m. odnotowano w Jamie Kuźnickej. Niższe stężenia Pb odnotowano w przypadku *F. lumbricalis*, które wynosiły 2,8 mg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego, 2,4 mg kg^{-1} s.m. w Rowach i 1,2 mg kg^{-1} s.m. w Ławicy Słupskiej. Zawartość Pb w *C. diaphanum* wyniosła 0,8 i 3,4 mg kg^{-1} s.m. odpowiednio w rejonie Ławicy Słupskiej i Rowów, natomiast w *C. truncatus* stężenie Pb wyniosło 3,0 mg kg^{-1} s.m. Stężenia Pb w roślinach naczyniowych w Jamie Kuźnickiej były na poziomie 1 mg kg^{-1} s.m. i tylko w *Z. marina* wyniosło 2,0 mg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego.
Największe stężenia Cd wystąpiły w tkankach *V. fucoides*, w rejonie Rowów (10,7 mg kg^{-1} s.m.) oraz w tkankach *F. lumbricalis* w rejonie Klifu Orłowskiego (11,5 mg kg^{-1} s.m.). Tkanki pozostałych krasnorostów charakteryzowały się stężeniami 1,8 mg kg^{-1} s.m. (*C. truncatus*) 0,7 mg kg^{-1} s.m. (*C. diaphanum*) w rejonie Ławicy Słupskiej i 6,2 mg kg^{-1} s.m. (*C. diaphanum*) w Rowach. W rejonie Jamy Kuźnickiej stężenia Cd były na poziomie 0,8 mg kg^{-1} s.m. w przypadku *C. baltica* i *S. pectinata*, natomiast w tkankach *Z. palustris* i *Z. marina* wyniosły odpowiednio 3,2 mg kg^{-1} s.m. i 3,9 mg kg^{-1} s.m.
Największe stężenia Ni wystąpiły w tkankach krasnorostów: *V. fucoides* (12.4 mg kg^{-1} s.m.) w Jamie Kuźnickiej, *F. lumbricalis* (8,9 mg kg^{-1} s.m.) i *C. truncatus* (9,2 mg kg^{-1} s.m.) w rejonie Ławicy Słupskiej. W przypadku dwóch pozostałych lokalizacji, specyficznych dla występowania krasnorostów, stężenia Ni pozostawały w zakresie od 5 do 7 mg kg^{-1} s.m. Najniższe zawartości Ni charakteryzowały tkanki roślin naczyniowych: *Z. palustris* - 1,9 mg kg^{-1} s.m., *S. pectinata* – 1,9 mg kg^{-1} s.m. i *Z. marina* - 1,6 mg kg^{-1} s.m.
Największe średnie aktywności ^{137}Cs wystąpiły w *V. fucoides*: 15,0 mg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i 10,3 Bq kg^{-1} s.m. w rejonie Rowów. W rejonie Klifu Orłowskiego i Ławicy Słupskiej stężenia ^{137}Cs w *F. lumbricalis* pozostawały

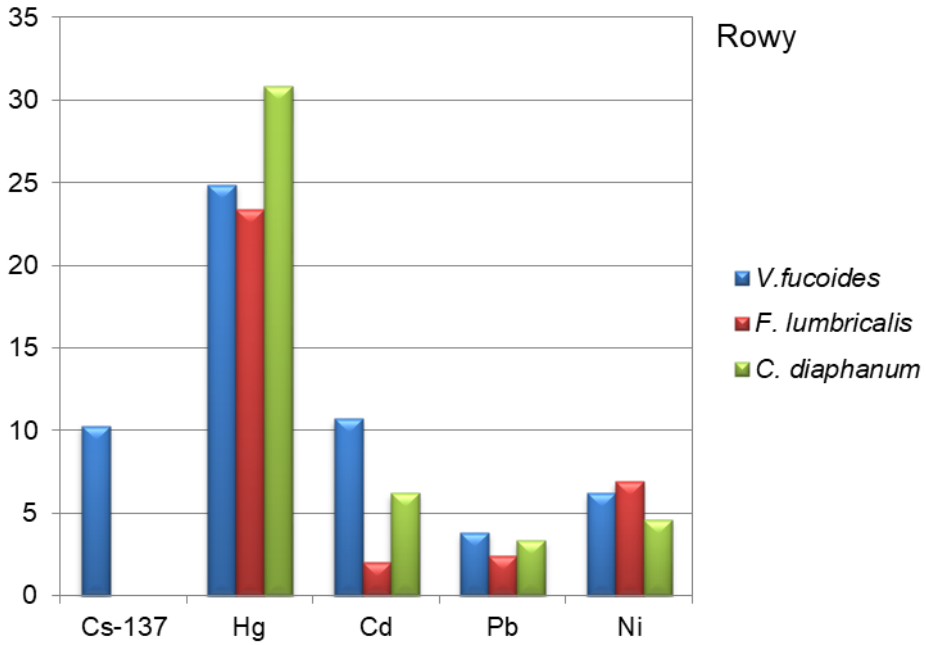
na stosunkowo niskim poziomie, odpowiednio 3,6 Bq kg^{-1} s.m. i 4,7 Bq kg^{-1} s.m. Średnie aktywności ^{137}Cs w roślinach naczyniowych z Jamy Kuźnickiej pozostawały w zakresie od 2,6 do 7,4 Bq kg^{-1} s.m.



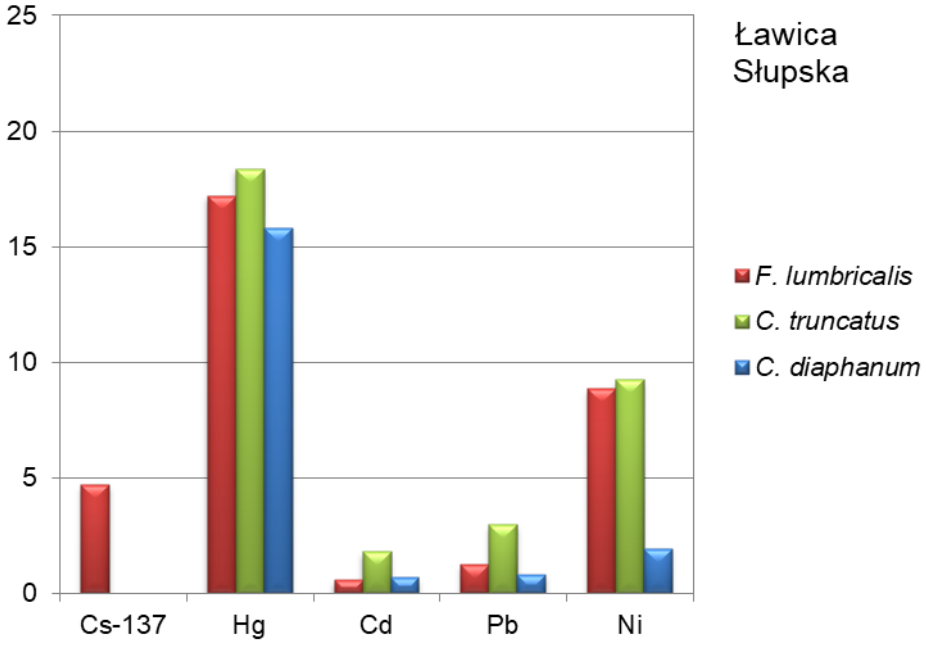
Rys. II.143. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2019 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32)



Rys. II.144. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w sześciu gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2019 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32)



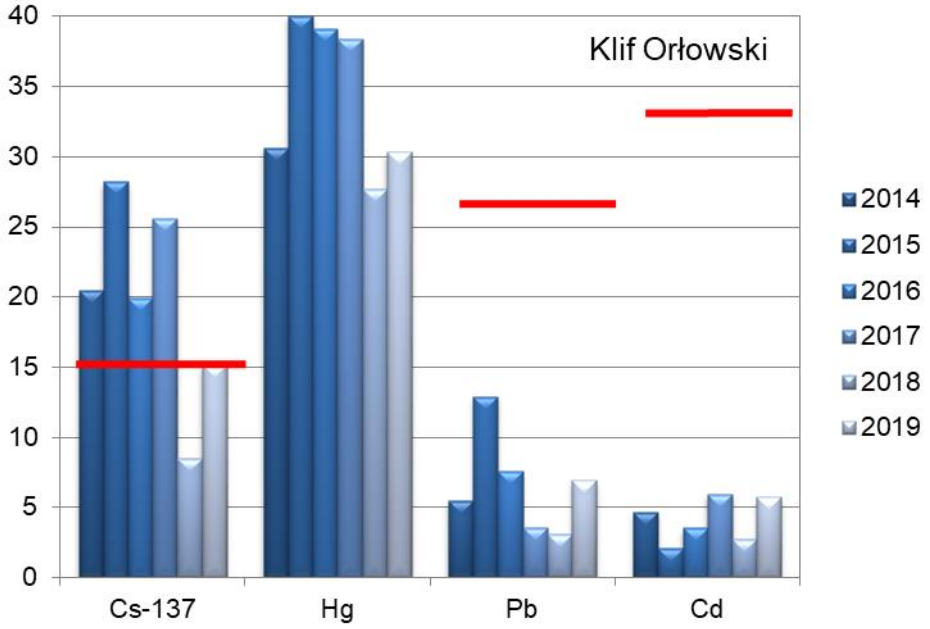
Rys. II.145. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2019 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32)



Rys. II.146. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2019 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32).

W latach 2014-2019 stężenia metali w tkankach *V. fucoides* z rejonu Klifu Orłowskiego zmieniały się w zakresach 27,6 – 40 µg kg^{-1} s.m. w przypadku Hg, 3,0 – 12,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku Pb i 2,1 – 5,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku Cd (Rys. II.147). Stężenie Hg w 2019 roku wyniosło 30,3 µg kg^{-1} s.m. i było zbliżone do wartości z roku 2014. Stężenie Pb (6,9 mg kg^{-1} s.m.) pozostawało w zakresie wartości średnich charakterystycznych dla całego okresu, natomiast stężenie Cd należało do jednych z najwyższych. W okresie objętym badaniami nie obserwuje się jednoznacznych trendów w stężeniach metali w *V. fucoides*, które wskazywałyby na określone zmiany zachodzące w środowisku. Taka sama sytuacja

obowiązywała w przypadku ^{137}Cs, którego stężenie w 2019 r. wyniosło 15,0 Bq kg^{-1} s.m. i plasowało się w zakresie wartości średnich dla omawianego okresu.



Rys. II.147. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2019 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi).

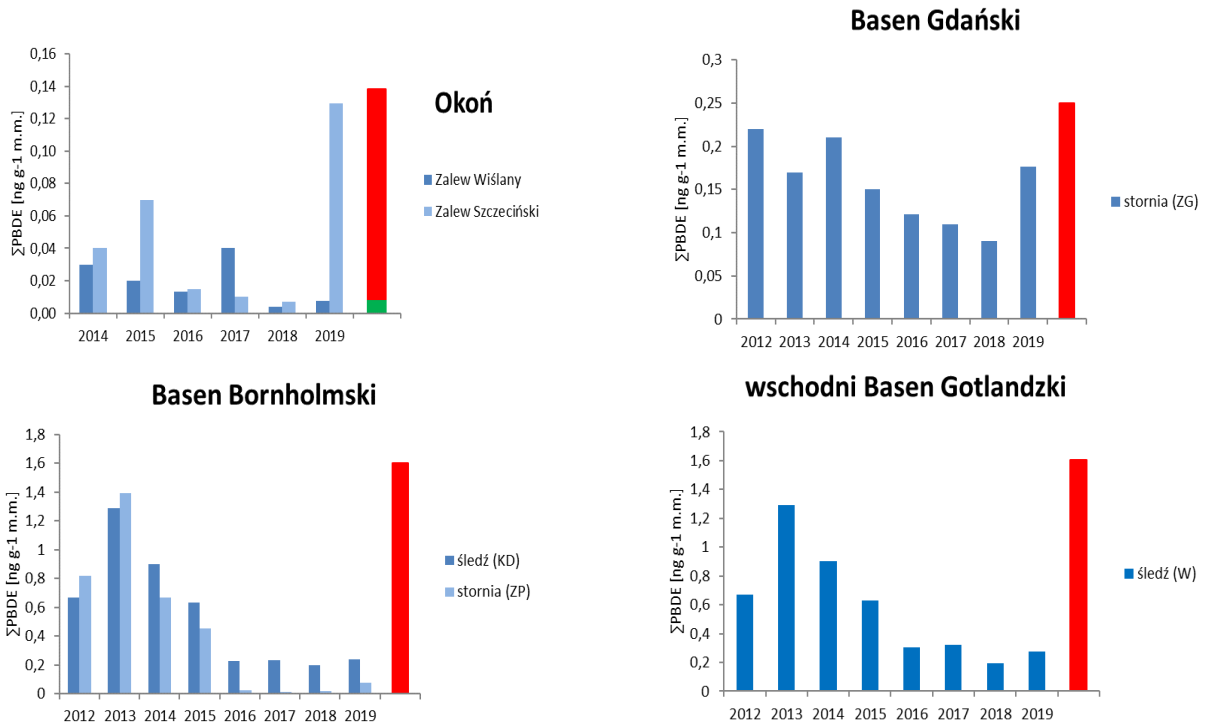
Biorąc pod uwagę lokalizację obszarów występowania roślinności makrofitobentosowej, stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego może być opisany na podstawie wyników uzyskanych dla rejonu Klifu Orłowskiego i Jamy Kuźnickiej, rejon Rowów charakteryzuje wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, natomiast Ławica Słupska może być reprezentatywna dla Basenu Bornholmskiego. W celu dokonania oceny stanu środowiska wartości średnie stężeń poszczególnych substancji wyznaczone dla obszarów oceny zostały odniesione do wartości docelowych wyznaczających granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim (Zalewska 2015, Zalewska i Danowska 2017).
Tylko w przypadku ^{137}Cs w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stężenie było równe wartości granicznej. W przypadku trzech obszarów: wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i Basenu Bornholmskiego stan środowiska w zakresie stężeń metali: Hg, Pb, Cd i Ni oceniony na podstawie analiz tkanek roślin makrofitobentosowych można uznać za dobry.

II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

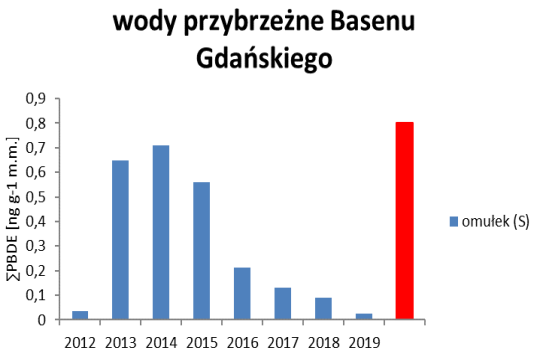
Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2019 roku zgodnej z RDSM dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenyloeterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenie poddano uzyskane stężenia PBDE w mięśniach ryb i tkankach miękkich małży w sześciu 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 difenyloeterów (PBDE) w tkankach mięśniowych okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionego w latach 2014-2019.
Wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oceniono w oparciu o stężenia PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilius edulis*) odłowionych z okolic Sopotu. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oceniono w oparciu o stężenia polibromowanych difenyloeterów w tkance mięśniowej śledzia (*Clupea harengus*) z łowiska władysławowskiego. Oceny stanu wód Basenu Bornholmskiego dokonano w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea*

harengus) i storni (*Platichthys flesus*). Stan wód Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość polibromowanych difenyloeterów w tkankach mięśniowych storni odłowionej z Zatoki Gdańskiej.
Na Rys. II.148 przedstawiono sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach śledzia (*Clupea harengus),* storni *(Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionych w ocenianych akwenach. Sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach miękkich małży (*Mytilius edulis*) odłowionych w latach 2012–2019 z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego pokazano na Rys. II.149.
W porównaniu do ubiegłych lat badań w 2019 r. zaobserwowano wzrost zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni odłowionej z wód Basenu Gdańskiego. Wzrosło również stężenie 6 kongenerów PBDE w tkankach mięśniowych storni oraz śledzia z wód Basenu Bornholmskiego.
W 2019 r. nieznacznie wzrosło stężenie PBDE w tkankach mięśniowych śledzia odłowionego z wód Basenu Gotlandzkiego, osiągając poziom zanieczyszczeń otrzymanych w latach 2016-2017.
W tkankach okonia odłowionego z wód Zalewu Wiślanego zaobserwowano niewielki wzrost zawartości difenyloeterów w porównaniu do roku poprzedniego. Natomiast w tkankach okonia pozyskanego z wód Zalewu Szczecińskiego w 2019 r., uzyskano najwyższe stężenie 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów od początku prowadzenia badań zawartości tych związków. (Rys. II.148).



Rys. II.148. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [µg kg^{-1}m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (ZG – Zatoka Gdańska, ZP- Zatoka Pomorska, KD – łowisko kołobrzesko-darłowskie, W – łowisko władysławowskie) latach 2012-2019; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej, stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

Ocenę stanu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń PBDE w tkankach omułka odłowionego w latach 2012-2019 (Rys. II.149). W 2019 r. w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu odnotowano najniższe stężenia PBDE od momentu monitorowania zawartości tych związków.



Rys. II.149. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży [µg kg^{-1}m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (S – Sopot) w latach 2012-2019; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej,stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni- sub-GES (kolor czerwony).

W 2016 nastąpiła zmiana wartości progowej dopuszczalnego stężenia sumy 6-ciu kongenerów PBDE, co w konsekwencji spowodowało drastyczną zmianę w ocenie stanu środowiska morskiego dla wszystkich analizowanych akwenów w stosunku do lat wcześniejszych. W poprzednich latach na podstawie dostępnych danych określono stan środowiska jako dobry (GES), natomiast obecnie stan środowiska morskiego należy uznać za zły (subGES) dla wszystkich badanych akwenów według RDSM pod względem zanieczyszczenia polibromowanymi difenyloeterami w odniesieniu do nowej wartości progowej 0,0085 µg kg^{-1}m.m.

Zawartość heksabromocyklododekanu (HBCDD) w tkankach organizmów morskich odłowionych z sześciu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego na przestrzeni siedmiu lat badań przedstawiono w Tabela II.32. W 2019 r. zaobserwowano spadek zawartości HBCDD w tkankach mięśniowych śledzia z obu badanych akwenów – wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego. W tkankach mięśniowych storni odłowionej z wód Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego nastąpił wzrost stężenia HBCDD w stosunku do poprzednich lat. Zawartości HBCDD w tkankach mięśniowych okonia pobranego z Zalewu Wiślanego w 2019 r. występowały na tym samym poziomie co w roku ubiegłym. Natomiast w tkankach mięśniowych okonia pobranego z wód Zalewu Szczecińskiego nastąpił wzrost stężenia HBCDD. W tkankach miękkich omułka pobranego z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2019 r. wzrosła zawartość HBCDD w porównaniu do 2018 r., jednak była na niższym poziomie niż w latach 2012-2017. Na podstawie otrzymanych wartości stężeń HBCDD w organizmach morskich 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.

Tabela II.32. 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 2012-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	HBCDD							
		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	1,65	0,99	1,16	0,98	0,648	0,578	0,318	0,092
Basen Bornholmski	śledź	1,37	0,11	0,94	0,71	1,211	0,378	0,319	0,120
	stornia	0,05	1,19	0,08	0,04	0,022	0,053	0,052	0,065
Basen Gdański	stornia	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,051	0,097	0,077	0,108
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek	1,02	1,14	1,18	0,56	0,672	0,438	0,0103	0,260
Zalew Wiślany	okoń	b.d.	b.d.	0,09	0,06	0,014	0,042	0,073	0,074
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,10	0,07	0,037	0,061	0,046	0,096

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

Sulfonian perfluorooktanowy (PFOS)

Monitoring wód 5 akwenów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego, Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego w zakresie zanieczyszczenia sulfonianem perfluorooktanowym (PFOS) prowadzony jest od 2014 r. w oparciu o stężenie PFOS w rybach odławianych w tych rejonach (Tabela II.33). W wodach Basenu Bornholmskiego zaobserwowano niższe zawartości PFOS w tkankach mięśniowych śledzia w 2019 r. niż w latach ubiegłych. Z kolei tkanki mięśniowe śledzia odłowionego z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego miały wyższe stężenie PFOS niż w roku 2018. W 2019 r. nastąpił także wzrost stężenia PFOS w tkankach mięśniowych storni pochodzącej z obu badanych obszarów. Należy zwrócić uwagę na znaczny spadek stężenia sulfonianu perfluorooktanowego w tkankach okonia odłowionego z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w stosunku do 2014 i 2016 r. Stężenia PFOS w tych akwenach były kilkukrotnie wyższe w porównaniu do pozostałych w ubiegłych latach. W 2019 roku stężenie PFOS w tkankach okoni odłowionych z obu obszarów było na tym samym poziomie co w 2018 r. Z uwagi na fakt, iż stężenia PFOS we wszystkich badanych akwenach nie przekroczyły wartości definiującej dobry stan środowiska, wody badanych akwenów należy uznać za dobre pod względem zanieczyszczenia tym związkiem i ich stan jako dobry - GES. Wartość graniczna między dobrym a złym stanem środowiska wód morskich pod względem zanieczyszczenia PFOS wynosi 9,1 µg kg^{-1} m.m.

Tabela II.33. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	PFOS					
		2014	2015	2016	2017	2018	2019
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015	0,665	0,829	0,649	0,845
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118	0,771	0,941	0,783	0,598
	stornia	0,365	0,615	0,818	0,365	0,335	0,585
Basen Gdański	stornia	b.d.	b.d.	0,937	0,636	0,445	0,676
Zalew Wiślany	okoń	2,214	1,554	2,899	0,641	1,113	1,037
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692	4,358	0,916	1,844	1,904

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

Związki chloroorganiczne

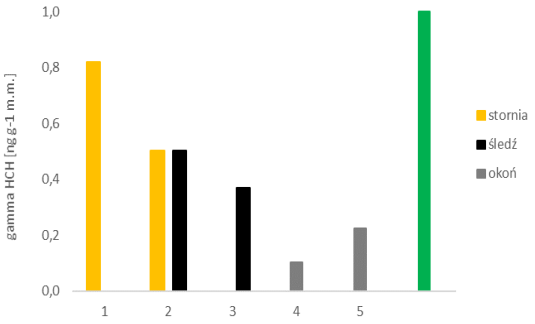
W oparciu o zawartości heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α-, β-, γ-HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE), α-, β-endosulfanu oraz 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (7 PCB): CB 28, CB 52 CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC) (HELCOM 2003) przeprowadzono ocenę stanu środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia pestycydami chloroorganicznymi (OCP) w 2019 r.

Analizowano wartości stężeń OCP i PCB w tkankach ryb odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzesko-darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), 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 wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (tkanka miękka omułka jadalnego z okolic Sopotu).

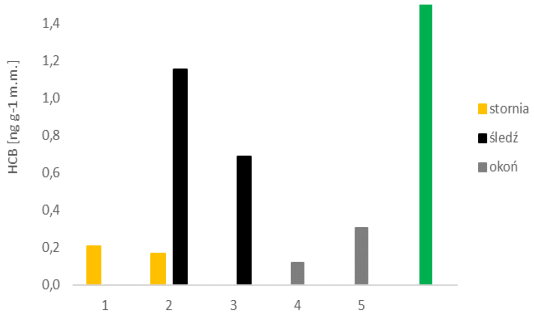
Ocenę stanu środowiska morskiego dla wszystkich badanych akwenów dokonano w oparciu o wartości docelowe heksachlorobenzenu (HCB) i lindanu (gamma HCH) w tkankach mięśniowych ryb. Na wykresach (Rys. II.150) zaprezentowano wartości średnie HCB i gamma HCH uzyskane w 2019 r. w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich omawianych akwenach. W 2019 r. stan wód pod względem zanieczyszczenia lindanem i heksachlorobenzenem można uznać za dobry (GES) - według wymogów RDSM we wszystkich badanych akwenach.

Badania zawartości lindanu (HCH) oraz heksachlorobenzenu (HCB) w tkankach mięśniowych śledzia w latach 2006-2019 kwalifikują stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.

a)



b)



Rys. II.150. Średnie stężenie lindanu γ-HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2019 r.; 1 - Basen Gdański, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony, poza skalą).

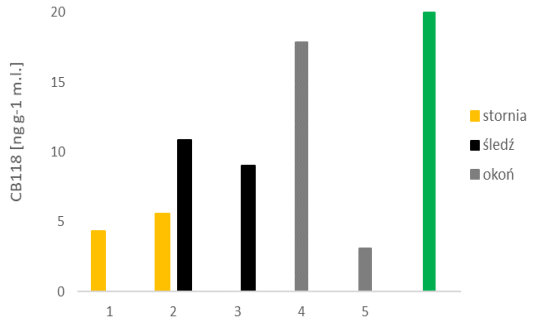
Rys. II.151 przedstawia średnie stężenie CB 118, CB 153 oraz Σ6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzesko-darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). Σ6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w 2019 r., które we wszystkich badanych akwenach wskazuje na dobry stan środowiska (GES) - według RDSM.

Stan wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego można uznać za dobry (GES) - według RDSM ze względu na zawartość CB 118. Ocenę stanu wód Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń CB 118 w tkankach mięśniowych śledzia i storni w 2019 r. Stężenia CB 118 w obu gatunkach ryb mieściły się w granicach dobrego stanu środowiska (GES). Również stężenie CB 118 w tkankach mięśniowych storni pobranej z wód Basenu Gdańskiego w 2019 r. nie przekroczyło wartości granicznej dobrego stanu środowiska, w związku z tym stan wód Basenu Gdańskiego należy określić jako dobry – GES - według RDSM.

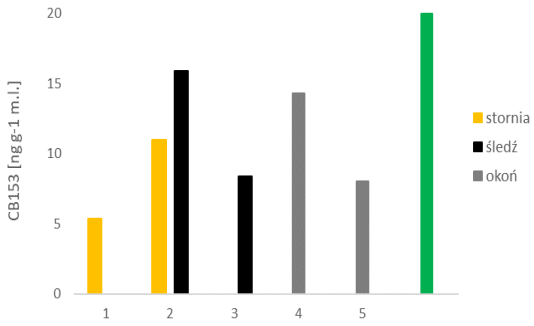
Analizując stężenie CB 118 w tkankach mięśniowych okonia odłowionego z wód Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego, poziom zanieczyszczenia tym związkiem w obu akwenach wskazuje na dobry stan środowiska – GES. Na przestrzeni dwunastu lat badań CB 118 zarejestrowano nieznacznie podwyższone stężenia w próbkach śledzia z lat 2006, 2009, 2013, 2014 i 2018 stanowiące wówczas nieodpowiedni stan środowiska (subGES).

Ocenę stanu wód wszystkich analizowanych akwenów dokonano również w oparciu o stężenie CB 153 w tkankach mięśniowych śledzia, storni oraz okonia. Wartości CB 153 we wszystkich badanych akwenach wskazują na bardzo dobry stan środowiska– GES wg klasyfikacji RDSM. Ze względu na dość wysokie stężenie graniczne (1600 µg kg^{-1} m.l.) tego analitu tendencja ta utrzymuje się od 10-ciu lat. (Sapota 2004, 2006).

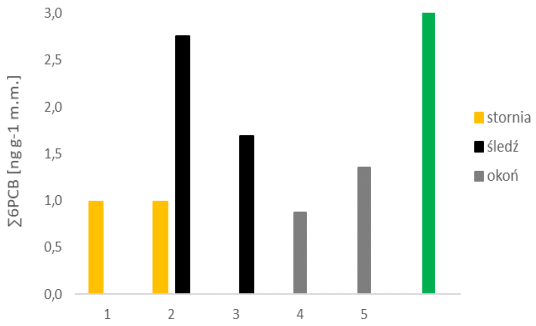
a)



b)



c)



Rys. II.151. Średnie stężenia CB 118 (a), CB 153 (b) oraz Σ6 PCB (c) w tkankach mięśniowych ryb w 2019 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; 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 2019 r. kontynuowano rozpoczęte w 2013 r. analizy mające na celu dokonanie oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono na podstawie zawartości 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)perylenu, benzo(α)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omułka jadalnego (*Mytilus edulis*). Stężenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w tkance miękkiej małży odniesiono do wartości docelowych, determinujących granice dobrego stanu środowiska morskiego. Porównanie oceny stanu środowiska z latami poprzednimi przedstawiono w Tabela II.34. W 2019 r. uzyskano wartości poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody dla 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)perylenu, benzo(α)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu. Stan środowiska Basenu Gdańskiego w 2019 r. określono jako dobry (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia WWA.

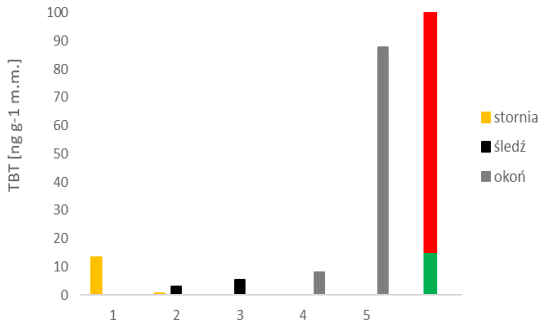
Tabela II.34. Stężenie [µg kg^{-1}s.m] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

WWA	Wartość GES/subGES	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Fluoranten	30,00	12,00	27,90	0,60	0,30	2,10	2,10	<3,0
Benzo(k)fluoranten	260,00	2,60	114,40	2,60	2,60	49,40	2,60	<2,48

WWA	Wartość GES/subGES	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Benzo(a)piren	5,00	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	4,80	14,17	<4,20
Benzo(g,h,i)perylen	110,00	8,80	44,00	<2,2	11,00	16,50	<2,2	<1,99
Indeno(1,2,3-cd)piren	2,4	8,42	81,17	0,24	<0,06	8,81	<0,06	<0,1

Organiczne związki cyny

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2019 r. pod względem zanieczyszczenia związkami cynoorganicznymi dokonano w oparciu o wartości graniczne stężeń TBT, DBT, MBT i TPhT w rybach i omułkach (HELCOM 2009 b). Ocenę przeprowadzono dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledź z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledź z łowiska kołobrzesko-darłowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (omułek 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 tributylocyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).



Rys. II.152. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w 2019 r.; 1 - Basen Gdański, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry -GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

Rys. II.152 przedstawia średnie stężenie tributylocyny (TBT) w tkankach mięśniowych ryb ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia i storni), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). W 2019 roku najwyższe stężenie TBT odnotowano w tkankach mięśniowych okonia pobranego z Zalewu Szczecińskiego. Uzyskane stężenie TBT w tym rejonie wskazuje na zły stan środowiska (subGES) według RDSM. Pozostałe akweny wskazują na dobry stan środowiska (GES) - według RDSM pod względem zawartości TBT.
Oceny stanu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie oznaczeń TBT w tkankach miękkich omułka odłowionego w 2019 roku. Stężenia TBT (25,35 ng g^{-1} s.m) w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu wskazują na zły stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (subGES).

Farmaceutyki

Tabela II.35 oraz Tabela II.36 przedstawiają zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestriadiolu (EEA2) w próbkach wody morskiej od 2014 do 2019 roku. W 2019 r. próbki wody pobrano z 11 stacji zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku z warstwy powierzchniowej (do 1 m głębokości) rozszerzając monitoring zanieczyszczeń Morza Bałtyckiego farmaceutykami o dodatkowe dwie stacje: ZN4 oraz ZP6.

W 2019 r. najwyższe stężenie diklofenaku odnotowano w próbkach wody pobranej z rejonu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego z nowej stacji ZP6. Zaobserwowano spadek zawartości diklofenaku w porównaniu do 2015 r. dla obszaru wód Basenu Bornholmskiego (stacja P5) oraz wód Basenu Gdańskiego (stacja P1). W 2019 r. uzyskano 4-krotnie niższe stężenie diklofenaku dla stacji ZN2 w porównaniu z rokiem ubiegłym. Otrzymane wartości stężeń diklofenaku w próbkach wody morskiej we wszystkich omawianych akwenach wskazują na dobry stan środowiska (GES) morskiego wg RDSM.

Tabela II.35. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – (GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	Diklofenak [ng dm^{-3}]					
			2014	2015	2016	2017	2018	2019
Basen Bornholmski	K6	10,00	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,802
	SW3		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,627
	P16		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,832
	P5		<0,63	2,95	<0,15	<0,1	<0,01	0,504
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,540
	P140		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	1,110
Basen Gdański	P1		<0,63	3,09	<0,15	<0,1	<0,01	0,521
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,853
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,541
	ZN2		9,52	<0,63	<0,15	<0,1	4,62	1,030
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	1,280

b.d. – brak danych;

W 2019 r. wykryto zawartości 17-alfa etynyloestradiolu we wszystkich badanych stacjach pomiarowych. W porównaniu z rokiem 2018 otrzymano niższe wartości dla stacji P16 oraz ZN2. Otrzymane w 2019 r. wartości stężeń 17-alfa etynyloestradiolu w próbkach wody morskiej wskazują na zły stan środowiska (subGES) morskiego wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

Tabela II.36. Stężenie 17α-etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

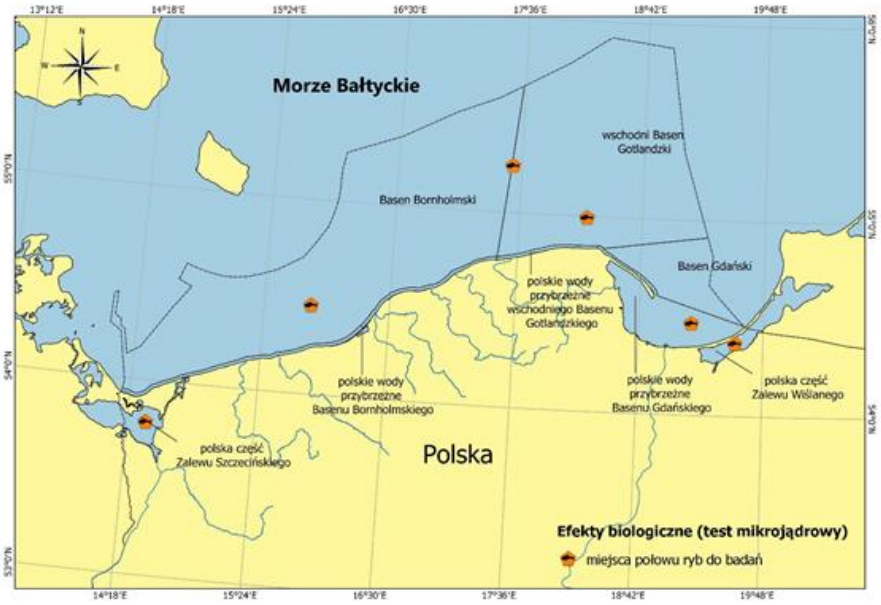
Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	EE2 [ng dm^{-3}]					
			2014	2015	2016	2017	2018	2019
Basen Bornholmski	K6	0,035	<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,343
	SW3		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,712
	P16		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,70	0,562
	P5		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,334
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,396
	P140		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,560
Basen Gdański	P1		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,479
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,561
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,378
	ZN2		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,95	0,659
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,711

b.d. – brak danych;

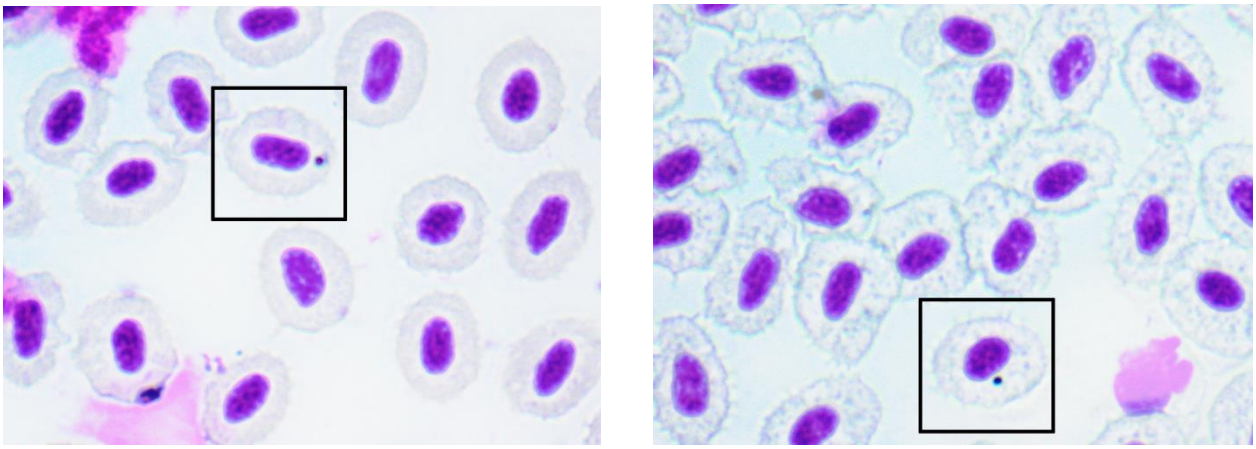
II.4.3.4. Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytogenetycznych 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 takich organizmów jak ryby czy bezkręgowce. Uważany jest za biologiczny wskaźnik stopnia zanieczyszczenia danego obszaru (Klobuèar i in., 2003; Çavas i Ergene-Gozukara, 2005; Wirz i in., 2005). Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 roku do programu monitoringu Bałtyku.

W celu określenia wpływu substancji niebezpiecznych na organizmy morskie, badania z wykorzystaniem testu mikrojądrowego kontynuowano również w 2019 roku. Analizie mikroskopowej poddane zostały próbki krwi śledzia bałtyckiego i okonia. Krew do badań została pobrana z ryb odłowionych z sześciu obszarów południowego Bałtyku i naniesiona na szkiełka mikroskopowe (Rys. II.154). Analiza polegała na zliczeniu nieprawidłowości występujących w obrębie komórki według ustalonych kryteriów. Liczba zliczonych zmian przeliczona na 1000 erytrocytów jest parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm (Fenech i in., 2003).



Rys. II.153. Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia i okonia do analiz z zastosowaniem testu mikrojądrowego w 2019 roku



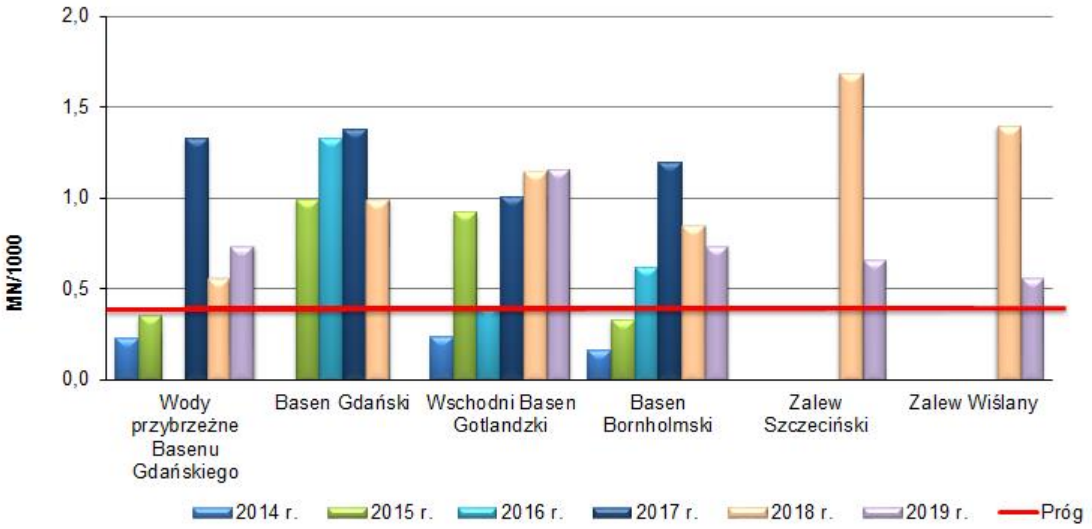
Rys. II.154. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2019 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN).

W roku 2019 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 rybach odłowionych w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego, w którym liczba mikrojąder przypadająca na 1000 komórek była na poziomie 1,16. Nieco niższe wartości otrzymano w obszarze Basenu Bornholmskiego oraz w próbkach krwi wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie liczba MN na 1000 erytrocytów wynosiła 0,74. Najniższe wartości MN/1000 uzyskano w Zalewach Szczecińskim i Wiślanym i wynosiły odpowiednio 0,66 i 0,56 (Rys. II.145) Oznacza to, że stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2019 roku należy uznać za nieodpowiedni w skali 2-stopniowej w pięciu obszarach poddanych ocenie wg Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).

Biorąc pod uwagę badania prowadzone również w latach 2014-2018, w 2019 roku odnotowano wzrost liczby MN/1000 w stosunku do roku 2018 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz nieznaczny wzrost tego wskaźnika we wschodnim Basenie Gotlandzkim. W pozostałych obszarach objętych badaniami obserwujemy spadek liczby mikrojąder przypadających na 1000 komórek. W Basenie Bornholmskim różnica w stosunku do roku 2018 wynosi 0,12, natomiast w zalewach wartości te są aż o 60% niższe niż w roku ubiegłym.

Jednocześnie wartości MN/1000 odnotowane w obszarach morza otwartego w 2019 roku były wyższe od wartości w latach 2014 – 2016 w przypadku trzech basenów: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego. W 2019 roku po raz drugi przebadano próby krwi okonia (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego. Uzyskane wyniki są widocznie niższe od obserwowanych w roku poprzednim, kiedy wartości mikrojąder przypadających na 1000 erytrocytów były wyższe niż w całym okresie badań w śledziu z obszarów morza otwartego (Rys. II.155).



Rys. II.155. Częstość występowania mikrojąder we krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2019 (Zalewska i in., 2015; Łysiak-Pastuszak i in., 2016; Krzymiński 2017); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

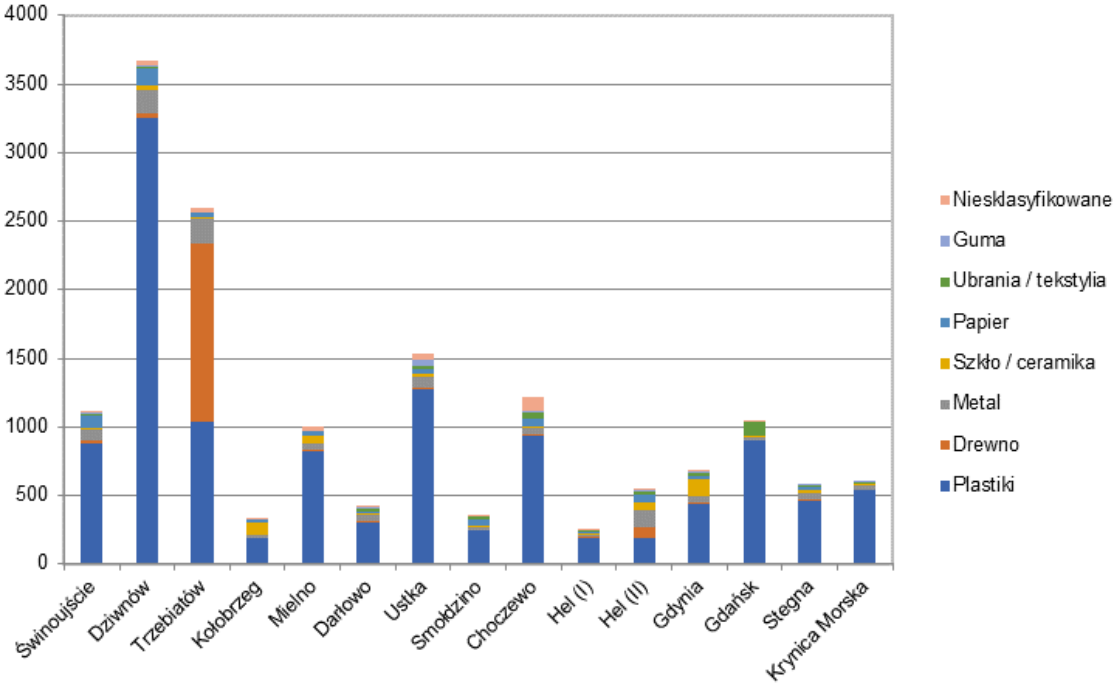
II.4.4. Odpady w środowisku morskim

Jednym z kluczowych zagadnień, które budzi w ostatnich latach ogromne zainteresowanie jest zagrożenie wynikające z obecności odpadów w środowisku morskim. W 2015 r. rozpoczęto realizację 3-letniego, pilotażowego programu monitoringu odpadów w środowisku morskim. 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 2019 roku 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.156).

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: na przełomie kwietnia i maja, w lipcu, na przełomie września i października oraz na przełomie grudnia i stycznia 2020 r. Tak jak i w latach poprzednich, monitoring realizowano z udziałem Błękitnego Patrolu WWF.

Rys. II.156. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2019 r.

Sumaryczną liczbę odpadów, z czterech okresów badań, odnotowaną na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach: guma, papier, drewno, metal, szkło i ceramika, plastik (materiały polimerowe) oraz ubrania i tekstylia przedstawiono na Rys. II.157. Odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z grup przedstawiono jako grupę „niesklasyfikowane" (odpady inne).

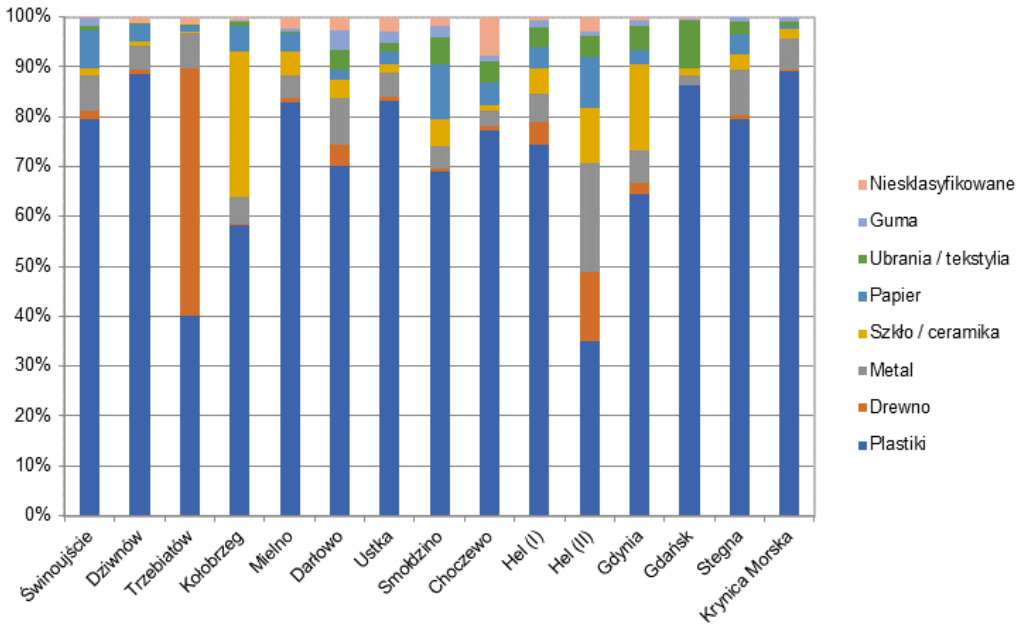


Rys. II.157. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2019 roku.

W roku 2019 odnotowano spadek liczby odpadów na linii polskiego wybrzeża z 20829 w 2018 roku do 15964 sztuk. Spadek liczebności odpadów stwierdzono także dwa lata wcześniej, w 2017 roku. Odnotowano wtedy najmniejszą ilość odpadów podczas pięcioletniego okresu monitoringu (10523 sztuki), a spadek w stosunku do roku poprzedniego był prawie dwukrotny. Największą sumaryczną liczbę odpadów (3673) z czterech okresów badań w 2019 roku zidentyfikowano, tak jak w roku ubiegłym, na odcinku Dziwnów, w tym największy udział miały odpady plastikowe (3250), których liczba wzrosła o 152 sztuki w porównaniu do roku 2018. Liczba odpadów z kategorii metal zmniejszyła się ponad dwukrotnie w porównaniu do roku ubiegłego i wynosiła 169 sztuk (412 w 2018 r). Liczba odpadów w kategorii papier wzrosła dwukrotnie i wynosiła 127. W przypadku odcinka Trzebiatów (Rys. II.157) liczba odpadów odnotowana we wszystkich sezonach przekraczała 2600. Największym udziałem charakteryzowała się kategoria odpady drewniane, która wynosiła 1294 sztuki i była ponad dwa razy większa niż w roku 2018, kiedy wyniosła 567 sztuk. We wcześniejszych latach nie odnotowano tak dużej ilości odpadów w kategorii drewno na tym odcinku. W przypadku odcinków: Świnoujście Mielno, Choczewo oraz Gdańsk liczba odpadów odnotowana we wszystkich sezonach była bardzo zbliżona i mieściła się w zakresie od 1000 do 1216 sztuk, przy czym w przypadku Choczewa i Gdańska są to wartości większe od tych odnotowanych w roku 2018. Najmniejsze zanieczyszczenie na poziomie 251 odpadów, charakteryzowało odcinek Hel (I) z czego 187 sztuk stanowiły odpady plastikowe. Innymi odcinkami o liczbie odpadów poniżej 500, były: Kołobrzeg, Darłowo i Smołdzino, Na tych odcinkach również dominowały odpady plastikowe, które w każdym przypadku stanowiły ponad 50% zidentyfikowanych odpadów (Rys. II.157).

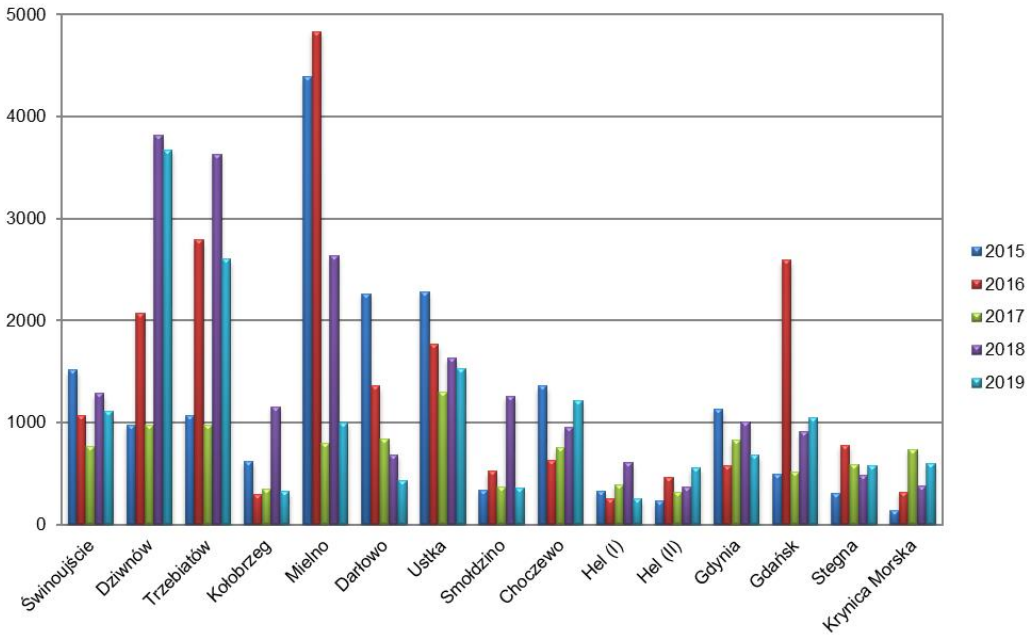
Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów na wszystkich odcinkach, największym udziałem oprócz odpadów plastikowych (73%), charakteryzowały się odpady drewniane – 10% oraz metal - 6%. Udział odpadów w kategorii papier oraz szkło i ceramika wynosił odpowiednio 3 i 4%, a w kategoriach ubrania i tekstylia oraz odpady niesklasyfikowane - 2%. Odpady gumowe stanowiły 1%. 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, prowadzonym przez właściwe gminy, szczególnie w okresach zwiększonej aktywności turystycznej (Rys. II.158).



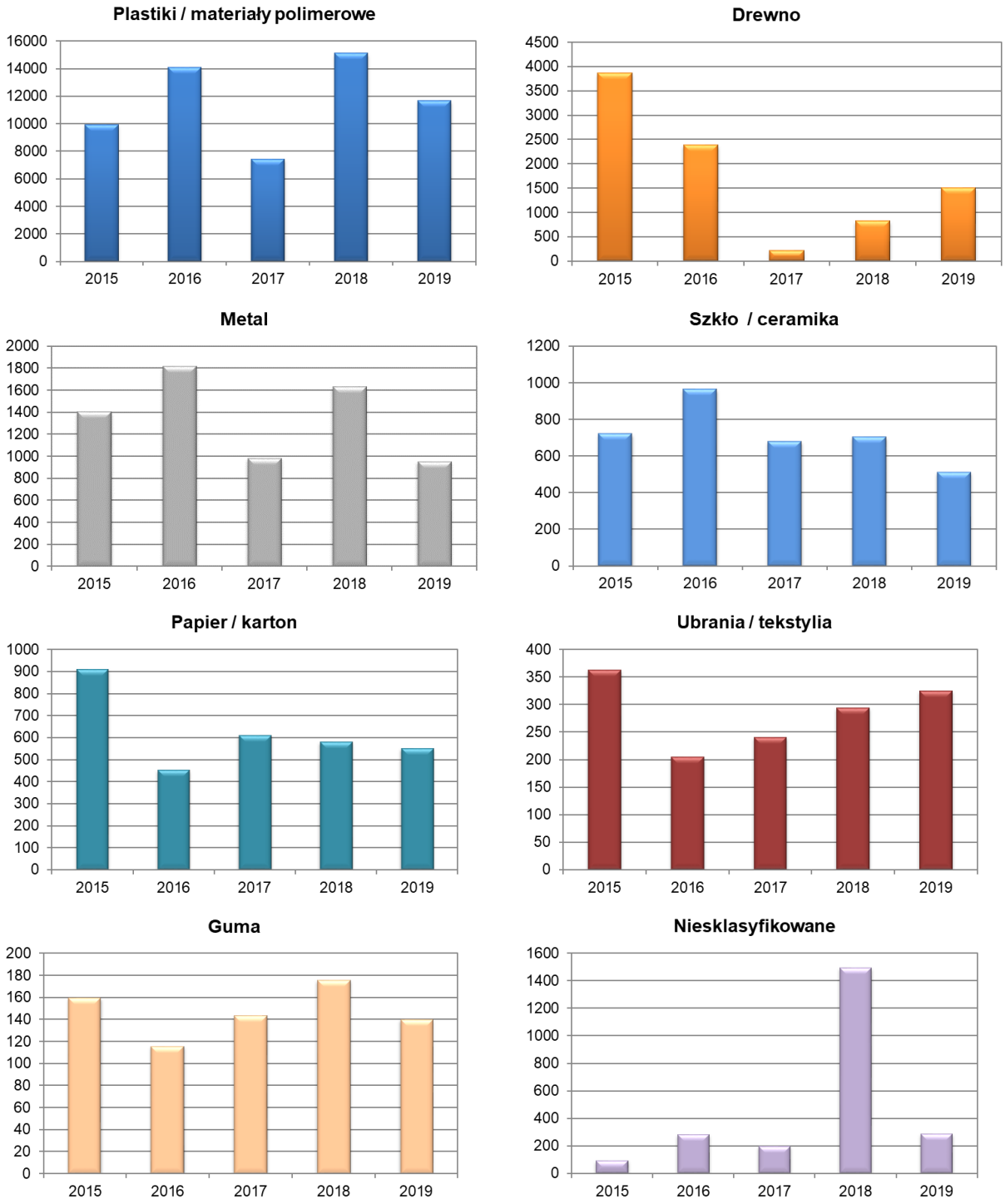
Rys. II.158. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2019 roku

Sumaryczną liczbę odpadów odnotowanych na każdym z 15 odcinków w 2019 roku porównano z danymi z lat 2015-2018 (Rys. II.159). W roku 2019 odnotowano wzrost liczebności odpadów na pięciu odcinkach: Choczewo, Hel (II), Gdańsk, Stegna oraz Krynica Morska, natomiast na pozostałych dziesięciu stacjach zliczono mniejszą liczbę odpadów, w porównaniu do roku 2018. Na stacji Choczewo od roku 2016 odnotowywany jest wzrost liczby odpadów (z 630 do 1216 w 2019 r). W Darłowie od roku 2015 liczba odpadów spadła pięciokrotnie, z 2266 do 429 sztuk. Jest to bardzo istotna informacja biorąc pod uwagę, że odcinek ten reprezentuje plażę typu miejskiego, bardzo licznie uczęszczaną przez turystów w okresie wakacyjnym. Najwięcej odpadów w latach 2015-2019 odnotowano na odcinku Mielno. W 2016 roku ilość odpadów wynosiła 4832 sztuki, natomiast w 2017 r. ich liczba spadła sześciokrotnie do 794 sztuk. Obecnie ilość odpadów na tym odcinku wzrosła i wynosi 1000 sztuk.



Rys. II.159. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2019.

Liczbę odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015-2019 przedstawiono na Rys. II.160. W roku 2019 odnotowano spadek liczebności odpadów gumowych o 36 sztuk w porównaniu z rokiem ubiegłym (176 sztuk), natomiast w 2016 r. ich liczba była najmniejsza - 116 sztuk. Najwięcej odpadów papierowych (912 sztuk) zliczono w roku 2015, wartość odnotowana w kolejnym roku (455) była najmniejszą w ciągu całego okresu monitoringu. Od roku 2017, w którym liczba odpadów zaliczonych do tej kategorii wyniosła 611 obserwowany jest spadek liczby odpadów o 30 sztuk rocznie. Spadek liczebności odpadów w strefie brzegowej odnotowano również w kategoriach plastik, metal oraz szkło i ceramika, gdzie liczba odpadów wyniosła odpowiednio 11676, 953 i 513 sztuk. W 2019 roku stwierdzono wzrost elementów drewnianych z 829 sztuk w 2018 do 1515 sztuk, jednakże w porównaniu do 2015 roku, liczba odpadów tej kategorii uległa zmniejszeniu ponad dwukrotnie. Najwięcej odpadów z tej kategorii odnotowano w Trzebiatowie, tak jak w roku poprzednim. Z roku na rok odnotowuje się wzrost liczby odpadów z kategorii ubrania/tekstylia z 206 w 2016 r. do 325 w 2019 r. Odpady zaliczone do kategorii „niesklasyfikowane" wykazały pięciokrotny spadek w porównaniu do roku ubiegłego. Najwięcej odpadów z tej kategorii odnotowano w 2018 roku w Smołdzinie - 692 sztuki i w Choczewie – 425 sztuk, a była to parafina wyrzucana przez morze na plażę. Urząd Morski w Gdyni poinformował, że prowadzone w tej sprawie postępowanie wyjaśniające zakładało, że jedną z możliwych przyczyn powstania zanieczyszczenia mógł być zrzut ze zbiorników ładunkowych statku i pod tym kątem zbierane i analizowane zostały wszelkie dane i dostępne informacje. Jakkolwiek należy mieć na uwadze obiektywne trudności w określeniu dokładnego czasu i miejsca powstania zanieczyszczenia, jak również jednoznacznego wskazania jego źródła. Biorąc pod uwagę duże rozproszenie zanieczyszczenia, zrzut mógł być dokonany w znacznej odległości od brzegu poza polskimi obszarami morskimi, a zanieczyszczenie mogło dryfować w toni wodnej przez wiele dni.

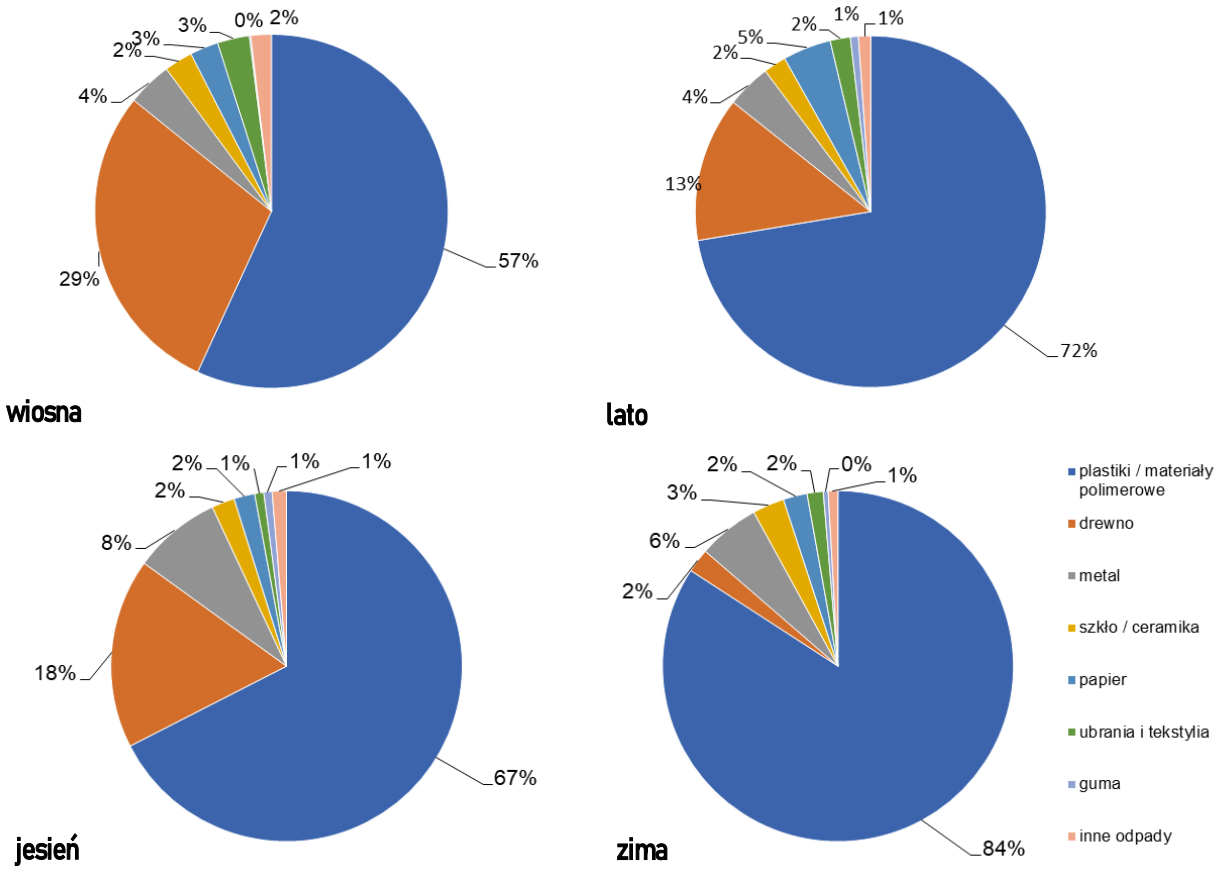


Rys. II.160. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2019. UWAGA: różne skale na wykresach.

Zmiany sezonowe liczebności odpadów (Rys. II.161.; Rys. II.162.) przedstawiono poprzez zestawienie udziałów procentowych poszczególnych kategorii na dwóch rodzajach plaż: plażach miejskich reprezentowanych przez osiem odcinków, w tym cztery zlokalizowane w pobliżu rzeki (Świnoujście, Trzebiatów, Gdańsk, Gdynia Stegna) oraz plażach wiejskich reprezentowanych przez siedem odcinków. Na plażach o charakterze wiejskim ilość odpadów była zdecydowanie mniejsza w porównaniu do plaż miejskich. W roku 2018 na odcinku Dziwnów reprezentującym plażę miejską, ilość odpadów była największa, a dominującym rodzajem odpadów we wszystkich sezonach badań były

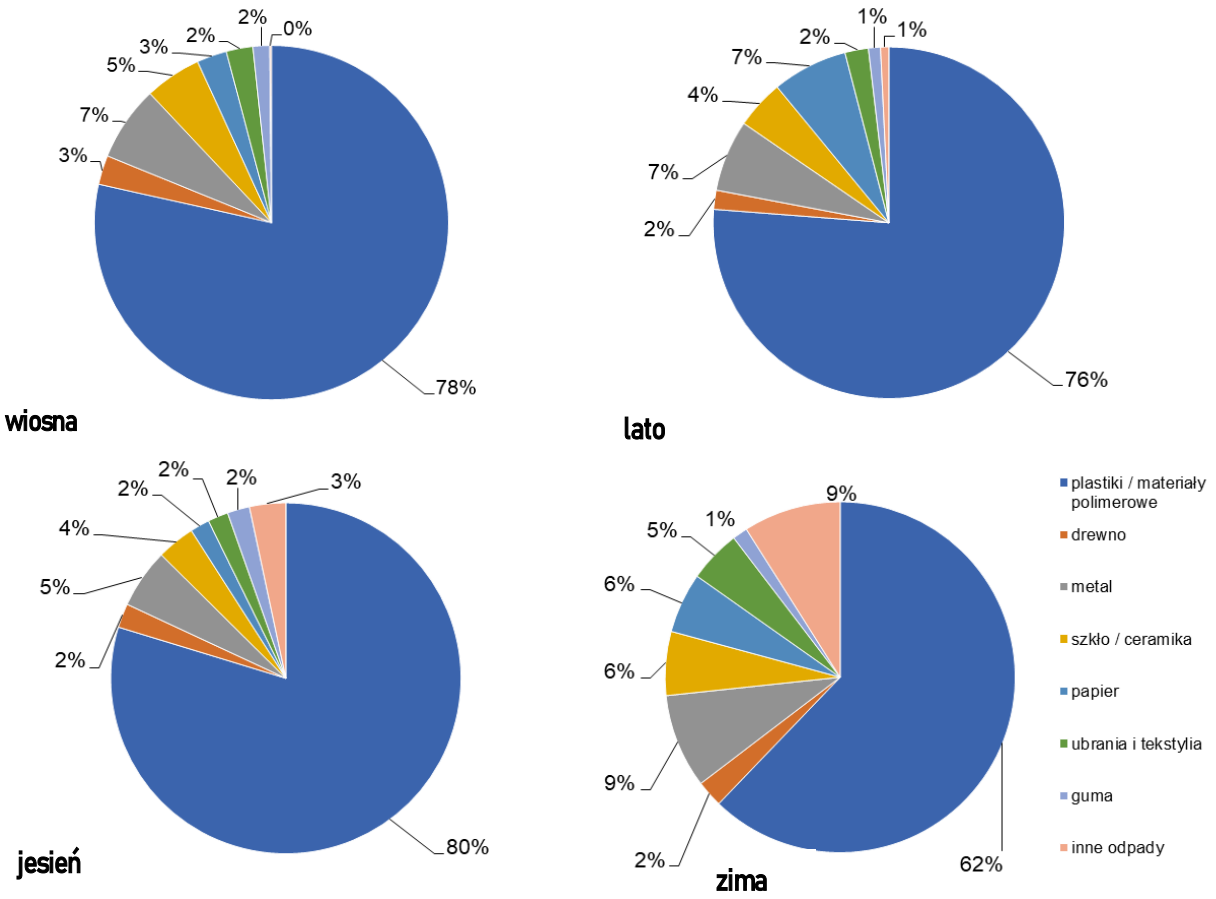
elementy plastikowe. Wiosną, latem i zimą ich udział wyniósł 82-89%, natomiast w okresie jesiennym był na poziomie 71%. Największy udział procentowy (100%) odpadów plastikowych odnotowano w 2016 roku w sezonie letnim na plaży miejskiej w Trzebiatowie.

Na plażach miejskich w 2019 roku (Rys. II.161), odpady plastikowe dominowały we wszystkich okresach badań, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił odpowiednio: 67% jesienią (1693 sztuk), 72% latem (2457 sztuk) i aż 84% na zimą (2642 sztuki). Wiosną, znaczny był również udział odpadów drewnianych wynoszący 29% (434 sztuki). Pomimo, że liczba odpadów drewnianych wiosną, latem i jesienią była wysoka, ich udział procentowy w sezonie zimowym był zdecydowanie mniejszy i wynosił zaledwie 2%. Duże ilości odpadów z kategorii drewno mogą być wyrzucane przez morze w czasie sztormów. Należy jednak podkreślić, że identyfikacja źródła pochodzenia drewna (naturalne czy antropogeniczne), szczególnie w przypadku niewielkich kawałków, jest trudna. Najwyższy udział odpadów metalowych (8%) odnotowano w październiku, w pozostałych etapach udział tych odpadów mieścił się w zakresie od 4% w kwietniu i lipcu do 6% w styczniu. W przypadku pozostałych kategorii odpadów w różnych okresach, ich udział nie przekraczał 7%.



Rys. II.161. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2019 roku.

Podobnie do plaż typu miejskiego, na plażach wiejskich (Rys. II.162) dominującym rodzajem odpadów we wszystkich porach roku były elementy plastikowe. W sezonie wiosennym, letnim i jesiennym ich udział wynosił ponad 75%. Zimą, udział odpadów plastikowych był mniejszy w stosunku do reszty roku o ok. 15%. Do prawie 10% wzrosła natomiast liczba odpadów niesklasyfikowanych. Odpady zaliczane do pozostałych kategorii (drewno, metal, szkło, papier, ubrania i tekstylia oraz guma) odnotowano we wszystkich sezonach, natomiast ich udział nie wykazywał dużego zróżnicowania na przestrzeni roku 2019.



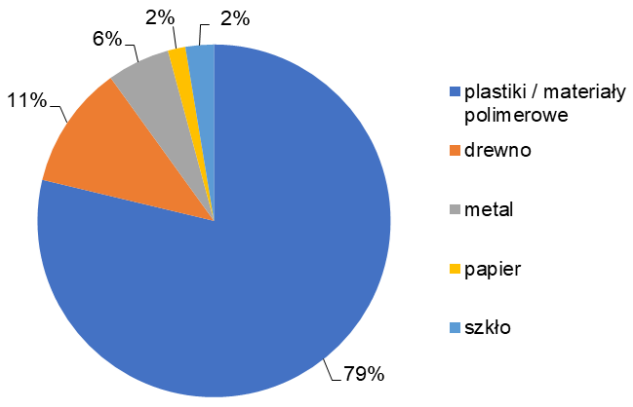
Rys. II.162. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2019 roku.

Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tabela II.37). Najbardziej licznie występowały niedopałki papierosów i filtry (5213 sztuk), których udział w całkowitej liczbie odpadów wynosił aż 40,9% (19% spadek w stosunku do roku 2018). Na kolejnym miejscu znalazły się odpady „inne drewno >50cm". Ich liczebność wynosiła 1277 sztuk, co odpowiadało udziałowi na poziomie 10,0%. W porównaniu do roku ubiegłego na drugim miejscu były parafina/wosk która stanowiła (1219 sztuk) 7,3%. Na trzecim miejscu (753 sztuki, które odnotowały spadek w stosunku do roku poprzedniego) znalazły się plastikowe zakrętki/pokrywki po napojach z kategorii plastiki stanowiące 5,9% wszystkich odpadów. Nowym rodzajem odpadów, który pojawił się w roku 2019 na liście najliczniej odnotowywanych, zajmując 18 i 19 miejsce, były balony i kijki do balonów oraz liny, sznury i siatki.

Tabela II.37. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2019.

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1	plastiki	niedopałki papierosów i filtry	5213	40,9
2	drewno	inne drewno > 50 cm	1277	10,0
3	plastiki	plastikowe zakrętki/pokrywki po napojach	753	5,9
4	plastiki	patyczki po lizakach	660	5,2
5	plastiki	słomki, mieszadła	518	4,1
6	plastiki	kawałki plastiku 0 - 2.5 cm	506	4,0
7	metal	kapsle od butelek, wieczka	456	3,6
8	plastiki	butelki po napojach > 0.5 l	379	3,0
9	plastiki	małe plastikowe torby i ich kawałki (np. worki na mrożonki)	344	2,7
10	plastiki	opakowania po słodyczach/chipsach	338	2,7
11	szkło	butelki (kawałki butelek)	331	2,6
12	plastiki	kawałki plastiku 2.5 cm > < 50 cm	290	2,3
13	metal	puszki po napojach	276	2,2
14	plastiki	torby na zakupy i ich kawałki	231	1,8
15	plastiki	butelki po napojach <= 0.5 l	224	1,8
16	plastiki	inne plastiki	217	1,7
17	papier	fragmenty papieru	205	1,6
18	plastiki	balony i kijki do balonów	191	1,5
19	plastiki/materiały polimerowe	liny, sznury i siatki	168	1,3
20	drewno	inne drewno < 50 cm	163	1,3

Biorąc pod uwagę 20 najliczniej występujących odpadów, w 2019 roku dominowały odpady plastikowe, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił około 79% (Rys. II.163). Wysoki, 11% udział odpadów odnotowano również dla drewna. Odpady metalowe stanowiły 6%, a sumaryczny udział odpadów z kategorii szkło i papier nie przekroczył 5%.



Rys. II.163. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występujących rodzajów odpadów w 2019 roku.

Poprzez przypisanie poszczególnych stacji do trzech obszarów oceny wyznaczono średnią liczebność odpadów każdej kategorii przypadającą na 100m monitorowanego odcinka. Największą częstotliwością występowania charakteryzowały

się plastiki w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (27,7/100m) (Tabela II.38), w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego wynosiły odpowiednio 14,8/100m i 11,4/100m.
W przypadku pozostałych kategorii liczebnością powyżej 1/100m charakteryzowały się odpady z kategorii drewno, metal i papier/karton w obszarze polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, papier/karton w obszarze polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz metal w obszarze polskich wód 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. Pomimo, że większość kategorii odpadów spełnia warunki dla dobrego stanu, to biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów dobry stan środowiska morskiego nie został osiągnięty w żadnym z ocenianych obszarów.
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.

Tabela II.38. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów (kolor zielony - wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony - wyniki przekraczające wartości progowe.

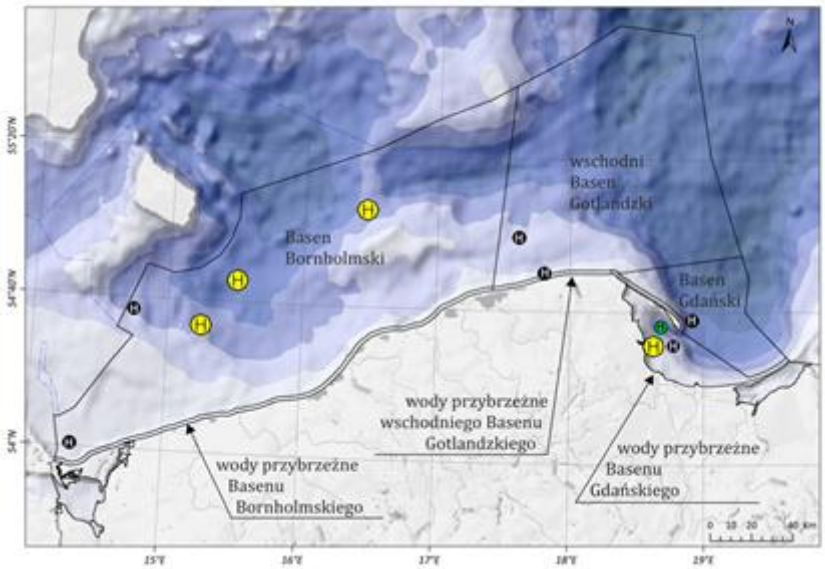
Kategoria	Ocena krajowa i zgodna z wytycznymi EU	Wartości progowe N/100m	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
		Średnia liczebność odpadów na 100m			
plastiki (materiały polimerowe)	Ocena krajowa	3	27,7	14,8	11,4
drewno		1	5,0	0,2	0,5
guma		1	2,2	0,7	1,2
metal		1	0,9	0,4	1,0
papier/karton		1	1,2	1,2	0,5
szkło i ceramika		1	0,2	0,9	0,8
ubrania i tekstylia		1	0,3	0,3	0,1
inne odpady			0,6	1,3	0,1
suma		9	38,1	19,7	15,5
		Mediana liczebności odpadów na 100m dla całego Wybrzeża			
Całkowita liczba odpadów	Ocena zgodnie z wytycznymi UE	20	15,7		

II.4.5. Podwodny hałas

W latach 2015 - 2017 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. Badania dotyczące dźwięków podwodnych zostały kontynuowane w roku 2018 i mają potrwać do 2021. Wobec braku wartości progowych ustanowionych na poziomie europejskim dla hałasu podwodnego oraz ze względu na brak odpowiednio długich zapisów danych pomiarowych w okresie 2015 – 2019, stan środowiska w odniesieniu do cechy D11 przedstawiony został w sposób opisowy.

Dźwięki ciągłe

W latach 2016 - 2019 przeprowadzono pomiary hałasu podwodnego umożliwiające opis stanu poziomu hałasu ciągłego pochodzenia antropogenicznego. Dane zarejestrowane w 2016 roku pochodzą z punktu zlokalizowanego w obszarze Basenu Bornholmskiego, z kolei pomiar szumów w 2017 przeprowadzony został wyłącznie w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. W roku 2018 w celu rejestracji hałasu ciągłego w POM umieszczonych zostało sześć hydrofonów, tj., w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Gdańskim oraz wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.164).



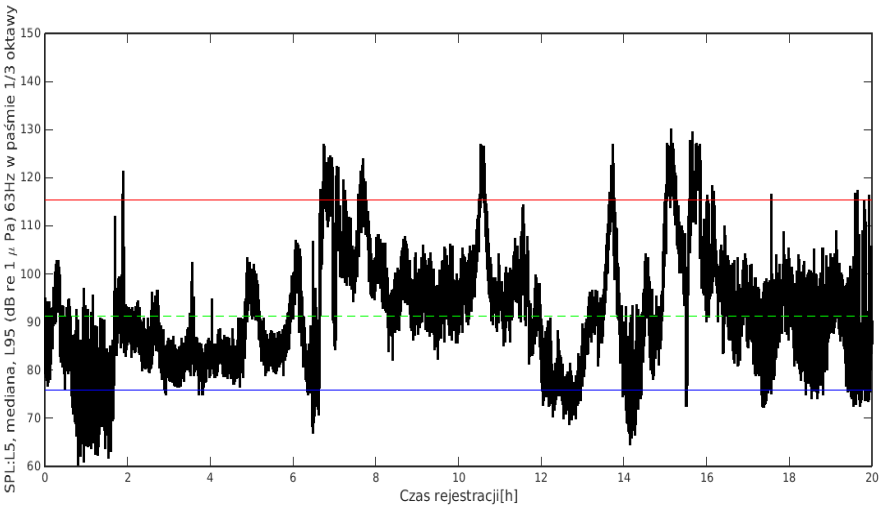
Rys. II.164. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku. Kolorami żółtym, zielonym oraz czarnym oznaczone zostały lokalizacje hydrofonów posadowionych odpowiednio w 2016, 2017 oraz od 2018 roku.

Dane z lat 2016 - 2017 odnoszą się do stosunkowo krótkich okresów pomiarowych, zaledwie kilkudniowych. Natomiast w 2018 oraz 2019 r. pomiary dźwięków podwodnych przeprowadzane były w sposób ciągły. Zgodnie z wytycznymi HELCOM, same dane punktowe hałasu ciągłego, nie pozwalają na przeprowadzenie ilościowej oceny stanu środowiska w odniesieniu do hałasu ciągłego. W ocenie stanu środowiska sugerowane jest użycie narzędzi numerycznych. Implementacja danych dotyczących hałasu podwodnego wraz z danymi dotyczącymi typy osadu, batymetrii, hydrografii oraz siedlisk morskich daje możliwości tworzenia map przestrzennych hałasu podwodnego, ilustrujących zarówno rozkład przestrzenny, poziom oraz czas występowania nadmiernego hałasu podwodnego w poszczególnych obszarach zainteresowania. Szczególne istotne, z punktu widzenia ukazania wpływu działalności człowieka na środowisko morskie, są produkty zestawiające wyniki modelowania numerycznego w postaci map rozkładu przestrzennego hałasu podwodnego z mapami przedstawiającymi występowanie siedlisk. W rezultacie możliwe jest tworzenie map przestrzennych ryzyka wpływu hałasu na wszystkie znane siedliska i tym samym możliwe jest wskazanie obszarów, w których negatywny wpływ hałasu podwodnego jest największy.

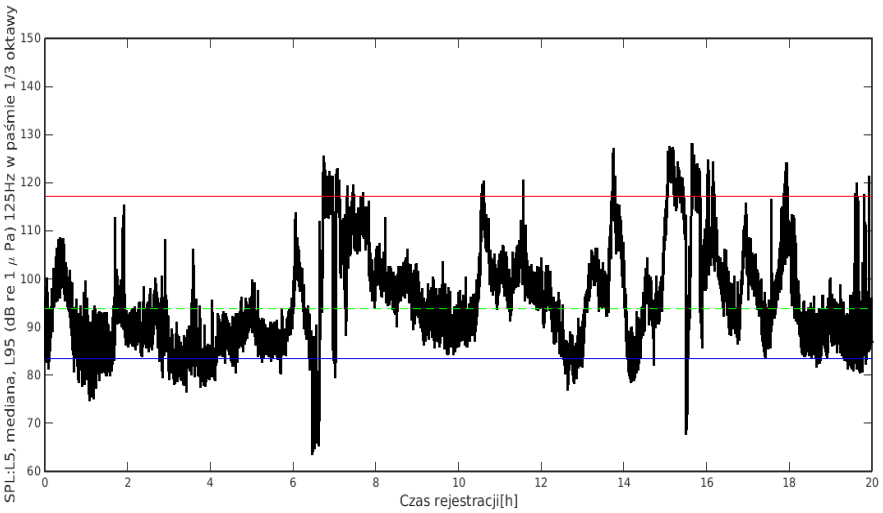
W niniejszym opracowaniu w oparciu o dane pomiarowe przedstawione zostały wyniki dotyczące ilościowego opisu poziomu hałasu ciągłego w odniesieniu do natężenia dźwięku w poszczególnych punktach pomiarowych zlokalizowanych w czterech podobszarach POM (Basenu Bornholmskiego, Wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Gdańskiego oraz wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego).

W ramach analizy zarejestrowanych danych rozpatrywano zmiany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w odniesieniu do 1 µPa dla zakresów pasm częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

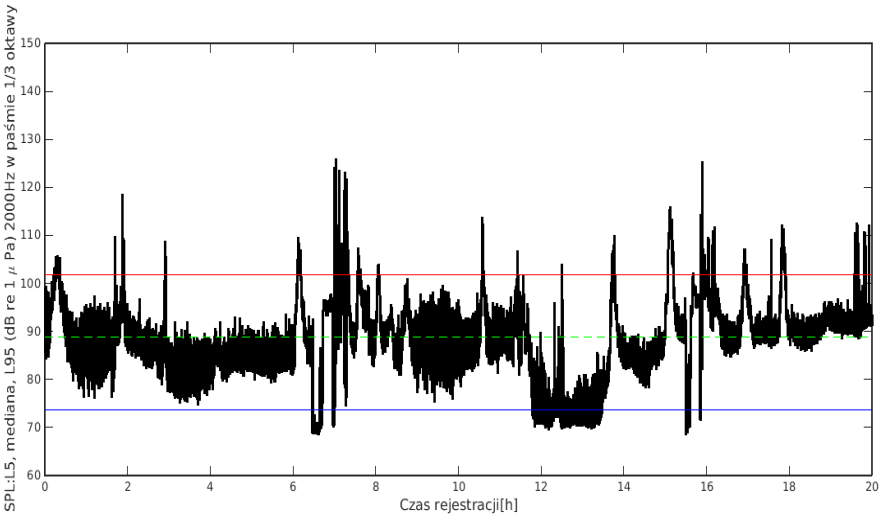
a)



b)

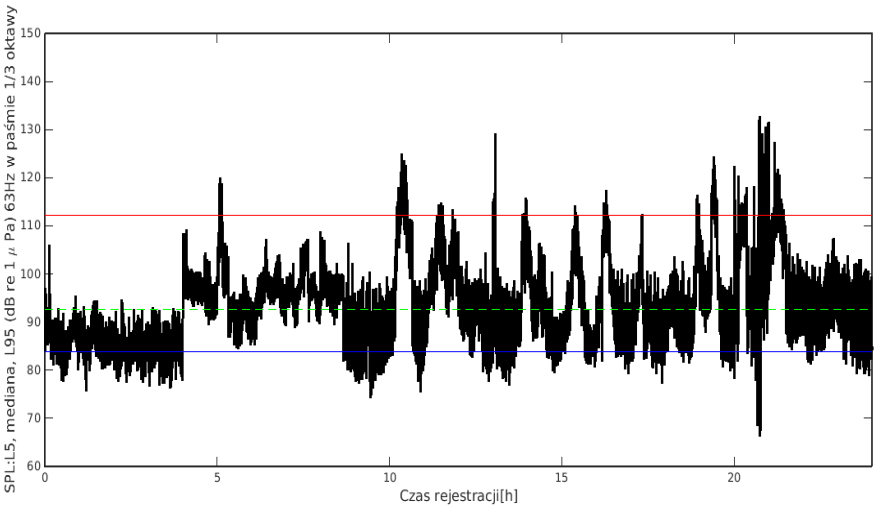


c)

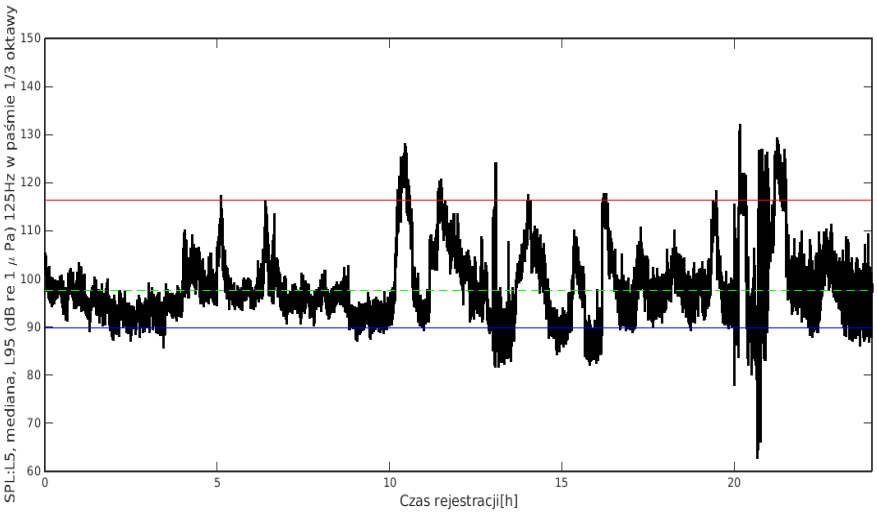


Rys. II.165. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w maju 2017 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana.

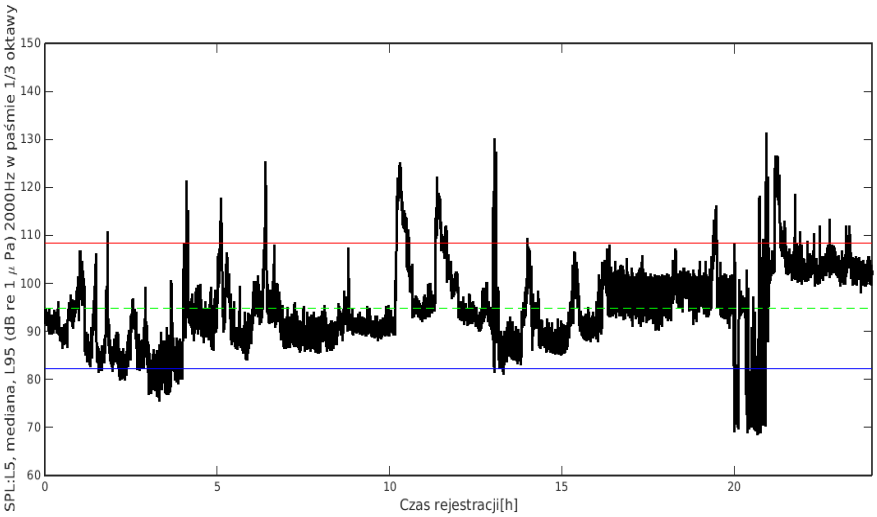
a)



b)

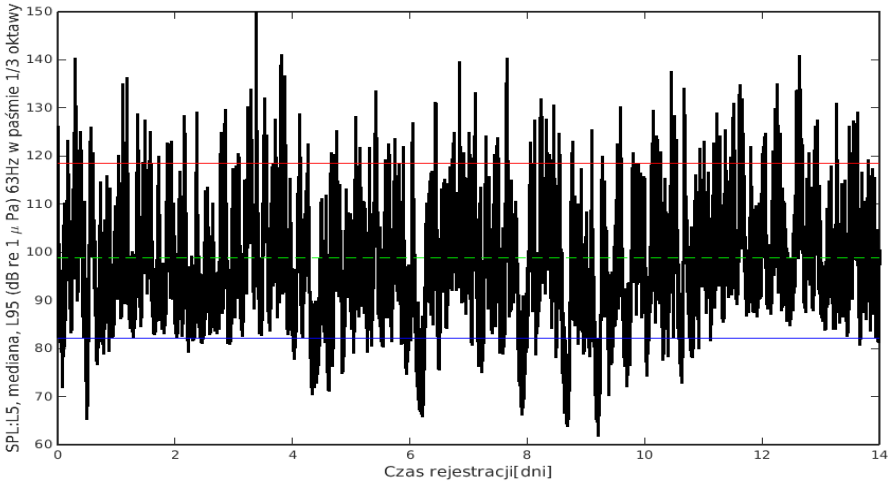


c)

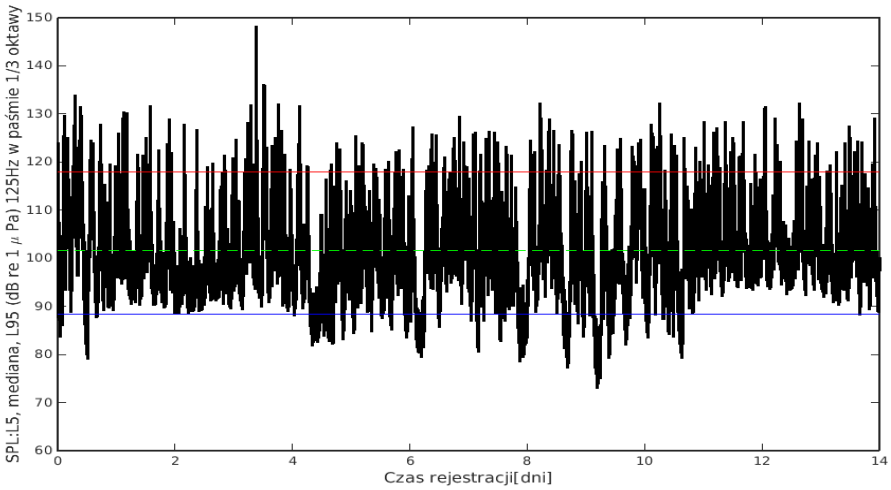


Rys. II.166. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2017 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana.

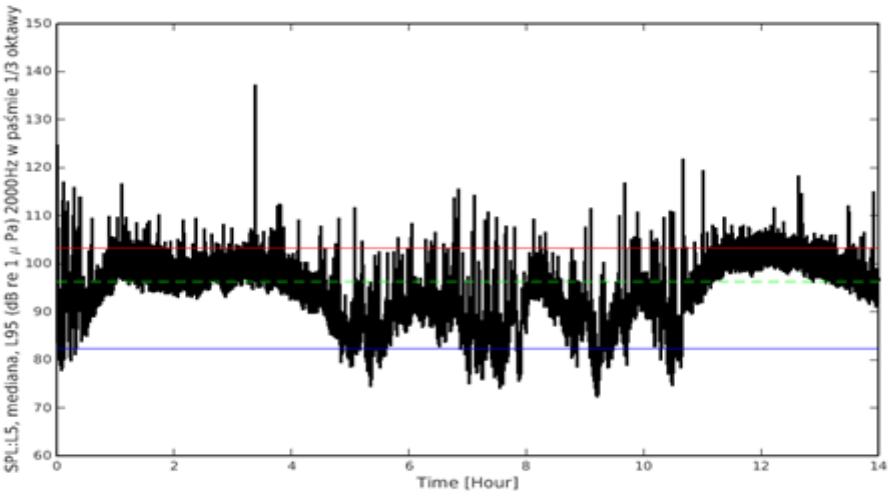
a)



b)

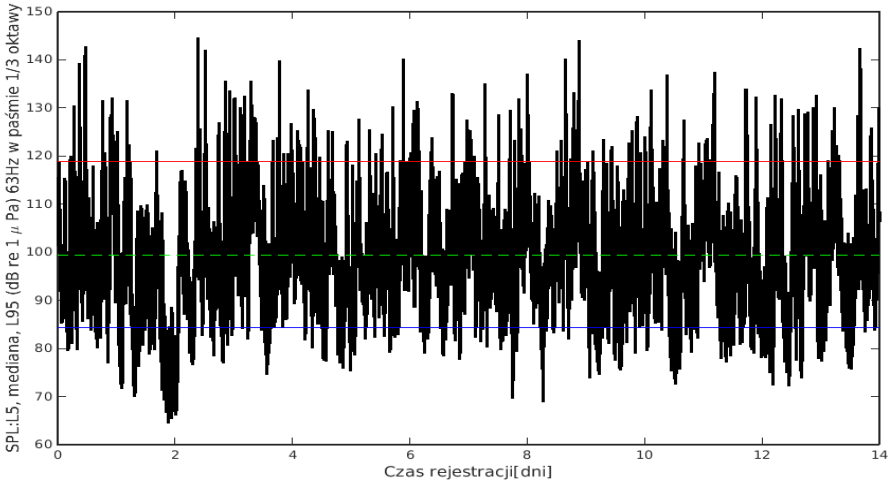


c)

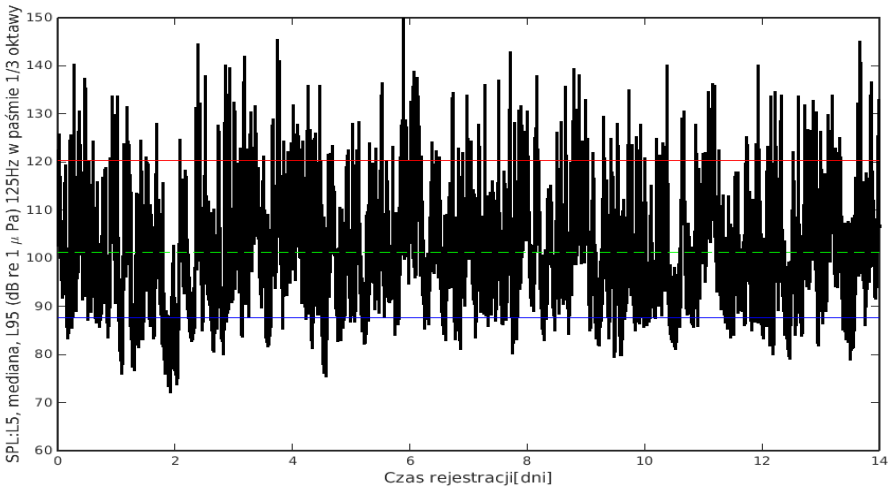


Rys. II.167. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000 Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana.

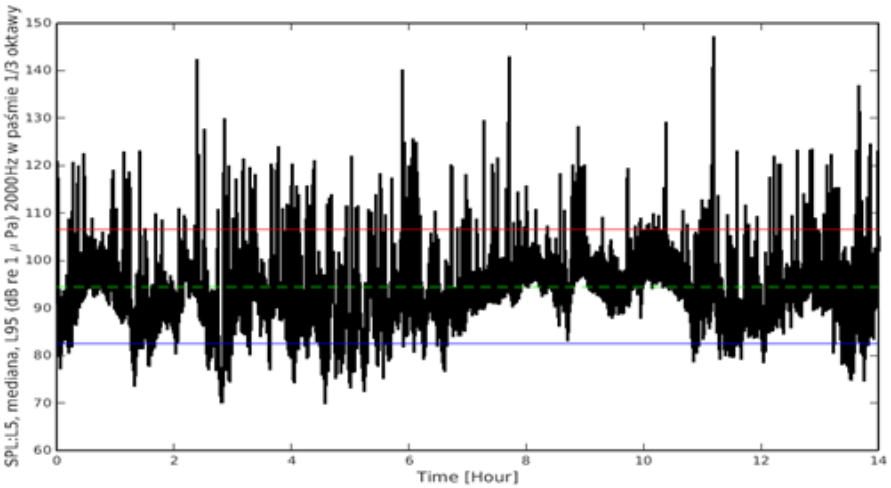
a)



b)

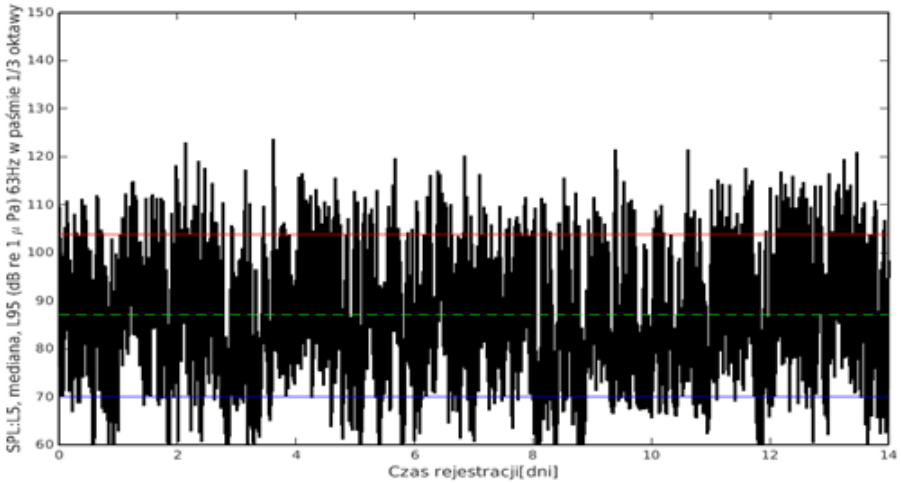


c)

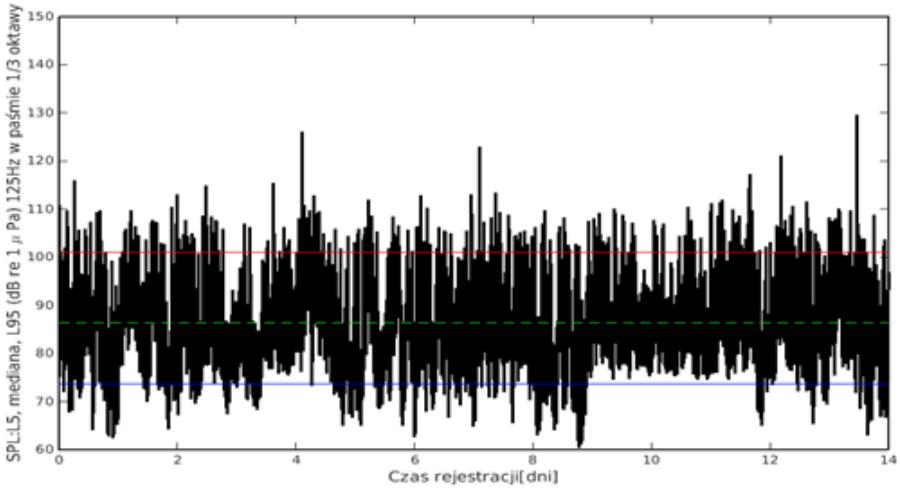


Rys. II.168. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana.

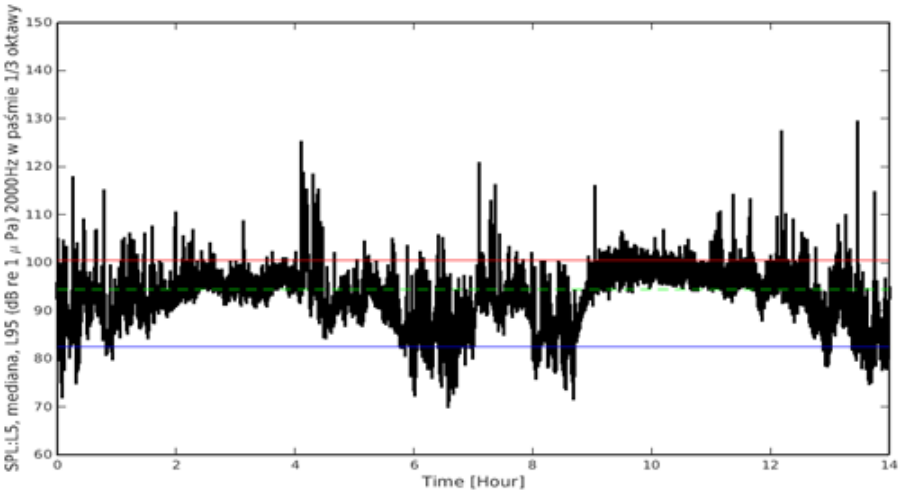
a)



b)

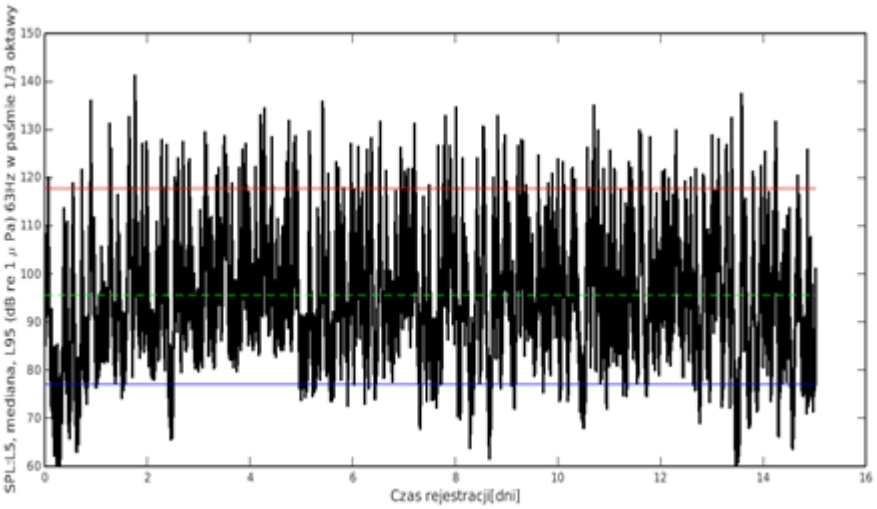


c)

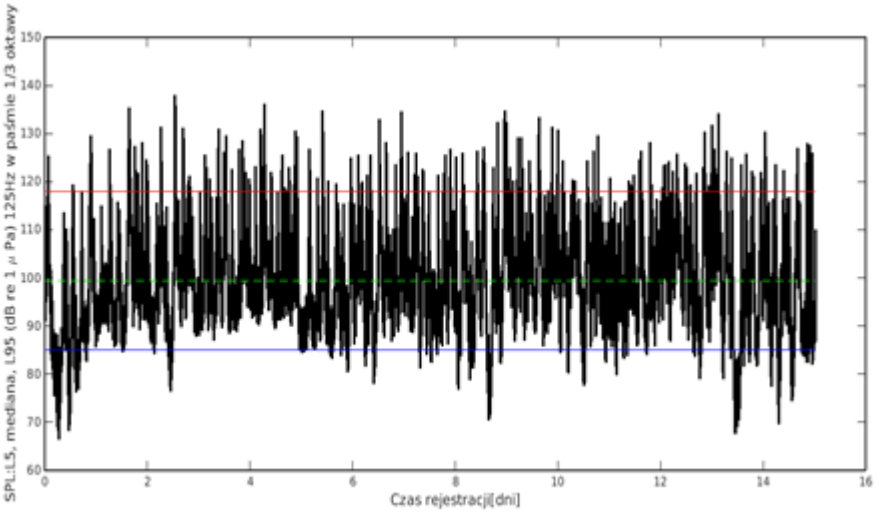


Rys. II.169. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana.

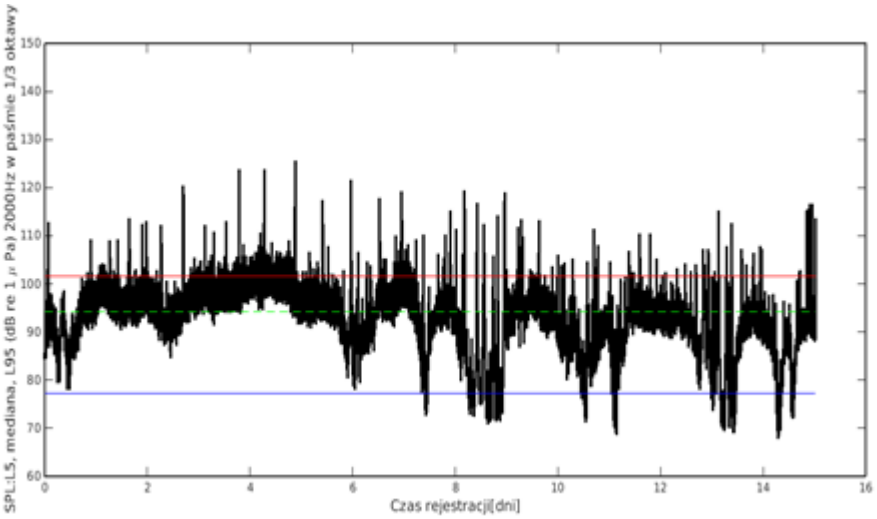
a)



b)

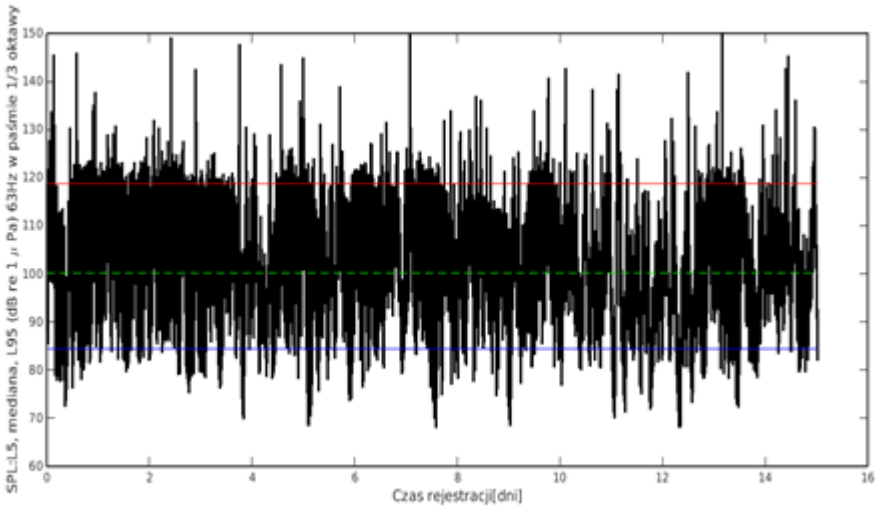


c)

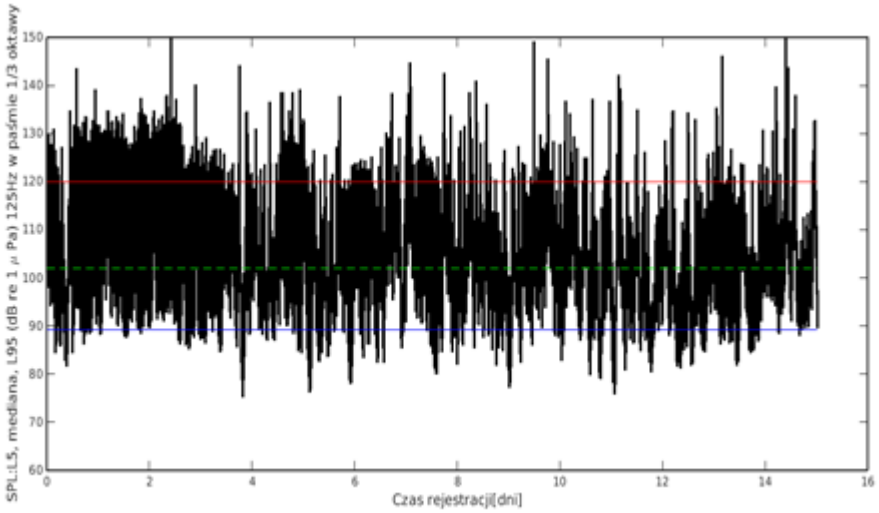


Rys. II.170. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2019 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000 Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana

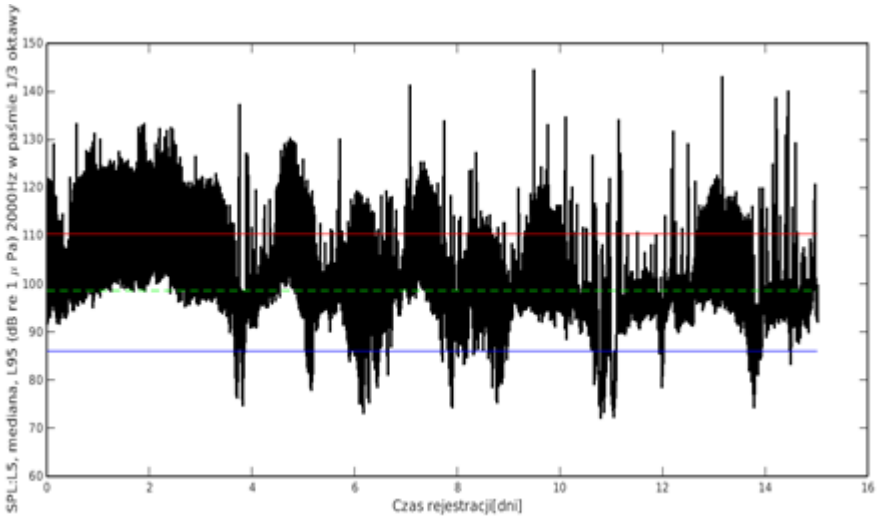
a)



b)

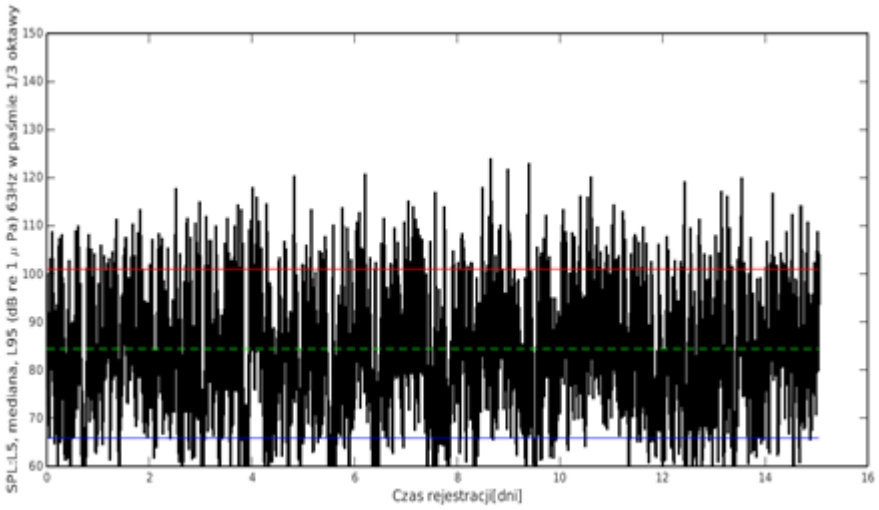


c)

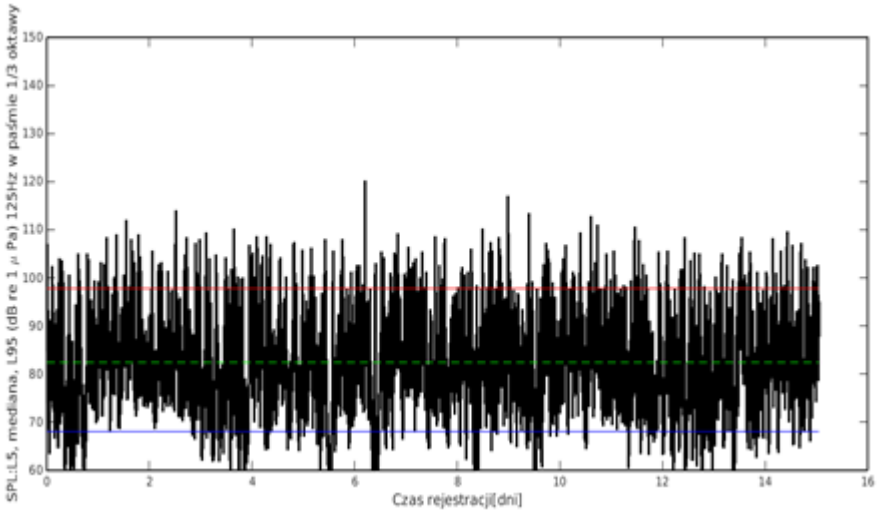


Rys. II.171. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2019 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana.

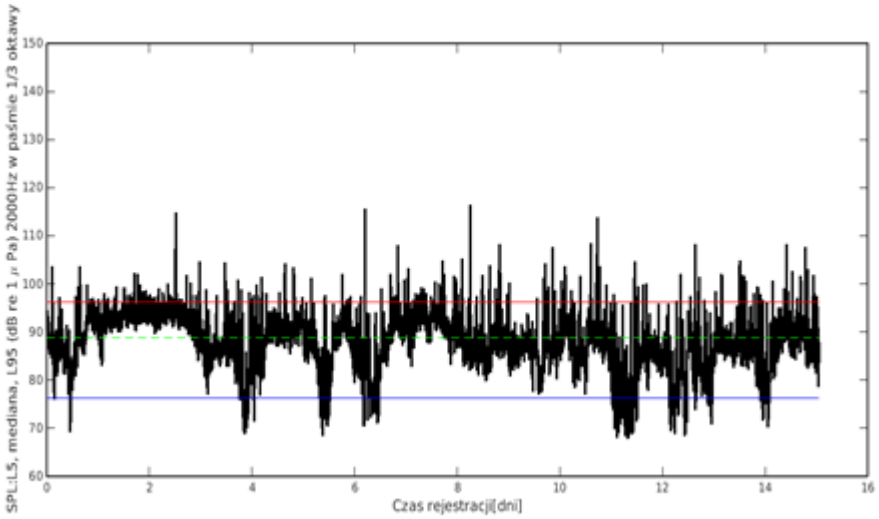
a)



b)



c)



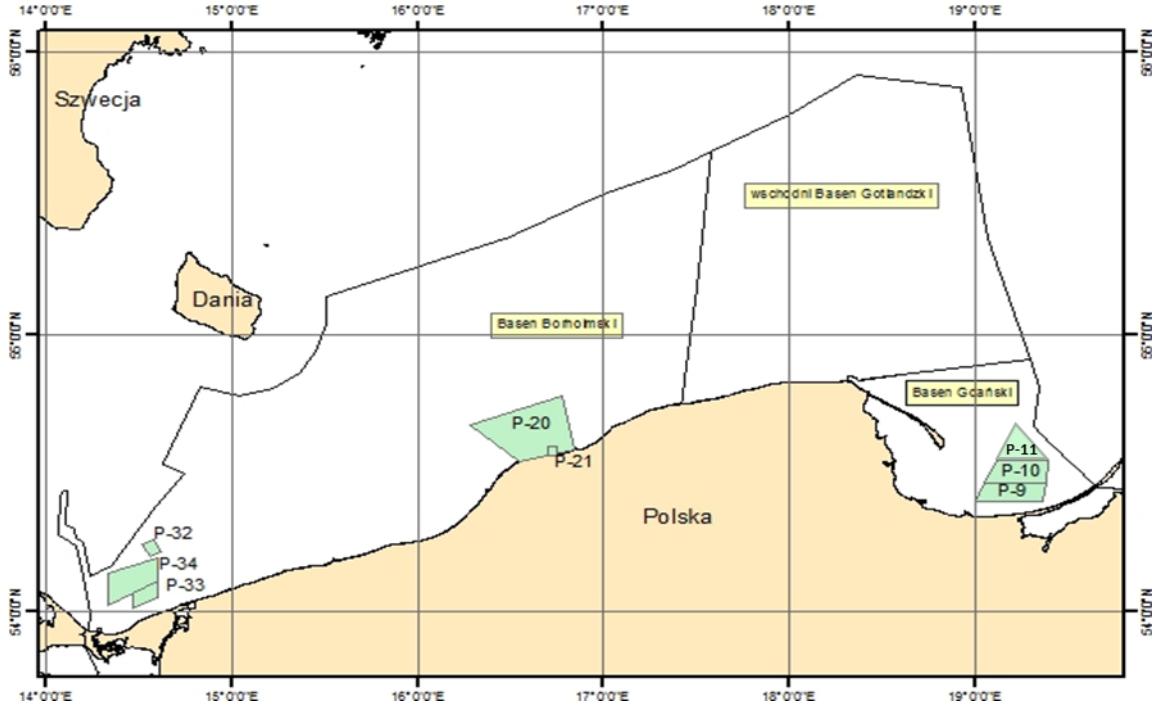
Rys. II.172. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2019 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana.

W trakcie kilkunastogodzinnych zapisów ciągłego hałasu podwodnego w 2017 roku, odnotowane zostały krótkookresowe, względnie wysokie wartości poziomu dźwięku ciągłego (SPL) sięgające 150 dB w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.165 (a,b), Rys. II.166 (a,b)). W roku 2018 w obszarach Basenu Bornholmskiego (Rys. II.167) zarejestrowane wartości hałasu ciągłego w tym regionie, wskazują na niemal stałe natężenie poziomu hałasu na poziomie 130 dB. Zarejestrowany natomiast ciągły hałas podwodny w 2018 w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.168), generalnie był wyższy od tego zarejestrowanego w obszarach Basenu Bornholmskiego (Rys. II.168) i oscylował on na poziomie 140 dB. Zdecydowanie najniższe wartości odnotowano w Basenie Gdańskim (Rys. II.169), które rzadko przekraczały wartość 120 dB. W roku 2019 zarejestrowane wartości hałasu podwodnego w obszarach Basenu Bornholmskiego (Rys. II.170) porównywalne są do sytuacji zarejestrowanej w 2018, tj poziomu hałasu na poziomie oscyluje wokół wartości 130 dB. W przypadku wartości odnotowanych w Basenie Gdańskim (Rys. II.172), zarejestrowany trend odpowiada temu z roku 2018, niemniej jednak widoczne jest występowanie pojedynczych oraz stosunkowo często występujących pików SPL o natężeniu do 150 dB. Najniższe wartości poziomu hałasu podwodnego w 2019 r. odnotowano w Basenie Gdańskim (Rys. II.172), przy czym również w tym wypadku zdarzają się pojedyncze piki SPL przekraczające w tym regionie wartość 120 dB.

Porównanie wyników pomiarów poziomu hałasu SPL na stacjach monitoringowych wskazuje na dużą zmienność poziomu hałasu w czasie. Różnice SPL 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 wszystkich stacjach, zarówno w 2017, 2018 oraz 2019 roku ze względu na ich posadowienie w obszarze torów wodnych, w głównej mierze są wynikiem hałasu generowanego wskutek żeglugi morskiej. Powyższe wyniki ugruntowują dotychczasowy stan wiedzy o hałasie w obszarze Morza Bałtyckiego, wskazując na fakt, iż żegluga stanowi istotne źródło hałasu podwodnego, czynnika negatywnie wpływającego na organizmy morskie.

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 2011-2019. Działalność wojskowa w 2019 r. na poligonach morskich, polegała na przeprowadzaniu detonacji ładunków wybuchowych w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, w ramach: strzelania artyleryjsko - rakietowego, strzelania sytuacyjnego, bombardowania, zadań ogniowych broni podwodnej oraz niszczenia przedmiotów niebezpiecznych. Dane dotyczące eksplozji zawierały informacje zarówno o ilości oraz typie ładunku wykorzystanego do eksplozji, w tym również o wielkości zdetonowanych ładunków wybuchowych ([kg] TNT).



Rys. II.173 Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2019.

Tabela II.39. 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.

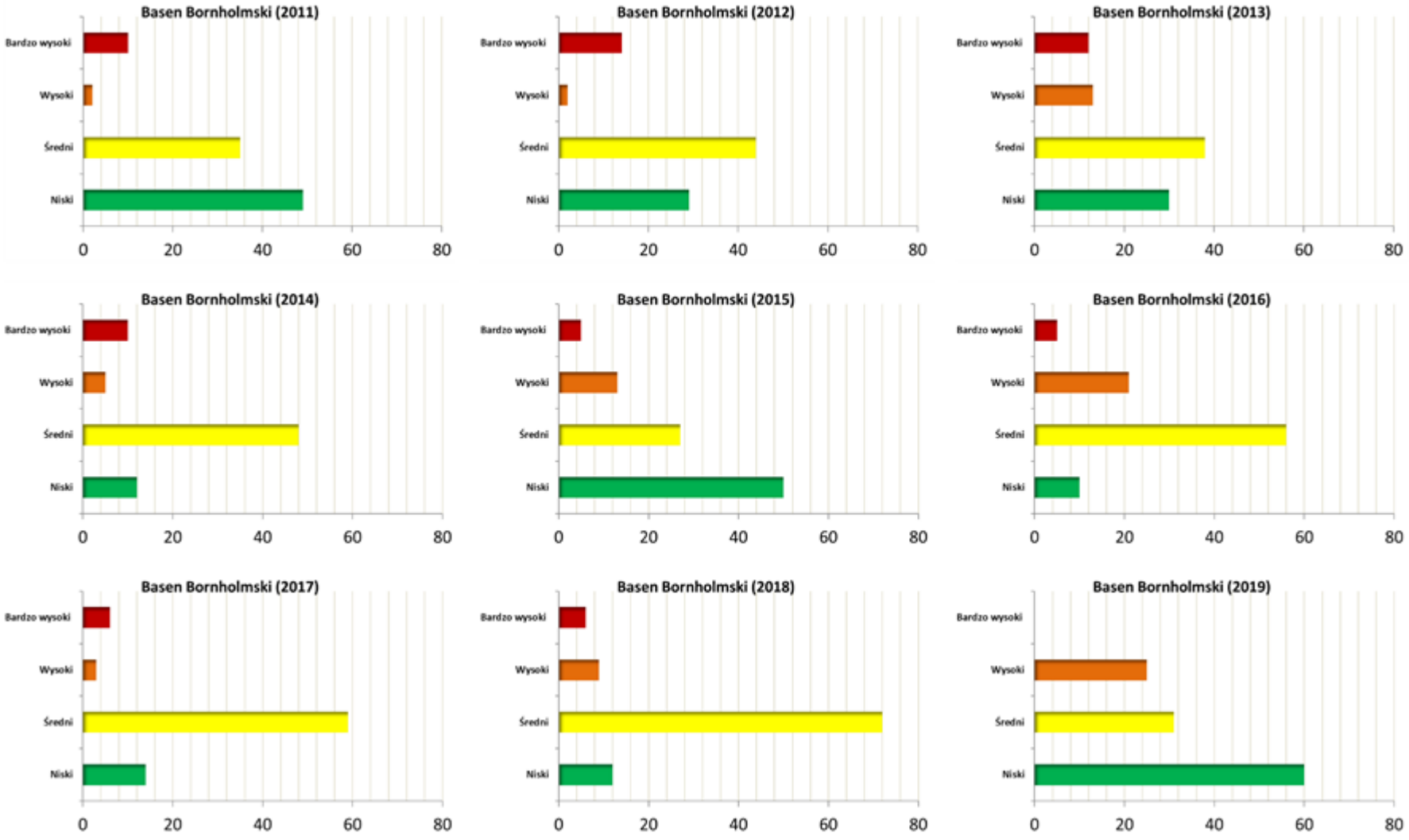
Typ eksplozji	Ilość ładunku [TNT]
Bardzo małe eksplozje	8 g - 210 g
Małe eksplozje	210 g - 2.1 kg
Średnie eksplozje	2.1-21 kg
Silne eksplozje	21-210 kg
Bardzo silne eksplozje	powyżej 210 kg

Przedstawione poniżej wyniki w formie wykresów słupkowych (Rys. II.174. i Rys. II.175.) zawierają informacje o sile zdetonowanych ładunków w wodzie oraz o liczbie dni występowania dźwięków impulsowych, które przekroczyły dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej. Klasyfikację siły zdetonowanych ładunków oparto o pięciostopniową skalę typów siły eksplozji zgodnie z wytycznymi dotyczącymi monitorowania hałasu podwodnego w morzach europejskich (Dekeling et al., 2014) (Tabela II.39). Dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej odnosi się do hałasu o natężeniu 210,3 dB re 1 µPa² m² s, który wygenerowany zostaje w trakcie detonacji ładunku o wadze 8 g TNT.

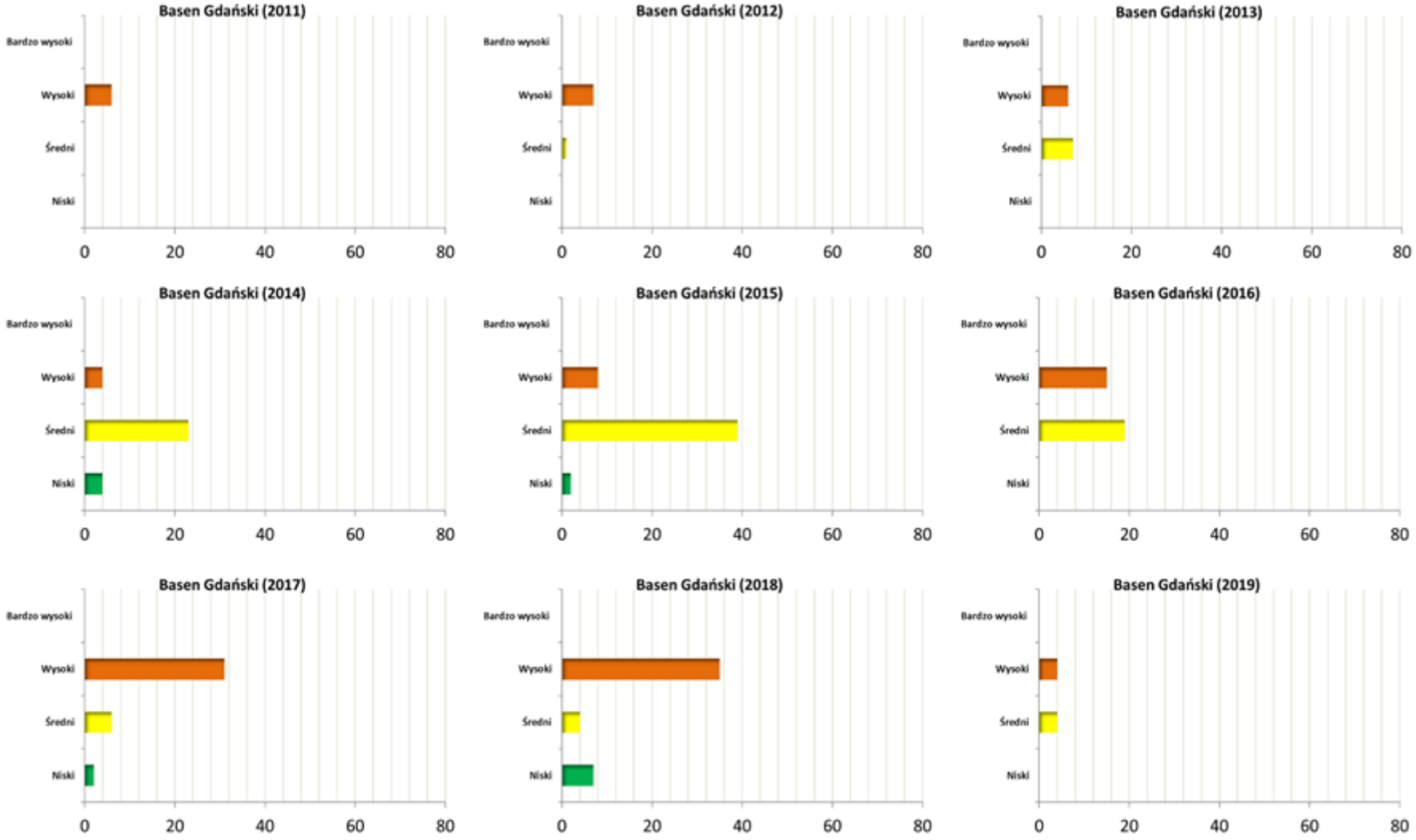
Rozkład przestrzenny poligonów wojskowych w głównej mierze wskazuje na koncentrację wybuchów w dwóch akwenach: obszarze Basenu Bornholmskiego (poligony: P-32, P-33, P-34, P-20, P-21) oraz rejonie Basenu Gdańskiego (poligony: P-9, P-10 oraz P-11) (Rys. II.173). W związku z powyższym niniejszy opis wyników dotyczy wyłącznie tych obszarów.

W Basenie Bornholmskim w 2019 r. w odniesienia do wielolecia 2011 -2018 (Rys. II.174.) zarejestrowano najwięcej, bo 60 dni występowania dźwięków impulsowych, wynikających z przeprowadzania małych eksplozji, dla których maksymalne ładunki wynosiły 2,1 kg TNT. Dni z dźwiękami impulsowymi spowodowanymi detonacjami ładunków w zakresie od 2,1-21 kg (średniej siły eksplozje) odnotowano 31, podczas gdy silnych eksplozji (high), odnotowano 25, co w skali wielolecia

stanowi najwyższą wartość. Bardzo silnych eksplozji, do których detonacji potrzeba ładunków powyżej 210 kg TNT w 2019 r. nie odnotowano. Całkowita liczba dni występowania dźwięków impulsowych powodujących przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej w 2019 r. w obszarze Basenu Bornholmskiego wyniosła 116 dni.
W Basenie Gdańskim w 2019 r. w odniesieniu do wielolecia 2011 – 2018, zanotowano jedną z niższych liczb dni z dźwiękami impulsowymi (Rys. II.175.). W obszarze tym w 2019 r. nie odnotowano dni z przeprowadzonymi małymi oraz bardzo silnymi eksplozjami. Jedynymi przeprowadzonymi eksplozjami podwodnymi były wybuchy typu średniego oraz silnego (Tabela II.39), których całkowita ilość wyniosła 4 dni.



Rys. II.174. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2011 – 2019.



Rys. II.175. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2011 – 2019.

II. 5 Ocena potencjalnego wpływu awarii oczyszczalni ścieków „Czajka" na stan wód morskich w 2019 roku

W dniu 27 sierpnia 2019 r. doszło do awarii rurociągu doprowadzającego ścieki z lewobrzeżnej części Warszawy do oczyszczalni ścieków „Czajka", w wyniku czego rozpoczęto awaryjny zrzut ścieków bezpośrednio do rzeki Wisły. Taka sytuacja trwała od 28 sierpnia do 14 września 2019 roku, w którym to okresie do rzeki trafiło 3 642 809 metrów sześciennych nieoczyszczonych ścieków komunalnych. 14 września 2019 r. uruchomiono na moście pontonowym awaryjny rurociąg do przesyłu nieczystości.
Biorąc pod uwagę objętość wprowadzonych do wód rzeki Wisły ścieków w stosunku do wielkości przepływu w rzece oraz dynamikę wód morskich z dużym prawdopodobieństwem można było założyć, iż wpływ w/w awarii na jakość wód morskich, ze szczególnym uwzględnieniem obszaru Zatoki Gdańskiej był znaczny. W celu sprawdzenia tej tezy przeanalizowano dane pochodzące z pomiarów wybranych parametrów przeprowadzonych zarówno w wodach Wisły, jak i wodach morskich w okresie od 28 sierpnia do 7 września 2019 r.
W związku z awarią układu przesyłowego ścieków na terenie m.st. Warszawa, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ) uruchomił od 30.08.2019 monitoring badawczy rzeki Wisły na obszarze województw mazowieckiego, kujawsko-pomorskiego oraz pomorskiego (Rys. II.176).
Prowadzony przez GIOŚ monitoring badawczy miał na celu kontrolowanie wpływających nieoczyszczonych ścieków do Wisły oraz sprawdzenie jaki wpływ na stan wody Wisły miała awaria kolektorów w oczyszczalni „Czajka".

Badania wykonywane były w ppk (Rys. II.176):

MAZOWIECKIE
- Wisła powyżej wylotu kolektora przy ul. Farysa 1 w Warszawie/powyżej wylotu kolektora Gruba Kaśka przy ul. Brukselskiej (zmiana lokalizacji od 13 września),
- Wisła poniżej wylotu kolektora przy ul. Farysa 1 w Warszawie,
- Wisła - Kazuń,
- Wisła - Wyszogród (jcwp Wisła od Narwi do Zbiornika Włocławek),
- Wisła przed miastem Płockiem przy ul. Grabówka (przed ujęciem wody),
- Narew - Nowy Dwór Mazowiecki (badania od 8 września do 12 września),
- Wisła - Nowy Dwór Mazowiecki (badania od 8 września do 12 września).

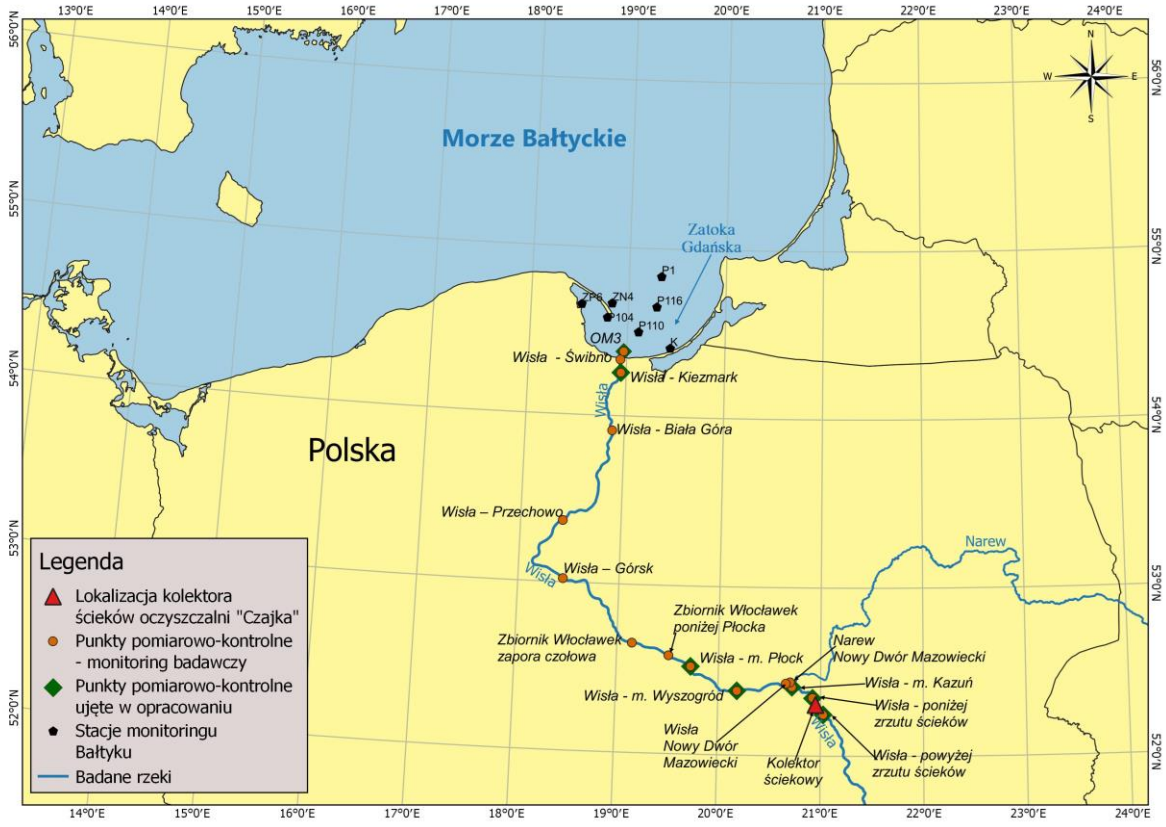
KUJAWSKO - POMORSKIE
- Zbiornik Włocławek – zapora czołowa,
- Zbiornik Włocławek – poniżej Płocka,
- Wisła – Górsk,
- Wisła – Przechowo,

POMORSKIE

- Wisła - Biała Góra,
- Wisła – Kiezmark,
- Wisła - Świbno,
- Zatoka - OM3 Ujście Wisły.

Zakres badań przeprowadzonego monitoringu badawczego obejmował:

- elementy biologiczne – fitoplankton,
- elementy fizykochemiczne – temperatura, zawiesina ogólna, tlen rozpuszczony, OWO, ChZT-Cr, przewodność, odczyn, azot amonowy, azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny, chrom sześciowartościowy (VI), chrom ogólny, cynk, miedź, fenole lotne (indeks fenolowy), fluorki,
- elementy chemiczne – m.in. kadm, 1,2-dichloroetan, ołów, rtęć, nikiel, trichlorometan (chloroform), tetrachlorometan.



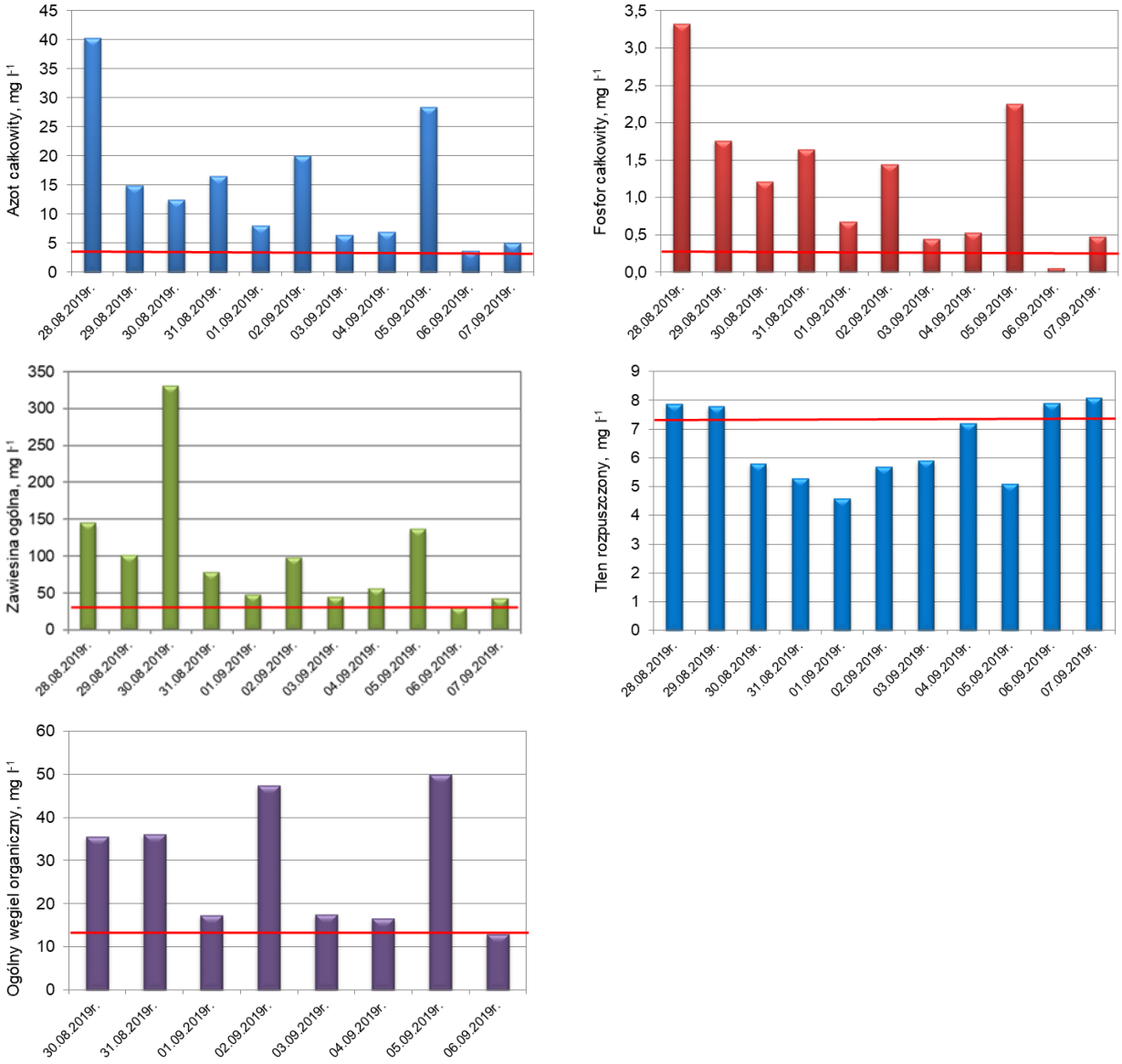
Rys. II.176. Lokalizacja punktów badań parametrów po wystąpieniu awarii oczyszczalni ścieków „Czajka".

Transport substancji wodami Wisły

Do przeprowadzenia oceny potencjalnego wpływu awarii oczyszczalni ścieków „Czajka" na stan wód morskich w 2019 roku wytypowano lokalizacje: (i) przed kolektorem (powyżej zrzutu ścieków), (ii) za kolektorem (poniżej zrzutu ścieków), (iii) standardowe lokalizacje punktów pomiarowo kontrolnych w Kazuniu, Wyszogrodzie, Płocku i Kiezmarku (Rys. II.176). Spośród wielu badanych parametrów (https://www.wios.warszawa.pl/pl/aktualnosci-i-komunika/komunikaty/1581,KOMUNIKAT-MAZOWIECKIEGO-WOJEWODZKIEGO-INSPEKTORA-OCHRONY-SRODOWISKA-z-dnia-08092.html) do analiz potencjalnego wpływu wybrano te, w przypadku których stwierdzono przekroczenia w lokalizacji za kolektorem (gdzie wpływ ścieków był największy) oraz te, których wpływ na obszary morskie może mieć największe znaczenie i które podlegają monitoringowi w polskich obszarach morskich. W związku z tym wybrano azot całkowity, fosfor całkowity jako substancje biogeniczne zwiększające procesy eutrofizacji w obszarach morskich, tlen rozpuszczony mający kluczowe znaczenie dla elementów biologicznych, zawiesinę informującą o wielkości materii zawieszonej zarówno pochodzenia organicznego, jak i nieorganicznego oraz całkowity węgiel organiczny odpowiadający intensywności rozwoju mikroorganizmów. Wartości pozostałych parametrów, takich jak pH, węglowodory ropopochodne i temperatura spełniały warunki przynajmniej klasy drugiej stanu ekologicznego lub potencjału ekologicznego zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. z 2019 r., poz. 2149).

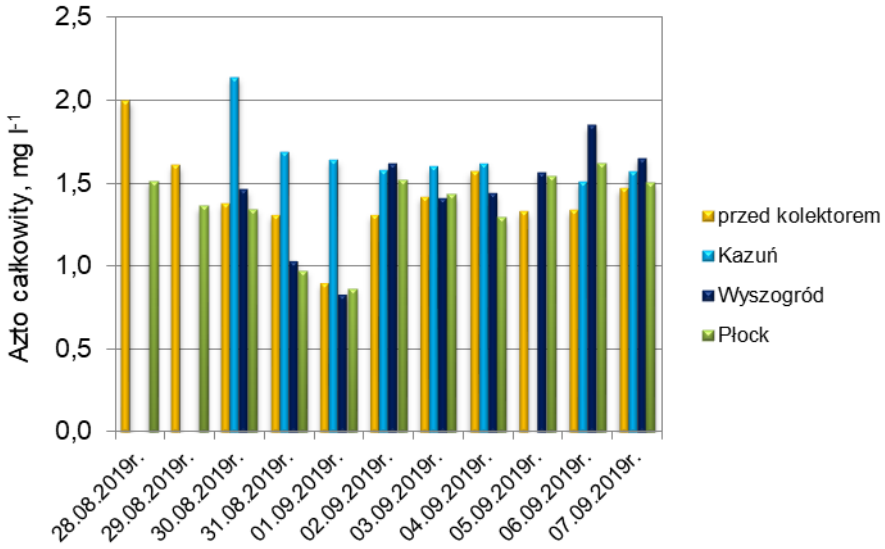
Analiza sytuacji została wykonana w opraciu o wyniki uzyskane dla lokalizacji bezopśrednio powyżej i poniżej zrzutu ścieków z kolektora oraz w wybranych ppk zlokalizowanych na rzece Wiśle w najbliższej odległości od miejsca awaryjnego zrzutu w województwie mazowieckim (w miejscowościach Kazuń, Wyszogród i Płock) oraz w dolnym biegu rzeki w miejscowości Kiezmark i na jej przedpolu w JCWP Ujście Wisły (ppk OM3) (Rys. II.176).

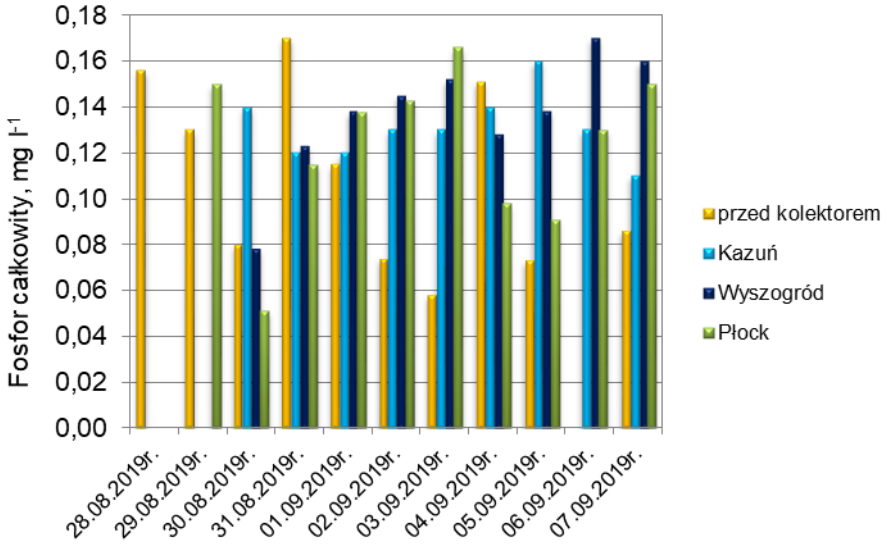
Największe stężenia azotu całkowitego i fosforu całkowitego w lokalizacji poniżej kolektora stwierdzono dobę po rozpoczęciu bezpośredniego zrzutu ścieków do Wisły (Rys. II.177). Ich stężenia przekraczały około 10-krotnie stężenia wyznaczone pomiędzy klasą drugą a poniżej drugiej. W kolejnych dniach badań odnotowano widoczny spadek stężeń obydwu parametrów, związanych najprawdopodobniej z ustabilizowaniem wlewu i efektem rozcieńczenia. W dniach 6 i 7 września stężenia azotu i fosforu całkowitego były już w znacznej mierze zbliżone do wymaganych dla klasy drugiej. W pierwszej dobie stężenie zawiesiny ogólnej było 5-krotnie większe niż granica dla klasy drugiej, jednak największą wartość (ponad 10-krotnie wyższą od granicy dla II klasy) zidentyfikowano 30 sierpnia. W dniach 6 i 7 września stężenia zawiesiny ogólnej, podobnie, jak miało to miejsce w przypadku azotu i fosforu, zbliżyły się do wartości wymaganych dla klasy drugiej. Stężenia tlenu rozpuszczonego powinny utrzymywać się na poziomie 7,4 mg l^{-1}, aby spełnione były warunki dla klasy II. W pierwszych dwóch i ostatnich dwóch dobach stężenia tlenu rozpuszczonego były na poziomach powyżej wskazanej granicy. Jego zużycie wzrosło w dniach od 30 sierpnia do 5 września. W pierwszych dwóch dobach stężenia ogólnego węgla organicznego ok. 3-krotnie większe od granicy klasy drugiej.
Podsumowując najgorsza sytuacja miała miejsce w pierwszych dniach po rozpoczęciu zrzutu ścieków, podczas, gdy w ostatnich dniach prowadzenia pomiarów stężenia badanych parametrów zbliżyły się do wartości definiujących klasę drugą dla każdego z analizowanych elementów.

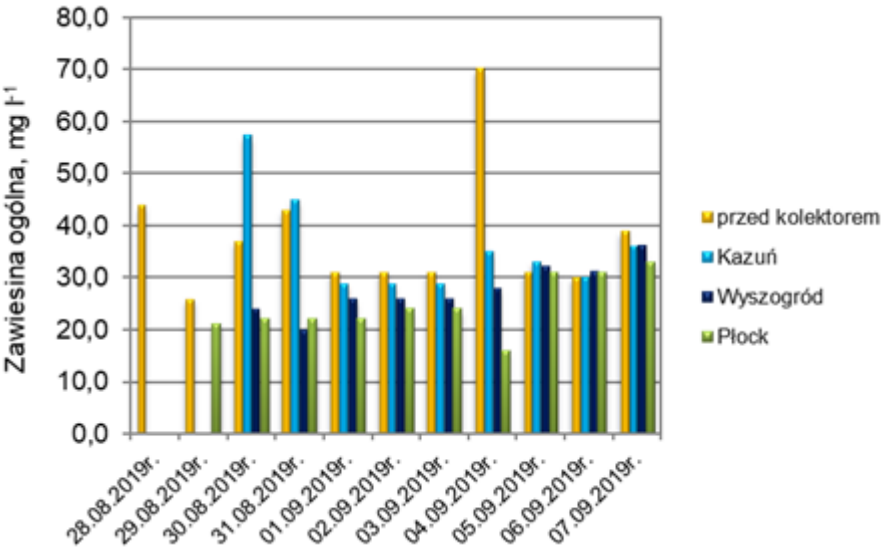


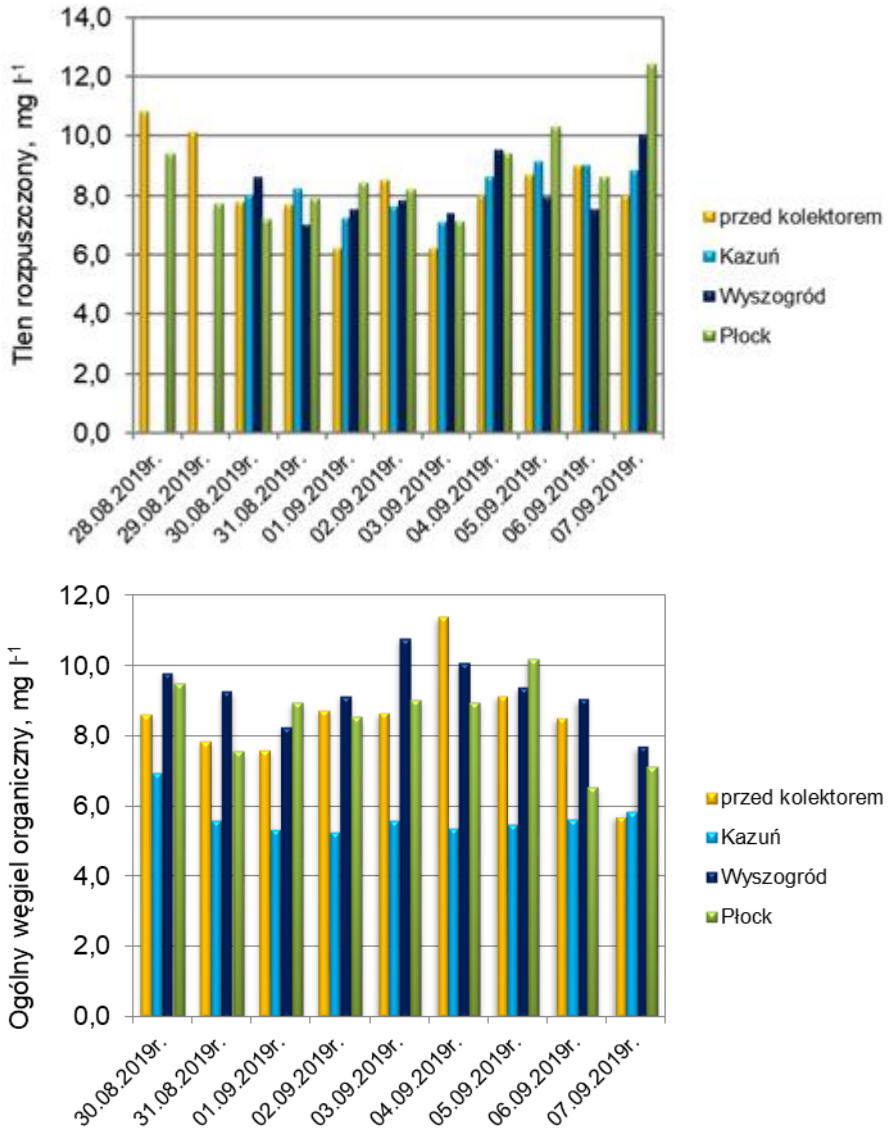
Rys. II.177. Stężenia wybranych parametrów fizykochemicznych poniżej zrzutu ścieków (za kolektorem) w okresie od 28 sierpnia do 7 września 2019 r. (czerwona linia wyznacza granicę pomiędzy klasą drugą a poniżej drugiej).

Dane pochodzące z pomiarów prowadzonych powyżej kolektora porównano z danymi z pomiarów realizowanych w standardowych punktach pomiarowych zlokalizowanych wzdłuż Wisły (Rys. II.178), w których próbki pobierane były w tym samym reżimie czasowym. Badane parametry we wszystkich lokalizacjach charakteryzowały się w znacznej mierze zbliżonymi stężeniami, co jednoznacznie wskazuje na to, że wpływ zrzucanych ścieków w lokalizacjach poniżej punktu zrzutu był już pomijalny. W przypadku azotu całkowitego, fosforu całkowitego ogólnego węgla organicznego, wartości ich stężeń spełniały warunki dla klasy drugiej we wszystkich lokalizacjach i terminach. Stężenia zawiesiny przekroczyły w kliku przypadkach wartość graniczną, ale dotyczyło to również lokalizacji powyżej punktu zrzutu. Stężenia tlenu rozpuszczonego spełniały wymagania dobrego stanu ekologicznego w zdecydowanej większości pomiarów. Pojedyncze przypadki spadku stężeń tlenu poniżej granicy występowały głównie powyżej punktu zrzutu wskazując, że ścieki nie mają wpływu na sytuację w punktach pomiarowych poniżej punktu zrzutu.


Azto całkowity, mg l-1
2,5
2,0
1,5
1,0
0,5
0,0
28.08.2019r.
29.08.2019r.
30.08.2019r.
31.08.2019r.
01.09.2019r.
02.09.2019r.
03.09.2019r.
04.09.2019r.
05.09.2019r.
06.09.2019r.
07.09.2019r.
przed kolektorem
Kazuń
Wyszogród
Płock

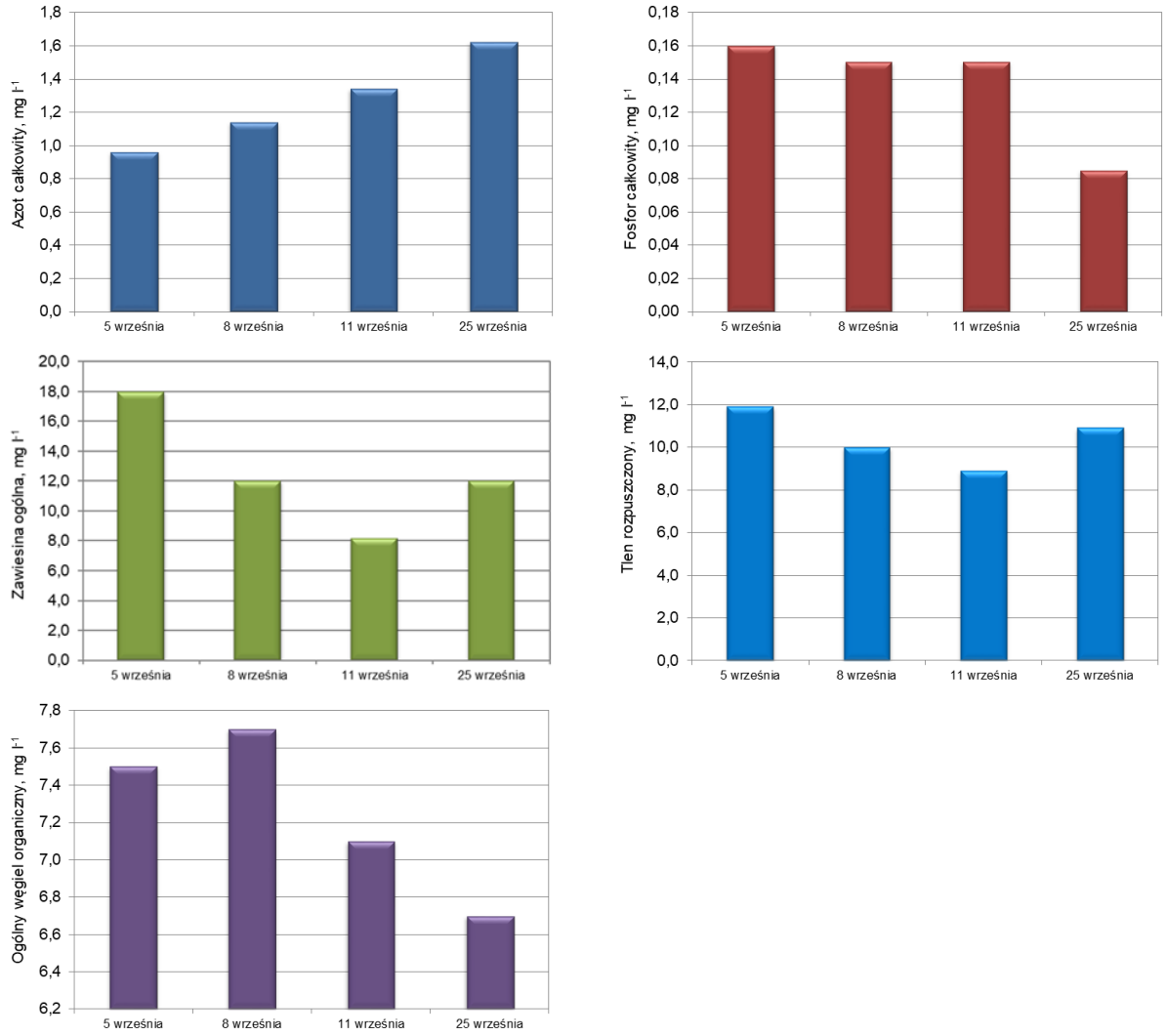

Fosfor całkowity, mg l-1
0,18
0,16
0,14
0,12
0,10
0,08
0,06
0,04
0,02
0,00
28.08.2019r.
29.08.2019r.
30.08.2019r.
31.08.2019r.
01.09.2019r.
02.09.2019r.
03.09.2019r.
04.09.2019r.
05.09.2019r.
06.09.2019r.
07.09.2019r.
przed kolektorem
Kazuń
Wyszogród
Płock


Zawiesina ogólna, mg l-1
80,0
70,0
60,0
50,0
40,0
30,0
20,0
10,0
0,0
28.08.2019r.
29.08.2019r.
30.08.2019r.
31.08.2019r.
01.09.2019r.
02.09.2019r.
03.09.2019r.
04.09.2019r.
05.09.2019r.
06.09.2019r.
07.09.2019r.
przed kolektorem
Kazuń
Wyszogród
Płock



Rys. II.178. Stężenia wybranych parametrów fizykochemicznych powyżej zrzutu ścieków (przed kolektorem), w Kazuniu, Wyszogrodzie i Płocku w okresie od 28 sierpnia do 7 września 2019 r.

Wyniki badań przeprowadzonych w lokalizacji Kiezmark w terminach (5, 8, 11 i 25 września) uwzględniających czas dopływu potencjalnych zanieczyszczeń zostały wykorzystane do oceny sytuacji na ujściowym odcinku Wisły (Rys. II.179). Stężenia wszystkich badanych parametrów we wszystkich terminach spełniały wymagania dla drugiej klasy elementów fizykochemicznych wskazując na brak wpływu zrzutu ścieków w zakresie analizowanych parametrów w lokalizacji Kiezmark.



Rys. II.179. Stężenia wybranych parametrów w Kiezmarku w okresie od 5 do 25 września 2019 r.

Wpływ na wody Zatoki Gdańskiej

W celu weryfikacji tezy o wpływie awarii oczyszczalni „Czajka" na stan wód Zatoki Gdańskiej dokonano analizy wyników wybranych parametrów fizyczno-chemicznych i biologicznych pozyskanych w trakcie rejsu monitoringowego w listopadzie 2019 roku. Analizowane parametry zostały wytypowane pod kątem ich zależności od dopływu biogenów oraz substancji zawieszonych i reprezentują wskaźniki wykorzystywane w ocenie eutrofizacji wód morskich. Pod uwagę wzięto również informacje zebrane bezpośrednio na przedpolu ujścia Wisły (ppk OM3) (Rys. II.176) w ramach monitorignu wód przejściowych oraz na stacjach reprezentujących możliwe kierunki rozpływu zanieczyszczeń z ujścia Wisły: P110 w kierunku północnym, K w kierunku wschodnim oraz P104 w kierunku zachodnim.

Parametry fizyczno-chemiczne

Ujście Wisły

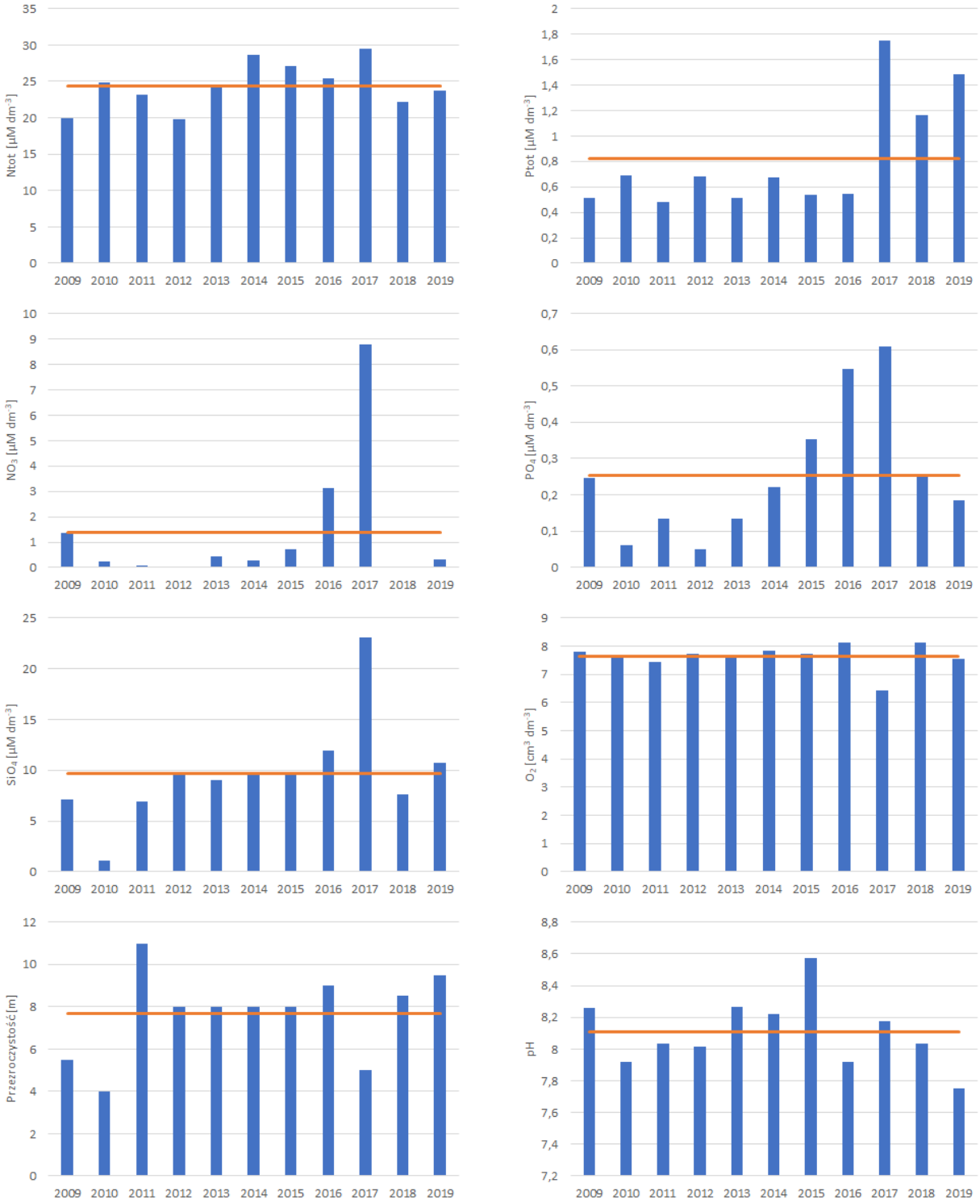
Ze względu na dynamikę obszaru JCWP Ujście Wisły Przekop, zmienność parametrów fizykochemicznych w tym obszarze zależy w głównej mierze od zmienności warunków hydrodynamicznych, w związku z czym obserwuje się znaczną zmienność parametrów fizyczno-chemicznych, a w szczególności zawiesiny (Tabela II.40). W przypadku substancji biogennych, zmienność form nieorganicznych azotu i fosforu była znikoma, a w przypadku form całkowitych bardziej istotna, jednakże nie wskazuje na występowanie sytuacji nietypowej w 2019 roku.

Tabela II.40. Wyniki badań parametrów fizykochemicznych przeprowadzonych w rejonie Ujścia Wisły (st. OM3) w okresie wrzesień-listopad 2019 roku

Parametr	Jednostka	25.09.2019	21.10.2019	28.10.2019	06.11.2019
Azot amonowy	mg/l	<0,02	<0,02	0,011	0,0218
Azot azotynowy	mg/l	0,006			<0,002
Azot ogólny	mg/l	0,62	0,9	0,351	0,38
Fosfor fosforanowy (V)	mg/l	0,012		0,011	
Fosfor ogólny	mg/l	0,062	0,014	0,022	0,03
Krzemionka	mg/l	0,28		0,16	0,22
Tlen rozpuszczony	mg/l	9,7	10,6	9,9	10,4
Zawiesina ogólna	mg/l	5,3			26

Wody Zatoki Gdańskiej

W celu potwierdzania w/w tezy przeanalizowano również wyniki badań monitoringowych w zakresie parametrów fizyczno-chemicznych prowadzonych na początku listopada 2019 r. w obszarze Zatoki Gdańskiej podczas rejsu monitoringowego. Rozmieszczenie stacji monitoringowych przedstawia Rys. II.176. Porównano też dane uzyskane w listopadzie 2019 r. na tle 10 poprzedzających lat w tym samym sezonie, z warstwy powierzchniowej (0-10m) dla substancji odżywczych (krzemianów jako wskaźnika rozpływu wód rzecznych, azotu i fosforu całkowitego oraz nieorganicznego informujących o zwiększonym dopływie substancji wpływających niekorzystnie na stan środowiska morskiego zwiększając jego eutrofizację), a także dla nasycenia wody tlenem (wskaźnik obecności substancji redukujących niesionych z wodami rzeki) oraz przezroczystości wody (wskaźnik zwiększonej ilości zawiesiny mineralnej i organicznej dopływającej z wodami Wisły). Zmienność w/w parametrów przedstawiono w formie graficznej dla stacji zlokalizowanej w centralnej cześci Zatoki Gdańskiej (st. P110, Rys. II.180). Wszystkie analizowane parametry nie odbiegały od średniej z wielolecia, nie różniły się również od średnich pozyskanych w miesiącu listopadzie dla poszczególnych lat, potwierdzając tezę o rozcieńczającym wpływie zarówno wód rzecznych jak i morskich oraz zdolności buforowej wód Zatoki Gdańskiej, a w konsekwencji braku wpływu awarii oczyszczalni ścieków na stan wód Zatoki Gdańskiej.



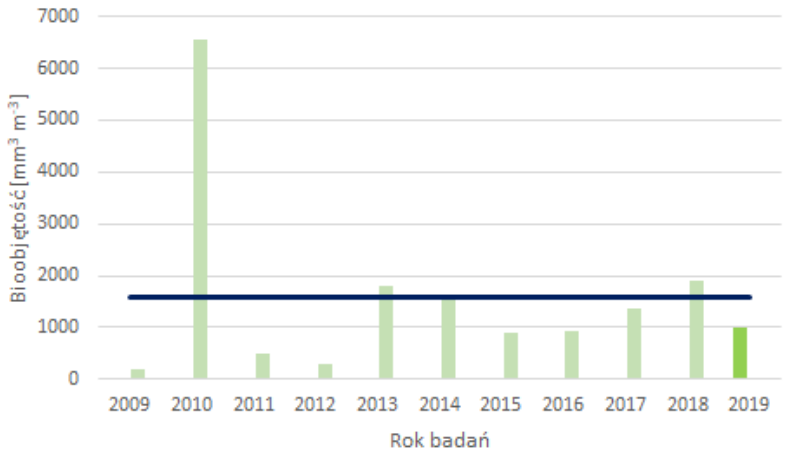
Rys. II.180. Wartości wybranych parametrów fizykochemicznych zanotowane w warstwie powierzchniowej morza (0-10 m) w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110) w listopadzie 2019 roku na tle wartości z listopada z lat 2009-2019. Czerwona linia oznacza wartość średnią z lat 2009-2018.

Parametry biologiczne

Fitoplankton, którego wzrost jest uważany za jeden z bezpośrednich skutków wzrostu substancji biogennych w środowisku, jest monitorowany w wodach Zatoki Gdańskiej w sposób bezpośreni na stacji P110, gdzie określana jest

zmienność liczebności i biomasy struktur fitoplanktonu oraz pośrednio poprzez analizę zmienności stężeń chlorofilu a na szeregu stacji monitoringowych. Analiza wyników stężeń chlorofilu a (Rys. II.181) oraz całkowitej biomasy fitoplanktonu (Rys. II.182) zanotowanych w warstwie powierzchniowej wód Zatoki Gdańskiej w listopadzie 2019 roku w porównaniu do dziesięciolecia 2009-2018 nie daje podstaw do stwierdzenia negatywnego wpływu wód wniesionych rzeką Wisłą na parametry biologiczne w tym okresie. Należy jednocześnie zaznaczyć, iż zarówno stężenia chlorofilu a jak i całkowita biomasa fitoplanktonu wykazywały znaczne fluktuacje w okresie wielolecia, co przypisać należy raczej zmienności występujących warunków atmosferycznych i hydrodynamicznych determinujących występowanie fitoplanktonu, jak również dynamice wód Zatoki Gdańskiej.

Rys. II.181. Stężenia chlorofilu a z warstwy powierzchniowej (0-10m) notowane na wybranych stacjach zlokalizowanych w wodach Zatoki Gdańskiej w listopadzie 2019 r. na tle wartości z listopada z lat 2009-2018. Linia ciągła reprezentuje wartość średnią z wielolecia.



Rys. II.182. Całkowita biomasa (bioobjętość) fitoplanktonu w rejonie centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) zanotowana w listopadzie 2019 r. na tle wartości z listopada z lat 2009-2018. Linia ciągła reprezentuje wartość średnią z wielolecia.

Podsumowanie

Zarówno wyniki badań parametrów fizyczno-chemicznych w wodach Wisły z okresu awarii kolektora ściekowego, jak również wybranych parametrów fizyczno-chemicznych i biologicznych z Zatoki Gdańskiej zaobserwowane w listopadzie 2019 roku nie dają podstaw do stwierdzenia jakiegokolwiek wpływu awarii oczyszczalni ścieków „Czajka" na funkcjonowanie ekosystemu wód Zatoki Gdańskiej.

Wydaje się również mało prawdopodobnym, aby ze względu na wielkość skażenia oraz dynamikę wód Zatoki Gdańskiej ewentualny negatywny wpływ awarii utrzymał się do późnych miesięcy jesiennych (listopad), kiedy to wykonywany był kolejny rejs monitoringowy i również, wyniki badań parametrów biologicznych z tego miesiąca zdają się potwierdzać tę tezę, gdyż wyniki fitoplanktonu nie odbiegają od normy.

Głównym czynnikiem wpływającym na ograniczenie ewentualnego wpływu zanieczyszczonych wód wpływających do Zatoki Gdańskiej wraz z wodami rzeki Wisły jest dynamika tego akwenu oraz fakt, iż w miesiącach jesiennych oraz zimowych zanika termoklina i zwiększa się głębokość warstwy wymieszania wód, w związku z czym objętość wody podlegająca wymieszaniu jest w tym okresie zdecydowanie większa.

Biorąc pod uwagę wielkość i dynamikę wód zbiornika jakim jest Zatok Gdańska oraz czasowe i ilościowe rozcieńczenie ścieków wprowadzonych w rejonie Warszawy już w wodach rzeki Wisły, gdzie zgodnie z informacją zawartą na stronie internetowej Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie, w każdym tygodniu awarii do Wisły mogły trafiać ilości fosforu normalnie zrzucane z rejonu Warszawy w ciągu czterech miesięcy (10,8 ton), co stanowi niewielki odsetek rocznego rzeczywistego ładunku fosforu ze zlewni Wisły, który w 2015 roku wyniósł 3 tysiące ton (GIOŚ, 2018), nie wydaje się prawdopodobnym, aby awaria oczyszczalni „Czajka" miała jakikolwiek wpływ na wody Zatoki Gdańskiej.

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 2019 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 2019 r. w ramach realizacji programu monitoringu wód morskich umożliwiły dokonanie oceny w zakresie dwóch cech stanu: D1 – bioróżnorodność oraz D6 – integralność dna morskiego oraz sześciu cech presji: D2 – gatunki obce, 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 2019 r. na tle wielolecia 2009-2018. 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 2019 roku skontrolowano 105 stanowisk lęgowych bielika. W 91 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków, przy czym 69 w kategorii „gniazdowanie pewne", a 22 w kategoriach „gniazdowanie możliwe" lub „prawdopodobne". Spośród 69 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 28 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w 2019 roku 40,6%.

Produktywność nadmorskiej populacji bielików w 2019 roku wynosiła 1,68 młodego na parę z sukcesem lęgowym oraz 0,68 młodego na parę przystępującą do lęgów.

Ptaki wód przejściowych

W 2019 roku skontrolowano wszystkie 31 obiektów MZPWP na których stwierdzono w sumie 234 613 ptaków z 47 gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były: czernica z liczebnością 44 286 osobników, co stanowiło 19% całego ugrupowania; ogorzałka z liczebnością 30 546 osobników, co stanowiło 13% wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas tego liczenia oraz gągoł, którego stwierdzono w liczbie 23 155 os., co stanowiło ok. 10% całego ugrupowania. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 72% wszystkich stwierdzonych ptaków. Do tej grupy należało pięć najliczniejszych gatunków, w tym czernica, ogorzałka i gągoł, których liczebność przekroczyła 20 tys. osobników. Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 90% skontrolowanych obiektów były gągoł, mewa siwa, perkoz dwuczuby i mewa srebrzysta sensu lato. Wyniki te są zbieżne z uzyskanymi w latach poprzednich.

Najważniejszymi obiektami spośród zaliczonych do wód przejściowych są Zalew Szczeciński z deltą Świny i Zatoka Pucka wewnętrzna, gdzie przebywało ponad 40 tys. ptaków. Ich duża rola jako zimowisk ptaków wodnych o dużym znaczeniu w skali kontynentu znana jest już od dawna (Durinck i in. 1994, Wilk i in. 2010). Tak jak w ubiegłych sezonach, znacznie mniej ptaków gromadziło się na wybrzeżu środkowym.

Ptaki morskie

Zimą 2019 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach. Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są lodówka i uhla. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki jest w dużym stopniu ograniczone do Zatoki Pomorskiej, stąd jej wskaźnik rozpowszechnienia był niski. 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.
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 (W. Meissner – dane niepublikowane, Skov et al. 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 & Skov 1996, Garthe & Hüppop 2004, Kaiser et al. 2006), a w tej okolicy znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie.

Ryby

Indeks SI

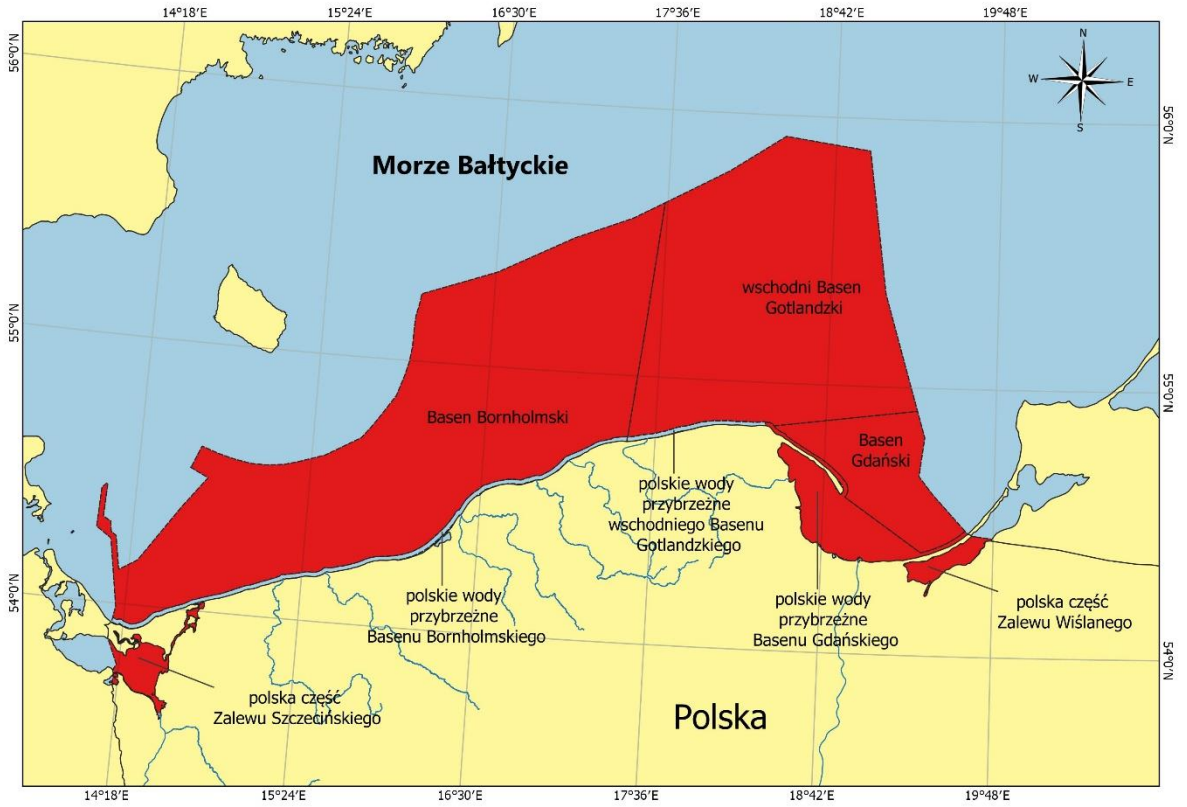
W 2019 roku zanotowane wartości indeksu SI, w Zalewie Szczecińskim oraz Zalewie Wiślanym jak, również w obszarze Zatoki Gdańskiej (z wyłączeniem JCWP Ujście WisłyPrzekop) wskazywłay na stan poniżej dobrego (subGES).

Indeks wielkich ryb otwartego morza LFI

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2019 roku przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska morskiego – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES.
W ocenie za rok 2019 wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,42 dla podobszaru ICES 25 i jest niska w stosunku do wartości progowej, która wynosi 0,8. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES.
W ocenie za rok 2019 wartość wskaźnika LFI wynosiła dla podobszaru ICES 26 0,27 i jest bardzo niska w stosunku do wartości progowej, która wynosi 0,7. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu - subGES
Ocena ryb w oparciu o wskaźnik LFI wskazuje na stan poniżej dobrego (subGES) we wszystkich ocenianych obszarach (Tabela III.1). Zagregowana ocena ryb w oparciu o indeksy SI oraz LFI wskazyhe ba stab poniżej dobrego we wszystkich ocenianych obszarach (Rys. III.1).

Tabela III.1. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2018 roku.

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



Rys. III.1. Stan środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny - cecha D1 - w 2019 r.

Siedliska pelagiczne

Fitoplankton

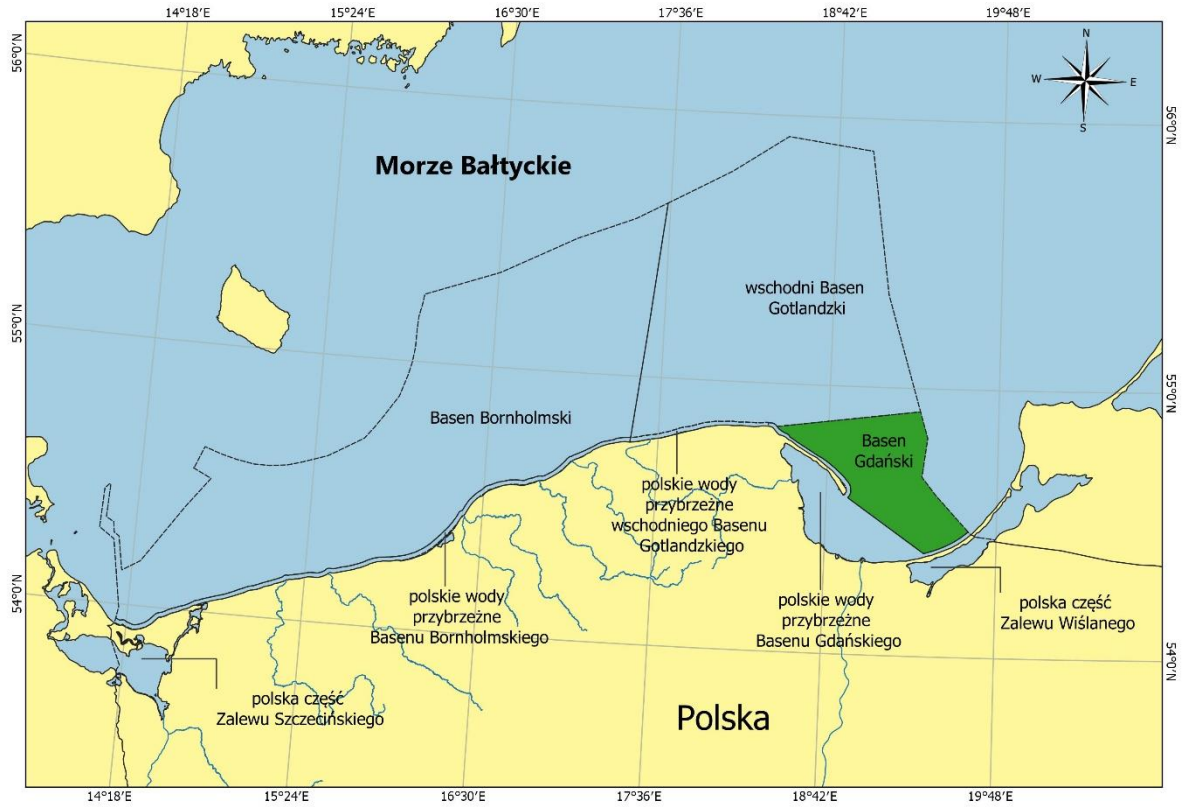
Nie było możliwe przeprowadzenie oceny siedlisk pelagicznych w zakresie uwzględniającym zmienność składu fitoplanktonu w oparciu o wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy", gdyż w 2019 roku nie zaobserwowano odpowiednio wysokiej biomasy bruzdnic i okrzemek w miesiącach III-V.

Chlorofil a

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

Zooplankton

Ocena siedlisk pelagicznych w zakresie zooplanktonu możliwa była do przeprowadzenia jedynie w oparciu o wskaźnik MSTS w akwenie wód otwartych Basenu Gdańskiego (stacja P1), gdzie wskaźnik ten uzyskał wartość docelową GES.



Rys. III.2. Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu - cecha D1 - w 2019 r.

Siedliska bentosowe

Makrozoobentos

Zmienność stanu makrozoobentosu w 2019 roku była zróżnicowana i w stosunku do 2018 roku na części stanowisk pomiarowych zanotowano wyższe wartości wskaźnika B, a na pozostałych niższe, co nie wpłynęło jednak na zintegrowaną ocenę monitorowanych obszarów. Niekorzystnym trendem, który można zauważyć jest brak notowania makrozoobentosu w obszarach głębokowodnych o dnie mulistym we wszystkich analizowanych akwenach oraz obniżające się wartości wskaźnika B w rejonie Rynny Słupskiej. Pomimo tych negatywnych obserwacji, na uwagę zasługuje fakt osiągnięcia dobrego stanu makrozoobentosu w przeważającej liczbie monitorowanych stanowisk z obszaru wód otwartych Basenu Bornholmskiego, co ostatecznie nie przełożyło się jednak na poprawę stanu w w/w akwenie. W 2019 r. w żadnym z monitorowanych obszarów stan makrozoobentosu nie osiągnął granicy GES. Najgorszy stan makrozoobentosu notowany był w rejonie wód otwartych Basenu Gdańskiego, następnie w rejonie wód otwartych Basenu Gotlandzkiego, a najwyższe wartości wskaźnika B notowano w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz wód otwartych Basenu Bornholmskiego. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach miał wpływ braku makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych, co w przypadku obszarów otwartego morza przyczyniło się do obniżenia klasyfikacji o jedną klasę jakości RDW.

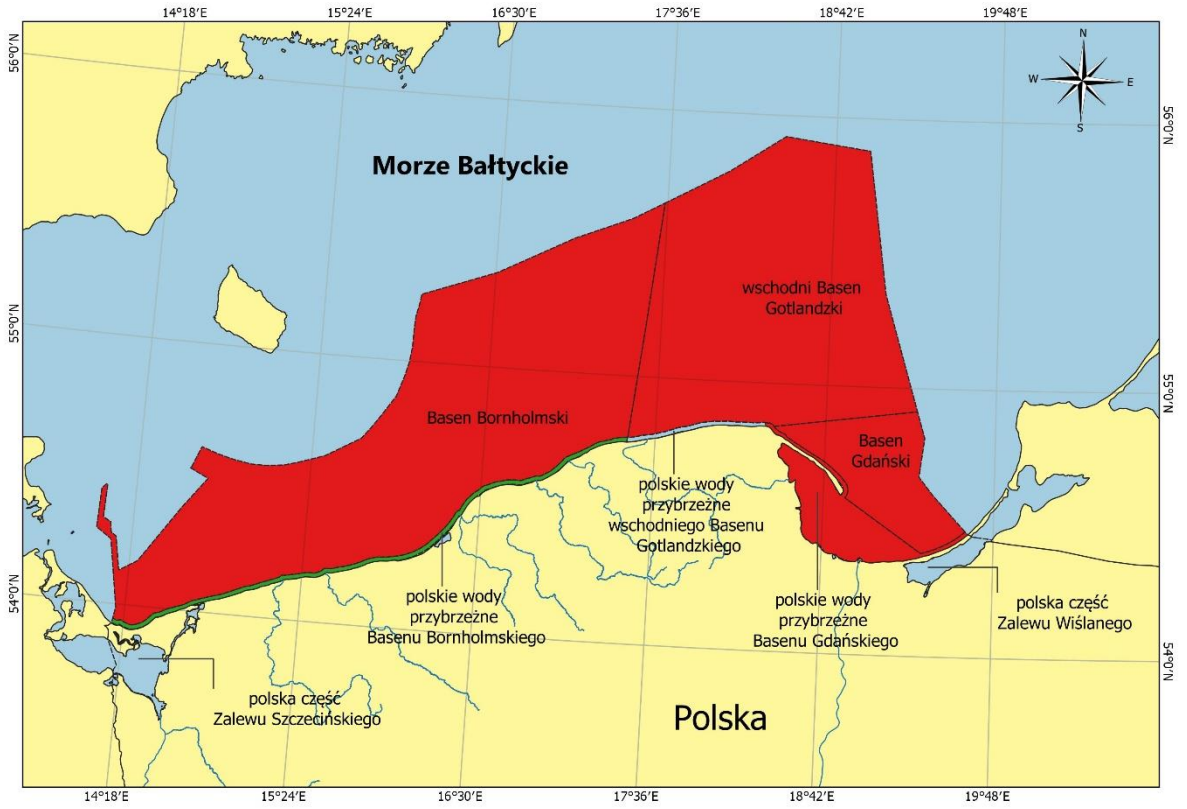
Makrofitobentos

W roku 2019 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 2019 pobrano również próbki makrofitów w obrębie JCWP Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej, jednakże ze względu na pilotażowy charakter monitoringu w tym rejonie wyników nie uwzględniono w ostatecznej ocenie stanu. Stan makrofitów określano na podstawie wskaźnika SM_1, wartości którego wszystkich analizowanych akwenach wskazywały stan dobry GES w rejonie Basenu Bornholmskiego i stan poniżej dobrego subGES w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

Ocena zintegrowana siedlisk bentosowych w ramach cechy D6

Ocena zintegrowana cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofitobentosu (SM_1) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody otwarte Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. W celu umożliwienia porównania wyników oceny pomiędzy wskaźnikami, oceny dokonano uwzględniając stacje o głębokości nie większej niż 20m.
Ocenę stanu integralności dna morskiego polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wskaźnika SM_1 określonego na podstawie danych pozyskanych dla wód przybrzeżnych w okolicach miejscowości Rowy. Ze względu na bardzo dobry stan makroglonów i okrytozalążkowych w 2019 r. obszar ten osiągnął ogólną ocenę – stan dobry GES.
W porównaniu do 2018 roku ocena cechy D6 w 2019 roku nie uległa zmianie. Pomimo, iż dla głęboości do 20 m w wodach otwartych oraz przybrzeżnych wartości ocenianych wskaźników w rejonie Basenu Bornholmskiego wskazują na występowanie dobrego stanu środowiska morskiego (GES), po uwzględnieniu wyników makrozoobentosu ze strefy głębokowodnej dobry stan (GES) dla cechy D6 uzyskano jedynie dla wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (Rys. III.3).



Rys. III.3. Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych - cecha D6 - w 2019 r.

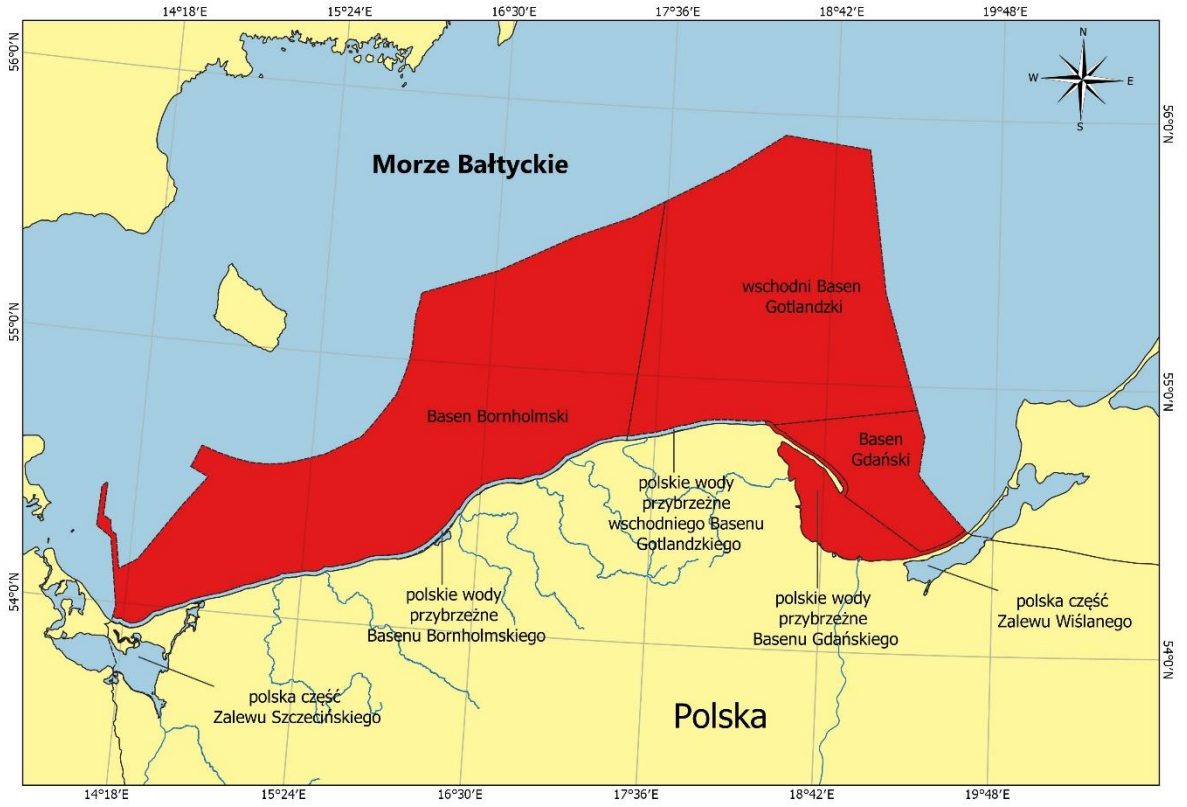
Cechy presji

Gatunki obce

W danych monitoringowych z 2019 roku nie stwierdzono przypadków pojawienia się nowych gatunków nierodzimych, jednakże ze względu na fakt, iż ocenę cechy D2 wykonuje się raz na sześć lat oraz iż powinna ona być uzupełniona o informacje pozyskane w ramach monitoringu gatunków obcych w portach, nie uwzględniono oceny gatunków obcych w ostatecznej klasyfikacji stanu środowiska w 2019 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 do oceny stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków.
Żadne z analizowanych stad nie osiągnęło GES wg kryterium poziomu presji rybołówstwa. Mimo braku ocen analitycznych można na podstawie skrajnych (bardzo niskich lub wysokich) wartości wskaźników alternatywnych kryterium 3.1 i 3.2 ocenić, że stado storni w podobszarach 24-25 prawdopodobnie spełnia kryteria GES, natomiast stado storni w podobszarach 26+28 prawdopodobnie ich nie spełnia. Ostateczna ocena cechy D3 wskazuje na stan subGES we wszytkich obszarach oceny (Rys. III.4).

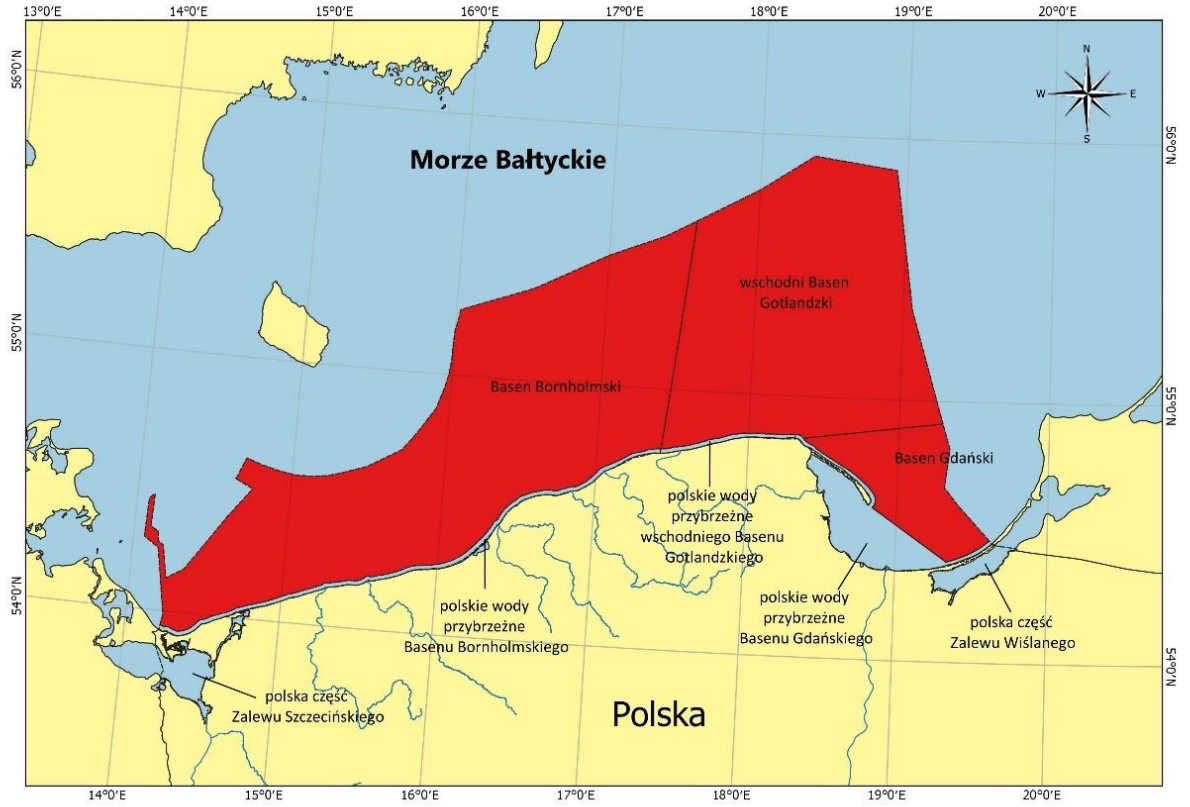


Rys. III.4. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2019 r.

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 oraz tlen rozpuszczony przy dnie, jako wskaźnik skutków pośrednich nadmiaru substancji biogennych.
W wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich, tj. w Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Bornholmskim (dane z obszarów przybrzeżnych zostały włączone do oceny wg RDW), sumaryczna ocena eutrofizacji, integrująca dane charakteryzujące poszczególne wskaźniki, przyniosła w 2019 r. wynik negatywny – subGES (Rys. III.5). 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. Również stężenia fosforu oraz azotu, zarówno sezonowe jak i roczne, nie spełniały kryteriów dla dobrego stanu.



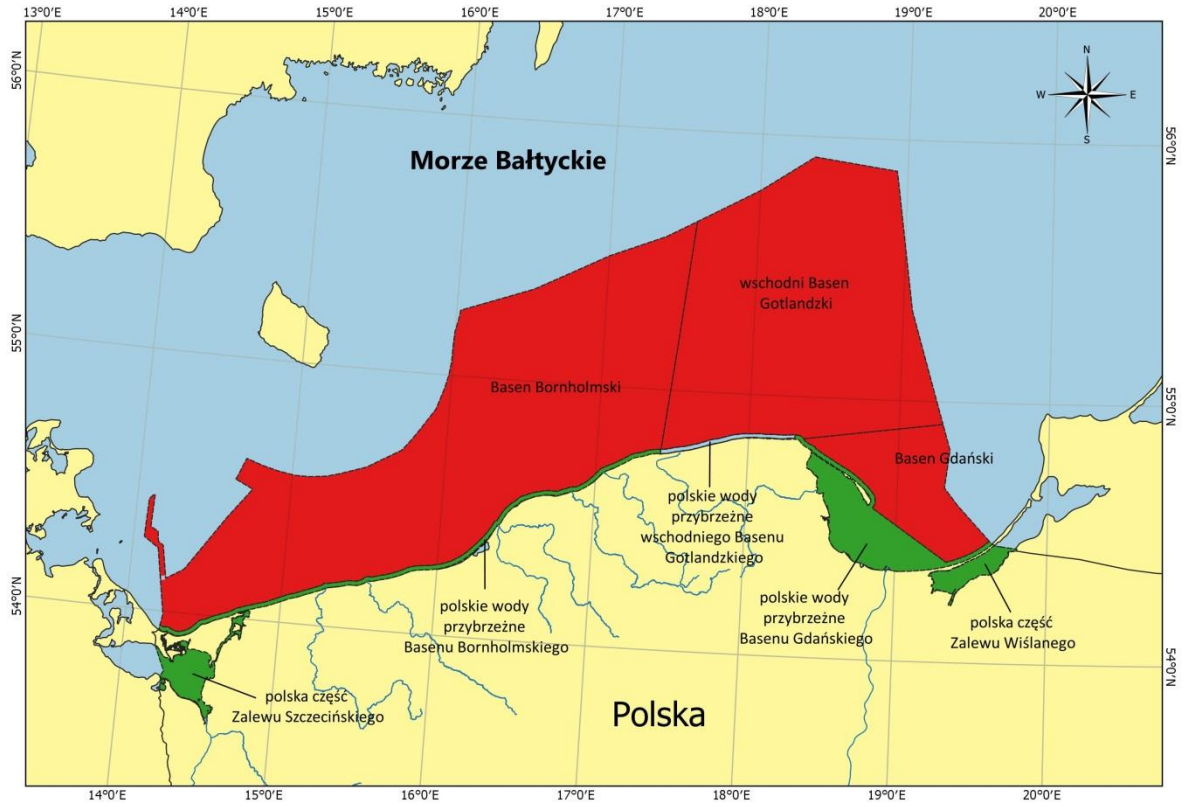
Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji - cecha D5 - w 2019 r.

Substancje niebezpieczne

W 2019 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. Do przeprowadzenia całościowej oceny stanu środowiska w zakresie substancji zanieczyszczających wykorzystano również dane dotyczące aktywności promieniotwórczej ^{137}Cs

w wodzie morskiej, okoniach i roślinach makrofitobentosowych oraz wyniki analiz testu mikrojądrowego mających na celu określenie wpływu substancji zanieczyszczających na organizmy ichtiofauny.
W celu przeprowadzenia zagregowanej 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 agregacja poprzez wyznaczenie średnich współczynników skażenia ze wszystkich współczynników skażenia dla pojedynczych substancji w każdym z ocenianych obszarów i dla każdej z grup substancji. Zastosowano jednak wagi, przyjmując wagę 0,3 dla danych uzyskanych dla roślin makrofitobentosowych w końcowej ocenie, natomiast wynikom uzyskanym dla ryb w przypadku metali ciężkich oraz wody w przypadku ^{137}Cs przypisano wagę 1. W przypadku pozostałych substancji nie stosowano wag.

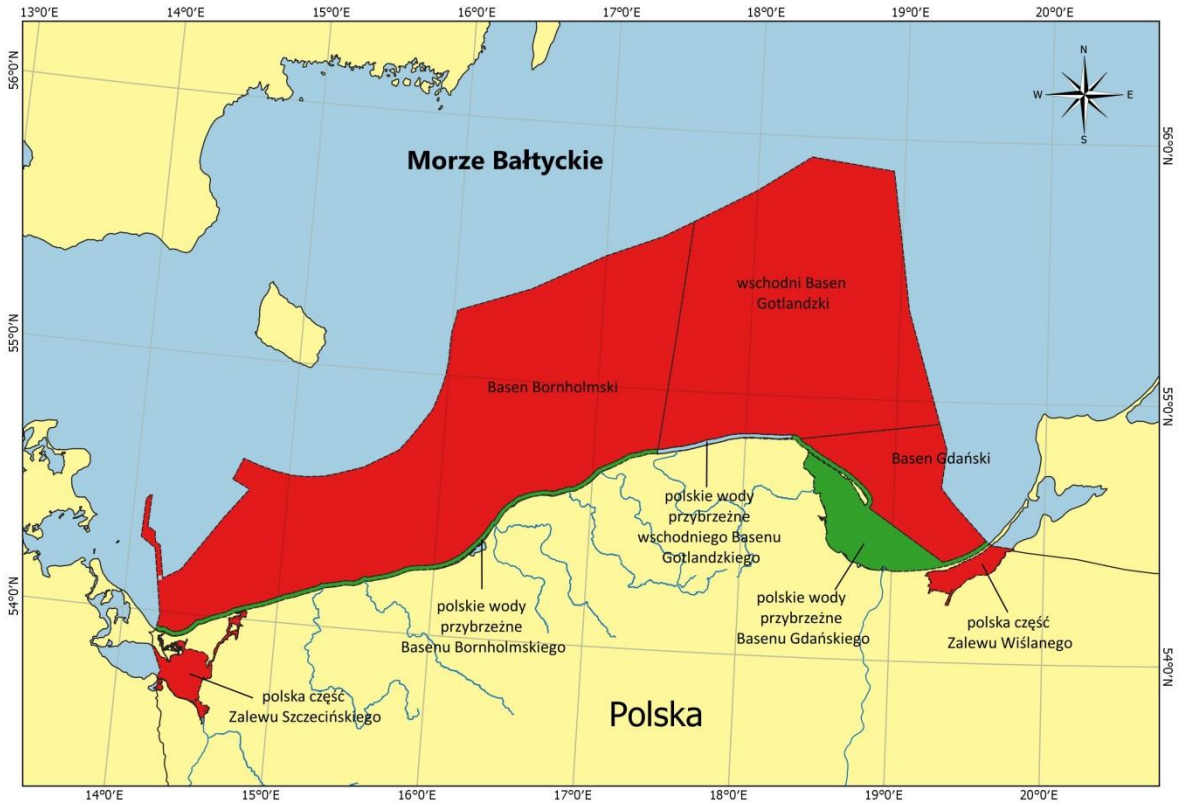
Stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu - ^{137}Cs uznano za nieodpowiedni w rejonach wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego na podstawie stężeń obserwowanych w wodzie morskiej. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego na podstawie stężeń w wodzie i roślinach oraz w Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym stan środowiska został uznany za dobry (Rys. III.6).



Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs - cecha D8 - w 2019 r.

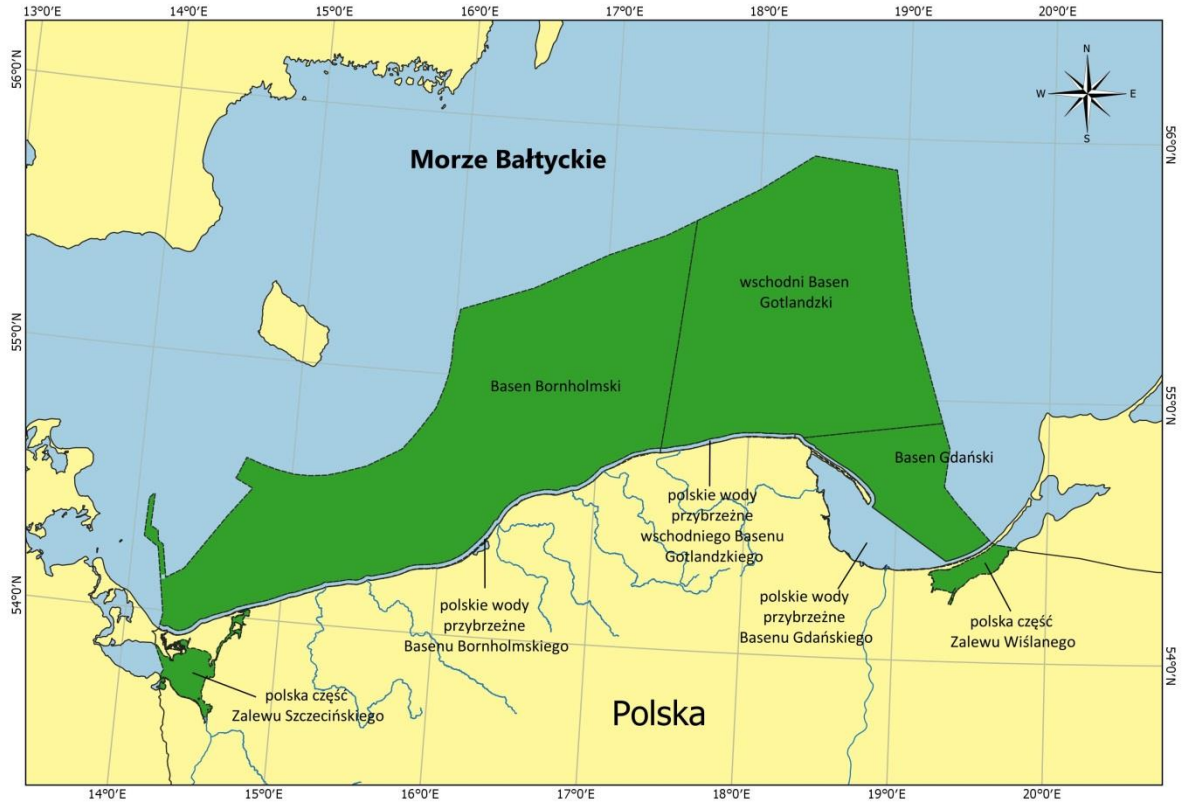
W 2019 roku stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich rtęci – Hg, ołowiu – Pb i kadmu - Cd w pięciu z siedmiu ocenianych obszarów uznano za nieodpowiedni (subGES) (Rys. III.7). We wschodnim Basenie Gotlandzkim stężenia trzech metali w śledziu przekroczyły wartości progowe, a zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,45. W Basenie Gdańskim tylko stężenia Cd w storni pozostawały poniżej wartości progowej, a współczynnik skażenia bazujący na wszystkich danych wyniósł 2,12 ze względu na przekroczenia wartości progowych w przypadku stężeń Hg i Pb.

Stan środowiska Basenu Bornholmskiego został określony na podstawie danych dotyczących stężeń metali w tkankach śledzia i stroni oraz roślin makrofitobentosowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,38. 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 przypadku obszarów Zalewów Wiślanego i Szczecińskiego zagregowane współczynniki skażenia przekroczyły wartość 1 wskazując na nieodpowiedni stan środowiska i wynosiły odpowiednio 1,934 i 1,49. Odpowiedzialnymi za taki stan były zdecydowanie podwyższone stężenia Hg w mięśniach i stężenia Pb w wątrobach okonia.
W przypadku obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ocena stanu środowiska bazowała na stężeniach metali w organizmach omułka jadalnego i roślinach makrofitobentosowych, które pozostawały poniżej wartości granicznej, a zintegrowany współczynnik skażenia wyniósł 0,95 wskazując na dobry stan środowiska tego obszaru w zakresie metali ciężkich. W 2019 roku w odróżnieniu do lat poprzednich, ocenę stanu środowiska wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono tylko na podstawie stężeń metali ciężkich w roślinach makrofitobentosowych, a stan środowiska tego obszaru podobnie jak w latach poprzednich określono jako dobry.



Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2019 r.

W 2019 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 oraz w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim (Rys. III.8).

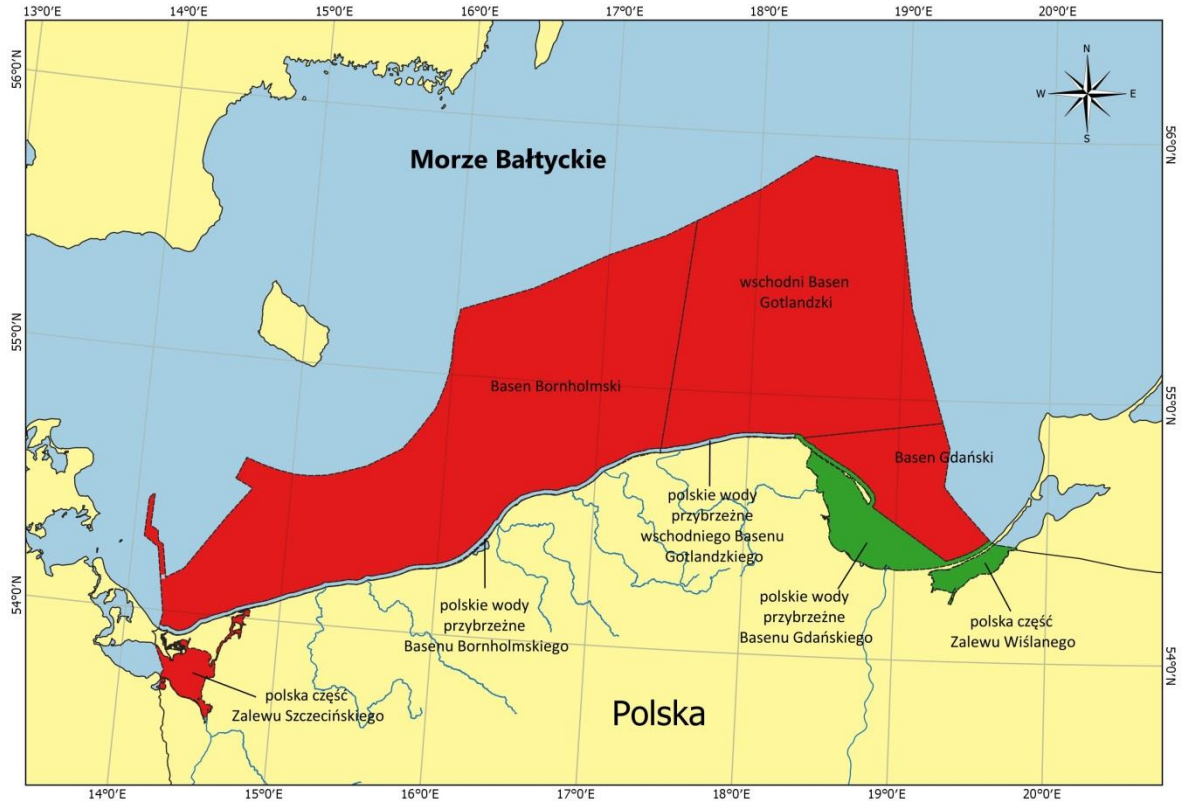


Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2019 r.

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 oceniono na podstawie analiz związków: bromoorganicznych (polibromowanych defenyloeterów - 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, tributylocyny – TBT oznaczanych w mięśniach ryb oraz metabolitów WWA (1-hydroksypiren i 1 – hydroksyfenantren) oznaczanych w żółci ryb. Gatunkami ryb wykorzystanymi w ocenie był śledź we wschodnim Basenie Gotlandzkim, śledź i stornia w Basenie Bornholmskim oraz stornia w Basenie Gdańskim. We wszystkich trzech obszarach stan środowiska w zakresie skażenia trwałymi związkami organicznymi uznano za nieodpowiedni (Rys. III.9), 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 µg kg^{-1} m.m. Współczynniki skażenia dla tego wskaźnika były bardzo wysokie na poziomie 33 we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 28 w przypadku śledzia i 9 w przypadku storni w Basenie Bornholmskim. W Basenie Gdańskim współczynnik skażenia osiągnął wartość 21. W przypadku pozostałych związków organicznych stężenia pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu. Ostatecznie zagregowane współczynniki skażenia, uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, wyniosły 3,34 we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 1,98 w Basenie Bornholmskim i 2,10 w Basenie Gdańskim wskazując na nieodpowiedni stan środowiska.

Obszary Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego oceniono na podstawie analiz TZO przeprowadzonych w mięśniach okonia. Stan Zalewu Wiślanego uznano za dobry, ponieważ stężenia wszystkich badanych substancji, włącznie z PBDE pozostawały poniżej wartości granicznej. W Zalewie Szczecińskim przekroczenie wartości stężenia wyznaczającego granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim wystąpiły w przypadu PBDE i TBT, co znalazło swoje odzwierciedlenie

w złym stanie środowiska tego obszaru. Uśrednione wartości współczynników skażenia dla Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego wynosiły odpowiednio 0,10 i 2,13.

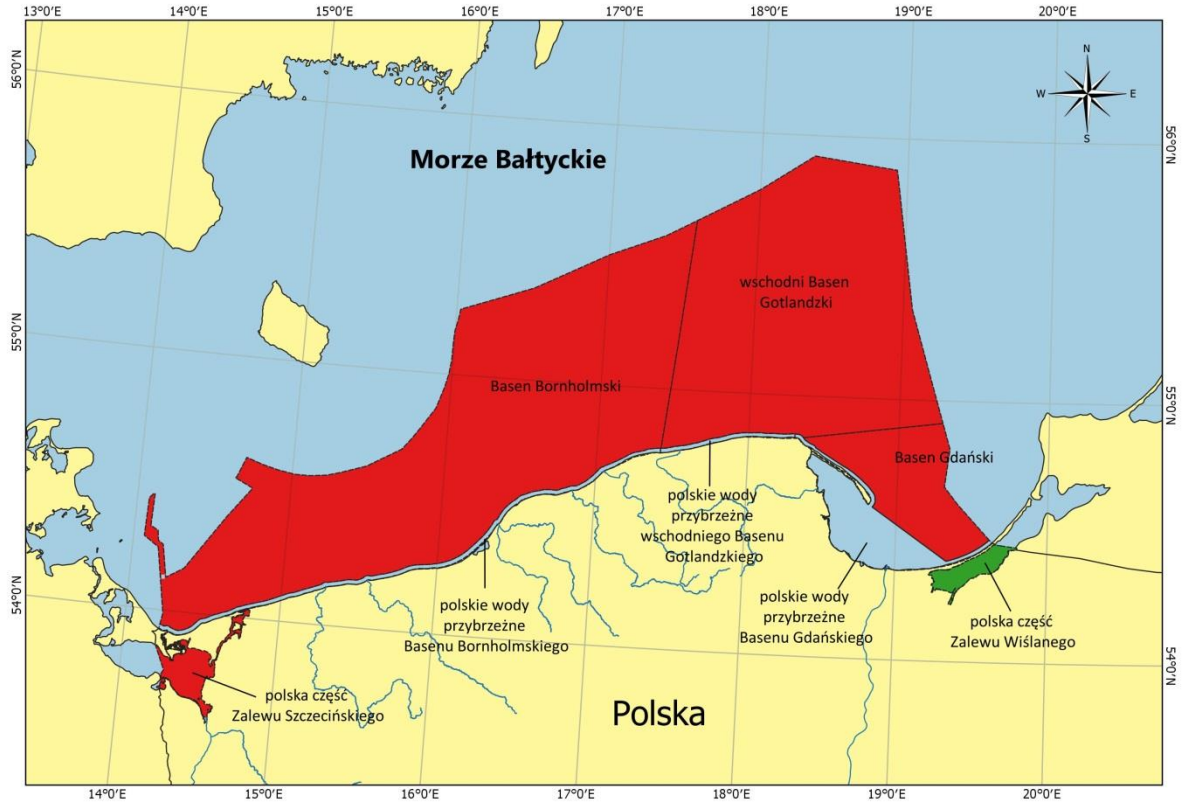


Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2019 r.

W 2019 roku stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego nie został oceniony, stan środowiska polskich obszarów przybrzeżnych Basenu Gdańskiego został oceniony na podstawie analiz: związków bromoorganicznych (polibromowanych defenyloeterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), związków chloroorganicznych (heksachlocykloheksanu - HCH, heksachlorocyklobenzenu - HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB 118, tributylocyny – TBT oraz czterech związków z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(a)pirenu, benzo(ghi)perylenu, indeno(1,2,3cd)pirenu) oznaczanych w omułkach z okolic Sopotu. Stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego został uznany za dobry pomimo tego, że współczynnik skażenia wyznaczony dla sumy sześciu kongenerów PBDE wyniósł 2,9. Średni współczynnik skażenia dla wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wyniósł 0,33.

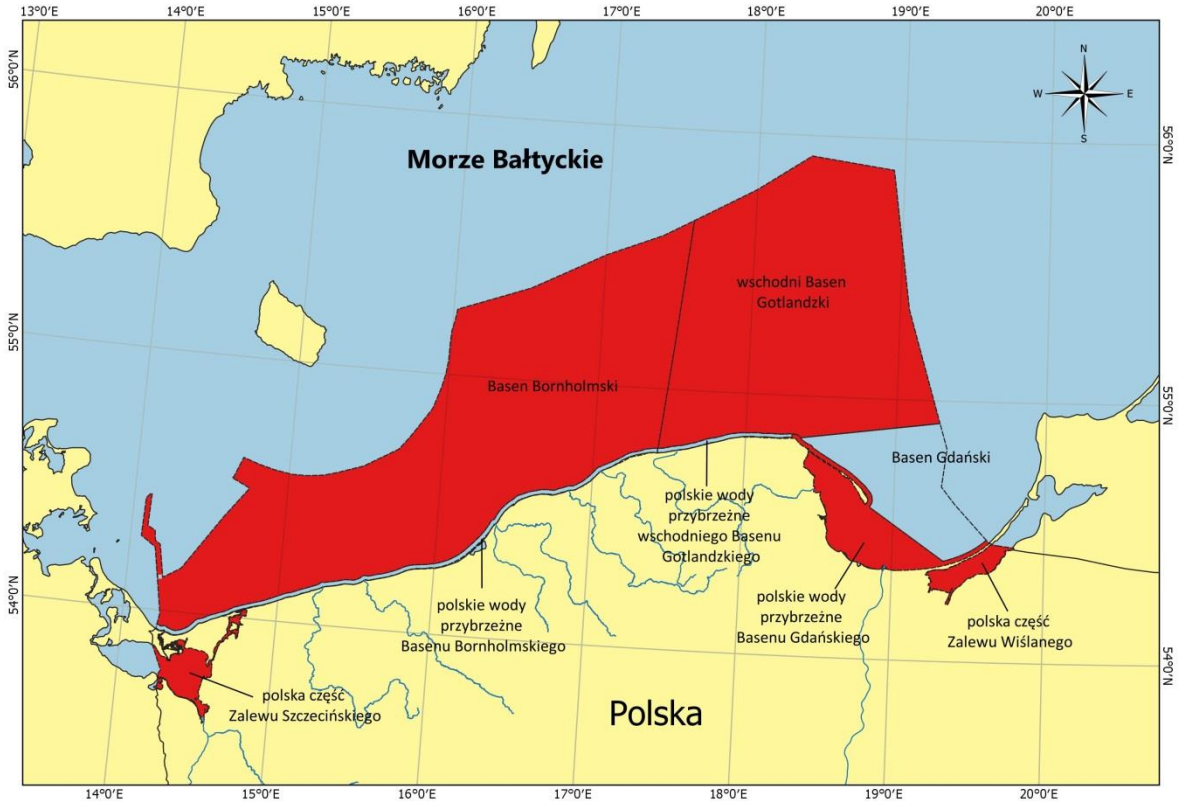
W 2019 roku, ocenę stanu środowiska dla TZO w zakresie cechy D9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie analiz związków bromoorganicznych (polibromowanych defenyloeterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlocykloheksanu – 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 µg kg^{-1} m.m.), nieodpowiedni stan

środowiska został stwierdzony we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim i Zalewie Szczecińskim, natomiast stan środowiska Zalewu Wiślanego został uznany za dobry (Rys. III.10).



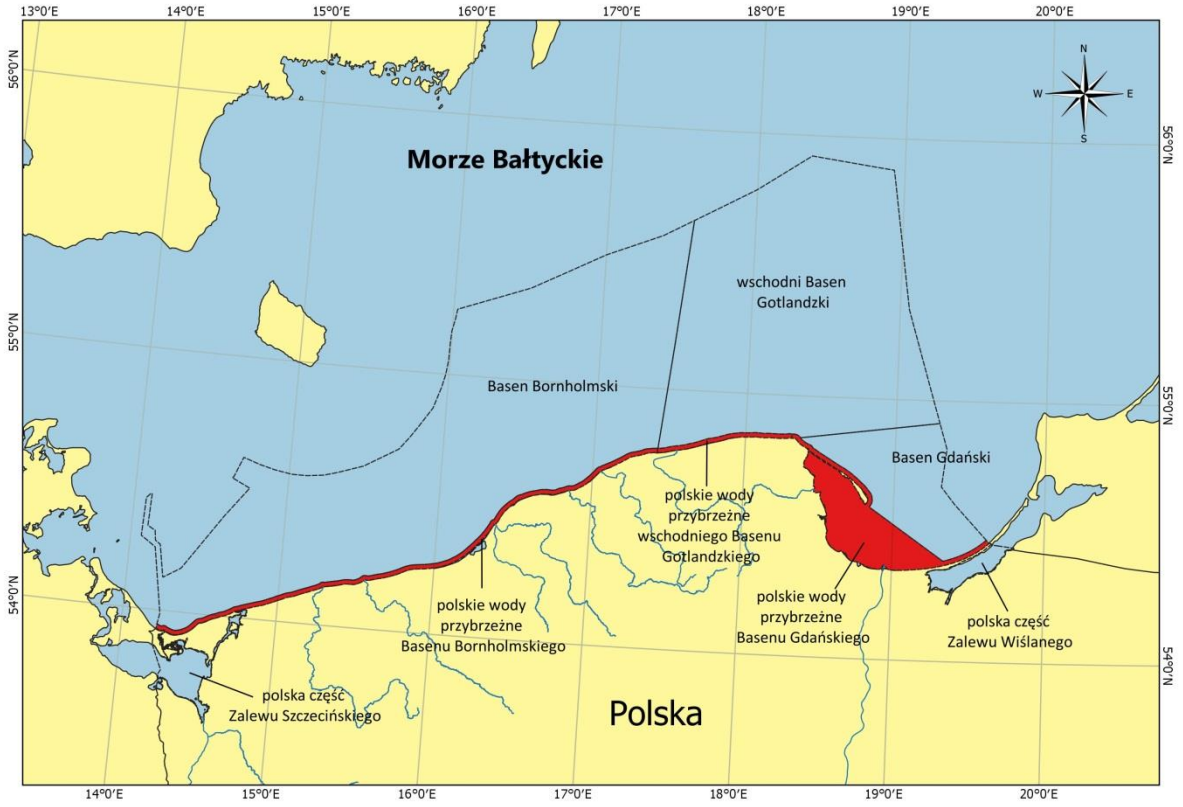
Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2019 r.

W 2019 roku przeprowadzono również ocenę w zakresie efektów biologicznych wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby wykorzystując metodę testu mikrojądrowego. Wyniki badań dla śledzia z 4 lokalizacji zagregowano uzyskując ocenę trzech obszarów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego i polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. III.11). Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z obszarów. W 2019 roku przeprowadzono również badania krwi okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Wyniki uzyskane w obydwu akwenach wskazują na stan nieodpowiedni (Rys. III.11).



Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego - cecha D8 – w 2019 r.

W 2019 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 brzegowych Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gdańskiego uznano na tej podstawie za nieodpowiedni (Rys. III.12).



Rys. III.12. Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży - cecha D10 – w 2019 r.

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2019 roku, w odniesieniu do wyznaczonych akwenów HELCOM, przedstawiono w Tabela III.2. Prezentuje ona wyniki oceny dla poszczególne cech, przy czym 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 2019 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES).

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

Bibliografia

Anon., 2008, Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive), Official Journal of the European Union L 164/19, 25.6.2008

Anon., 2010, Commission Decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental stat us of marine waters; notified under document C(2010) 5956, Official Journal of the European Union L232/14, 2.9.2010, 2010/477/UE

Anon., 2013a, Ustawa z dnia 4 stycznia 2013 o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw, Dz.U. 2013 z dnia 4 lutego 2013 r., poz. 165

Anon., 2013b, Dyrektywa Rady Europy i Parlamentu Europejskiego 39/2013/WE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniającej dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE

Anon., 2014, Rozporządzenie Ministra Środowiska z 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz. U. z 2014 r. poz. 1482

Anon., 2015, Ustawa z dnia 18 lipca 2011 r. – Prawo wodne, Dz. U. 2001 Nr 115, poz. 1229 – zapis wg Dz. U. 2015, poz. 469 1590, 1642, 2295, z 2016 r. poz. 352; 1-224

Anon., 2016, Rozporządzenie Ministra Środowiska z 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz. U. z 2016 r. poz. 1187

Anon., 2019, Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz.U. z 2019 r. poz 2149

Bełdowski J., Loffler A., Schneider B., Joensuu L., 2010, Distribution and biogeochemical control of total CO2 and total alkalinity in the Baltic Sea; Journal of Mar. Sys.

Cavas 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

Drgas N., 2016 Raport rejsowy r/v Baltica nr 3-6, 2016, 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

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

Garthe S., Hüppop O., 2004, Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index, J. Appl. Ecol. 41, 724–741

GIOŚ, 2014 (b), Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Raport do Komisji Europejskiej;online: https://www.mos.gov.pl/g2/big/2014_04/9cbf6a1fad8785948a0931cadfdf7ce9.pdf

GIOŚ, 2018 (b), Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.;online: http://rdsm.gios.gov.pl/index.php/pl/35-konsultacje-spoleczne-3

Grygiel, W., Wyszyński, 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

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.helocm.fi/action-areas/monitoring-and-assessment-strategy

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. 2019a. Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports. 1:20. 651 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.5256

ICES. 2019b. Report of the ICES Advisory Committee 2019. ICES Advice, 2019. Book 8, p

IMGW-PIB, 2015, Raport specjalny z rejsu – Wielki Wlew do Bałtyku, nr 1, 2015; online: http://baltyk.pogodynka.pl//oceanografia/raporty

IOW, 2015, IOW Press Release January 7, 2015; online: www.io-warnemuende.de/environmental-monitoring.html

Jakubowska M., Jerzak M., Normant M., Burska D., Drzazgowski J. 2013. Effect of carbon dioxide-induced water acidification on the physiological processes of the Baltic isopod Saduria entomon. Journal of Shellfish Research 32(3), 825-834

JRC, 2013 Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas, JRC Scientific and Policy Reports, ISBN 978-92-79-32710-0.

Kaiser M. J., Galanidi M., Showler D. A., Elliott A. J., Caldow W. G., Rees E. I. S., Stillman R. A., Sutherland W. J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter Melanitta nigra relative to prey resources and environmental parameters. Ibis 148: 110–128.

Karlson K., Rosenberg R., Bonsdorff E., 2002, Temporal and spatial Large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. Oceanography and Marine Biology: AN Annual Review 40, 427-489

Klobuèar G.I.V., Pavlica M., Erben R., Pape D., 2003, Application of the micronucleus and comet assays to mussel, Mythilus 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

Kownacka J. 2017. Testowanie i wyznaczenie wartości granicznej dla Basenu Gdańskiego oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich (tzw. treshold 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., Hüssy, 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.

Łysiak-Pastuszak E., Drgas N., Śliwińska A., 2011, Stan jakości wód w Zatoce Gdańskiej. [W:] M. Maciejewski, M. S. Ostojski, T. Walczykiewicz (red.) Dorzecze Wisły – monografia powodzi maj czerwiec 2010. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa 2011, 204-206

Łysiak-Pastuszak E., Zalewska T., (red.), 2013, Ocena stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2012 na tle dziesięciolecia 2002-2013. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2013, 99 str.

Łysiak-Pastuszak E., Zalewska T., (red.), 2014, Ocena stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2013 na tle dziesięciolecia 2003-2012. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2014, 99 str.

Łysiak-Pastuszak 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., Staniszewska J., Bzoma S. 2007. Liczebność oraz struktura gatunkowa i wiekowa mew Laridae w regionie Zatoki Gdańskiej w okresie pozalęgowym. Not. Orn. 48: 67-81.

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-Dowgiałło L. (red.), 2006, Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głazowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym. Wyd. Nauk. IM w Gdańsku, Gdańsk 2006, 127 str.

Osowiecki A., Łysiak-Pastuszak E., Kruk-Dowgiałło L., Błeńska 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

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

Saniewski M., Zalewska T., 2016, Atmospheric deposition and riverine load of ^{90}Sr and ^{137}Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005 – 2011, Journal of Environmental Radioactivity 151, 1-11

Saniewski M., Zalewska T., 2018. Budget of 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

Sauvage J., 2013, Dissolved inorganic carbon and alkalinity in marine sedimentary interstitial water, Open Access Master's Theses, Paper 58, University of Rhode Island

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. Kopenhaga. 201 pp.

Stanisławczyk I., 2018, Zlodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2017-18, online: www.baltyk.pogodynka.pl//index.php?page=2&subpage=64&data=96

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

Ulfsbo A., Hulth S., Anderson L.G., 2011, pH and biogeochemical processes in the Gotland Basin of the Baltic Sea, Marine Chemistry 127, 20-30.

Warzocha J., 1994, Spatial distribution of macrofauna in the southern Baltic in 1983. Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni, 1 (131), 225-237

Wawryniuk K., 2016, Związek między alkalicznością całkowitą i rozpuszczonymi formami węgla w osadach Zatoki Gdańskiej; Uniwersytet Gdański w Gdyni (praca magisterska)

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

Yu i in.; 2010, J.M. Yu, W.S. Broecker, H. Elderfield, Z.D. Jin, J. McManus, F. Zhang; Loss of carbon from the deep sea since the Last Glacial Maximum; Science, 330 (2010), pp. 1084–1087

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 makrofitobentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB, Warszawa 2015, 244 str.

Zalewska T., Krzymiński W., Smoliński Sz., (red.), 2015, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2014 na tle dziesięciolecia 2004-2013. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2015, ISBN 978-83-61227-53-3,132 str.

Zalewska T., Danowska B., 2017, Marine environment status assessment based on macrophytobenthic plants as bio-indicators of heavy metals pollution, Marine Pollution Bulletin 118(1), 281-288

Zalewska T., (red.), 2019, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2018 na tle dziesięciolecia 2008-2017. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2019, 163 s.

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. Udział stanów morza wg skali Douglasa w 2019 r w punkcie pomiarowym Platforma Petrobaltic. 8
Rys. I.2. Liczba dni występowania stanów morza w 2019 roku. 8
Rys. I.3. Przebieg wysokości fali znacznej (Hs) w 2019 roku w punkcie pomiarowym przy platformie Petrobaltic. 9
Rys. I.4. Symulacja wysokości fali znacznej modelu SWAN z dnia 07 sierpnia 2019r. (12:00 UTC) (kolorystycznie oznaczono stany morza wg Douglasa, wartość przy strzałce oznacza symulowaną wartość wysokości fali znacznej, a jej wektor wyznacza kierunek propagacji fali). 10
Rys. I.5. Symulacja wysokości fali znacznej modelu SWAN z dnia 02 stycznia 2019r. (18:00 UTC) (kolorystycznie oznaczono stany morza wg Douglasa, wartość przy strzałce oznacza symulowaną wartość wysokości fali znacznej, a jej wektor wyznacza kierunek propagacji fali). 11
Rys. I.6. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – **wielolecie 2009-2018.** 12
Rys. I.7. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – **rok 2019** 12
Rys. I.8. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu" dla polskiego wybrzeża, 2009/10 – 2018/19. 16
Rys. I.9. Lokalizacja stanowisk pomiarowych Zalewu Wiślanego w 2019 r. 17
Rys. I.10. Liczebność (N l^{-1}) i bioobjętość (mm^3 m^{-3}) fitoplanktonu Zalewu Wiślanego w sezonie pomiarowym 2019 r. .. 19
Rys. I.11. Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2009 - 2019 (średnie z sezonu pomiarowego). 19
Rys. I.12. Stężenie chlorofilu a w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2009-2019 (ektremalne i średnie z sezonu pomiarowego) 19
Rys. I.13. Przezroczystość i odczyn wód Zalewu Wiślanego w latach 2009 - 2019 (ekstremalne i średnie z sezonu pomiarowego) 20
Rys. I.14. Stanowiska badania ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2019 r. (źródło MIR 2019). 21
Rys. I.15. Zasolenie wód Zalewu Wiślanego w latach 2009-2019 (ekstremalne i średnie z sezonu pomiarowego). 22
Rys. I.16. Natlenienie wód Zalewu Wiślanego w latach 2009 – 2019 (ekstremalne i średnie z sezonu pomiarowego). . 22
Rys. I.17. Stężenia azotu azotanowego i fosforu fosforanowego w wodach Zalewu Wiślanego w 2019 r. na tle stężeń z wielolecia. 23
Rys. I.18. Stężenia azotu ogólnego i fosforu ogólnego w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2009 – 2019 (ekstremalne i średnie z sezonu pomiarowego). 23
Rys. I.19. Ocena potencjału ekologicznego JCWP Zalew Wiślany w 2019 r. 24
Rys. I.20. Ocena stanu chemicznego JCWP Zalew Wiślany w 2019 r. 24
Rys. I.21. Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przejściowych Zatoki Gdańskiej. 27
Rys. I.22. Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego. 27
Rys. I.23. Lokalizacja punktu pomiarowo-kontrolnego w JCWP Mierzeja Wiślana. 28
Rys. I.24. Stan oraz potencjał ekologiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2019 roku. 35
Rys. I.25. Stan chemiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2019 roku. 36
Rys. I.26. Stan ogólny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2019 roku. 36
Rys. I.27. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2019 roku. 39
Rys. I.28. Wyniki klasyfikacji stanu i potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2019 roku. 51

Rys. I.29. Wyniki oceny stanu JCWP przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2019 roku. 51
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 morskiego (Uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r. – Dz. U. 2019 poz. 230). 54
Rys. II.2. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS z uaktualnieniami (HELCOM 2013); do sierpnia 2019 roku (a) i od sierpnia 2019 roku (b); na mapach zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM. 55
Rys. II.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2019 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); linia ciągła – średnia 2009-2018; linie przerywane - średnia ± odchylenie standardowe 2009-2018 punkty – średnia miesięczna w 2019 roku. 58
Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w poszczególnych miesiącach w 2019 r. 59
Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2019 r. 59
Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2019 r. 60
Rys. II.7. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2019 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); linia ciągła – średnia 2009-2018; linia przerywana – średnia ± odchylenie standardowe 2009-2018; punkty – średnia 2019 61
Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w poszczególnych miesiącach w 2019 r. 62
Rys. II.9. Zmiany zasolenia w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2019 r. 62
Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2019 r. 63
Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2009–2019 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2009-2018, linia przerywana – tendencja zmian 64
Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2009-2019 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2009-2018, linia przerywana – tendencja). 64
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 czerwca 2019 r.). 65
Rys. II.14. Sezonowe zmiany średnich wartości pH oraz nasycenia wody tlenem w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w poszczególnych miesiącach 2019 r. 65
Rys. II.15. Wartości średnie pCO_2 w 2019r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański 66
Rys. II.16. Sezonowe zmiany średnich wartości pCO_2 w 2019 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański. 67
Rys. II.17. Rozkład pionowy pCO_2 w wodzie morskiej (sierpień, listopad) na profilu w rejonie morza otwartego (st. P39-P140) oraz na profilu ujścia Wisły (st. P110-P1) w roku 2019. 68
Rys. II.18. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w wieloleciu 2009-2018 r. oraz średnia głębokość w 2019 (trójkąty) i w wieloleciu (kwadraty) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego. 69
Rys. II.19. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2019 r. 71
Rys. II.20. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2009-2018. 71

Rys. II.21. Mapa obszaru badań objętego w 2019 roku programem MPB oraz rozmieszczenie stanowisk lęgowych bielika (niebieskie punkty) i wyodrębnionych powierzchni (H01-H04). 73
Rys. II.22. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2019. 74
Rys. II.23. Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda. 75
Rys. II.24. Rozmieszczenie obiektów kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2019 roku. 76
Rys. II.25. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków. Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 100 osobników. 78
Rys. II.26. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000. 84
Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2019 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników. 90
Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku. 91
Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku. 92
Rys. II.30. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku. 92
Rys. II.31, Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku. 93
Rys. II.32. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku. 94
Rys. II.33. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2019 roku. 94
Rys. II.34. Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej (log_{10}). 96
Rys. II.35. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków kaczek morskich w latach 2011-2019. 97
Rys. II.36. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków alk w latach 2011-2019. 97
Rys. II.37. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla perkoza rogatego i rdzawoszyjego oraz dla dwóch gatunków nurów czarnoszyjego i rdzawoszyjego w latach 2011-2019. 98
Rys. II.38. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech najliczniejszych gatunków mew w latach 2011-2019. 99
Rys. II.39. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2019. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. 100
Rys. II.40. Trendy liczebności alki, nura czarnoszyjego i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2019. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. 100
Rys. II.41. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2019 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (58); ● stacje duńskie (23). 103
Rys. II.42. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2019 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES. 104
Rys. II.43. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2019 w podobszarze ICES 25. 104
Rys. II.44. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2019 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES. 105
Rys. II.45. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2019 w podobszarze ICES 26. 105
Rys. II.46. Ocena stanu środowiska dla cechy 1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2019 r. 106
Rys. II.47. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 108

Rys. II.48. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 108
Rys. II.49. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 108
Rys. II.50. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 109
Rys. II.51. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 109
Rys. II.52. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 110
Rys. II.53. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 110
Rys. II.54. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 110
Rys. II.55. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 111
Rys. II.56. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. 111
Rys. II.57. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2009-2019 r na wszystkich monitorowanych stanowiskach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja. 114
Rys. II.58. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 114
Rys. II.59. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 114
Rys. II.60. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 115
Rys. II.61. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 115
Rys. II.62. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 115
Rys. II.63. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 115
Rys. II.64. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 116
Rys. II.65. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 116
Rys. II.66. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach płd.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 116
Rys. II.67. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2009-2018 i w 2019 r.; linia ciągła – tendencja 116
Rys. II.68. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Wiślany (st. KW) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja 117
Rys. II.69. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Pucki (st. ZP6) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja 118
Rys. II.70. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja 118
Rys. II.71. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja 118

Rys. II.72. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja.... 119
Rys. II.73. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja 119
Rys. II.74. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja....119
Rys. II.75. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach płd.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja 120
Rys. II.76. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja....120
Rys. II.77. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2009-2019 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja, linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu dla Mean Size GES – 10,2 μg, dla biomasy - 103 mg m^{-3} 120
Rys. II.78. Ocena stanu makroglonów i okrytozalążkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenie płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_1 – Tabela II.20... 123
Rys. II.79. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 125
Rys. II.80. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2018 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW....125
Rys. II.81. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. na tle wielolecia 2009-2018 (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. 126
Rys. II.82. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. na tle wielolecia 2009-2018 (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. 127
Rys. II.83. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (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. 127
Rys. II.84. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (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. 127
Rys. II.85. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2018 (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....128
Rys. II.86. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (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. 129
Rys. II.87. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (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....129
Rys. II.88. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW..129

Rys. II.89. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2009-2018 (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.....130
Rys. II.90. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2018 (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.....130
Rys. II.91. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2019 r. na tle wielolecia 2009-2018 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5); 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.....131
Rys. II.92. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1965-2019 wg danych ICES (2020a,b).....134
Rys. II.93. Dorsz 24-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2019 wg danych ICES (2020a,b).....135
Rys. II.94. Dorsz 24-32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2020a,b).....135
Rys. II.95. Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....136
Rys. II.96. Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.....137
Rys. II.97. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.....137
Rys. II.98. Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2019 wg danych ICES (2020a,b).....138
Rys. II.99. Stornia 24-25. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2020a,b).....139
Rys. II.100. Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb >= 20 cm, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2020a,b).....139
Rys. II.101. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....140
Rys. II.102. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.....140
Rys. II.103. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996-2019 wg danych ICES (2020a).....141
Rys. II.104. Stornia 26 i 28. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych storni >=20 cm wg danych ICES (2020a).....141
Rys. II.105. Stornia 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb >= 20 cm w latach 1991-2019 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2020a).....142
Rys. II.106. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....143
Rys. II.107. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.....143
Rys. II.108. Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2019 wg danych ICES (2020a,b).....144
Rys. II.109. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY}, F_{pa}, F_{lim} wg danych ICES (2020a,b).....144
Rys. II.110. Szprot 22-32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2020a,b).....145
Rys. II.111. Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....146
Rys. II.112. Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.....146
Rys. II.113. Szprot 22- 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.....147
Rys. II.114. Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2019 wg danych ICES (2020a,b).....147
Rys. II.115. Śledź 25-29 i 32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-6 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: FMSY, Fpa, Flim wg danych ICES (2020a,b).....148
Rys. II.116. Śledź 25-29 i 32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi wg danych ICES (2020a,b).....148
Rys. II.117. Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....149
Rys. II.118. Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.....149

Rys. II.119. Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.....150
Rys. II.120. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2019 r. 151
Rys. II.121. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje. 153
Rys. II.122. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009-2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009-2018, linie przerywane – tendencje.....153
Rys. II.123. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje. 154
Rys. II.124. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje zmian. 154
Rys. II.125. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2019 r.....155
Rys. II.126. Zmiany zawartości chlorofilu a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje. 155
Rys. II.127. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2009–2018 oraz w 2019 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2009–2018, linie przerywane – tendencje.....156
Rys. II.128. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2009–2019. 157
Rys. II.129. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10m, w okresie zimowym w latach 2009–2019 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony). 160
Rys. II.130. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10m w latach 2009–2019 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony). 161
Rys. II.131. Zmiany koncentracji chlorofilu a w warstwie 0–10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2009–2019 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony). 162
Rys. II.132. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2009–2019. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)....163
Rys. II.133. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (st. P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (st. ZN2 – P1) w roku 2019; odległość wyrażona w km.....166
Rys. II.134. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2009-2019, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim. 167
Rys. II.135. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (st. P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (st. ZN2 – P1) w roku 2019; odległość wyrażona w km.....168
Rys. II.136. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2009-2019, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku. 169
Rys. II.137. Stężenia ^{137}Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 - 2019 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim. 169

Rys. II.138. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2009-2019; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. 171
Rys. II.139. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2009-2019 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012-2019 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. 172
Rys. II.140. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2019; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. 173
Rys. II.141. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg^{-1} m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2009-2019; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku. 173
Rys. II.142. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [mg kg^{-1} m.m.] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014-2019; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. 174
Rys. II.143. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2019 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32) 176
Rys. II.144. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w sześciu gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2019 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32) 176
Rys. II.145. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2019 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32) 177
Rys. II.146. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2019 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32). 177
Rys. II.147. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2019 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) 178
Rys. II.148. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [µg kg^{-1}m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (ZG – Zatoka Gdańska, ZP- Zatoka Pomorska, KD – łowisko kołobrzesko-darłowskie, W – łowisko władysławowskie) latach 2012-2019; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej, stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony). 179
Rys. II.149. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży [µg kg^{-1}m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (S – Sopot) w latach 2012-2019; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej,stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni- sub-GES (kolor czerwony). 180
Rys. II.150. Średnie stężenie lindanu γ-HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2019 r.; 1 - Basen Gdański, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony, poza skalą). 182
Rys. II.151. Średnie stężenia CB 118 (a), CB 153 (b) oraz Σ6 PCB (c) w tkankach mięśniowych ryb w 2019 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony, poza skalą). 183
Rys. II.152. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w 2019 r.; 1 - Basen Gdański, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry -GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony). 184

Rys. II.153. Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia i okonia do analiz z zastosowaniem testu mikrojądrowego w 2019 roku 186
Rys. II.154. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2019 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN) 187
Rys. II.155. Częstość występowania mikrojąder we krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2019 (Zalewska i in., 2015; Łysiak-Pastuszak i in., 2016; Krzymiński 2017); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim. 188
Rys. II.156. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2019 r. 189
Rys. II.157. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2019 roku. 190
Rys. II.158. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2019 roku 191
Rys. II.159. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2019. 192
Rys. II.160. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2019. UWAGA: różne skale na wykresach. 193
Rys. II.161. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2019 roku. 194
Rys. II.162. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2019 roku. 195
Rys. II.163. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występujących rodzajów odpadów w 2019 roku. 196
Rys. II.164. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku. Kolorami żółtym, zielonym oraz czarnym oznaczone zostały lokalizacje hydrofonów posadowionych odpowiednio w 2016, 2017 oraz od 2018 roku. 198
Rys. II.165. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w maju 2017 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana. 200
Rys. II.166. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2017 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana. 201
Rys. II.167. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000 Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana. 202
Rys. II.168. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana. 203
Rys. II.169. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana. 204
Rys. II.170. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2019 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000 Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana 205

Rys. II.171. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2019 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana. 206
Rys. II.172. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2019 r. zarejestrowane na stacji pomiarowej zlokalizowanej w obszarze Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana. 207
Rys. II.173 Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2019. 209
Rys. II.174. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2011 – 2019. 211
Rys. II.175. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2011 – 2019. 212
Rys. II.176. Lokalizacja punktów badań parametrów po wystąpieniu awarii oczyszczalni ścieków „Czajka". 214
Rys. II.177. Stężenia wybranych parametrów fizykochemicznych poniżej zrzutu ścieków (za kolektorem) w okresie od 28 sierpnia do 7 września 2019 r. (czerwona linia wyznacza granicę pomiędzy klasą drugą a poniżej drugiej). 216
Rys. II.178. Stężenia wybranych parametrów fizykochemicznych powyżej zrzutu ścieków (przed kolektorem), w Kazuniu, Wyszogrodzie i Płocku w okresie od 28 sierpnia do 7 września 2019 r. 218
Rys. II.179. Stężenia wybranych parametrów w Kiezmarku w okresie od 5 do 25 września 2019 r. 219
Rys. II.180. Wartości wybranych parametrów fizykochemicznych zanotowane w warstwie powierzchniowej morza (0-10 m) w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110) w listopadzie 2019 roku na tle wartości z listopada z lat 2009-2019. Czerwona linia oznacza wartość średnią z lat 2009-2018. 221
Rys. II.181. Stężenia chlorofilu a z warstwy powierzchniowej (0-10m) notowane na wybranych stacjach zlokalizowanych w wodach Zatoki Gdańskiej w listopadzie 2019 r. na tle wartości z listopada z lat 2009-2018. Linia ciągła reprezentuje wartość średnią z wielolecia. 222
Rys. II.182. Całkowita biomasa (bioobjętość) fitoplanktonu w rejonie centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) zanotowana w listopadzie 2019 r. na tle wartości z listopada z lat 2009-2018. Linia ciągła reprezentuje wartość średnią z wielolecia. 222
Rys. III.1. Stan środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny - cecha D1 - w 2019 r. 227
Rys. III.2. Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu - cecha D1 - w 2019 r. 228
Rys. III.3. Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych - cecha D6 - w 2019 r. 229
Rys. III.4. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2019 r. 230
Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji - cecha D5 - w 2019 r. 231
Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs - cecha D8 - w 2019 r.. 232
Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2019 r. 233
Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2019 r. 234
Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2019 r. 235
Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2019 r. 236
Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego - cecha D8 – w 2019 r. 237
Rys. III.12. Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży - cecha D10 – w 2019 r. 238

Spis tabel

Tabela I.1. Zestawienie stopni skali Douglasa określających stany morza wraz z odpowiadającymi stopniami skali Beauforta i parametrami fali. 7
Tabela I.2. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2019 r. i w wieloleciu 2009-2018 (z ośmiu pomiarów na dobę) 13
Tabela I.3. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2019 r. i w wieloleciu 2009-2018 (z ośmiu pomiarów na dobę). 13
Tabela I.4. Stany ostrzegawcze i alarmowe na wybranych morskich stacjach wodowskazowych. 13
Tabela I.5. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2019 oraz w wieloleciu 2009-2018. 14
Tabela I.6. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2019 r. i w wieloleciu 2009-2018. 14
Tabela I.7. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2019 r. i w wieloleciu 2009-2018. 15
Tabela I.8. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2018/19. 16
Tabela I.9. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w zakresie ichtiofauny. 20
Tabela I.10. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w zakresie ichtiofauny w 2019 r. 21
Tabela I.11. Ocena jakości JCWP Zalew Wiślany w 2019 r. 25
Tabela I.12. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego. 26
Tabela I.13. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego. 38
Tabela II.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (*op.cit.*). 56
Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2019 r w porównaniu z 2018 r. 63
Tabela II.3. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2019 roku w 19 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd. 74
Tabela II.4. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2019 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (gatunki z grupy podstawowych zaznaczono pogrubioną czcionką, + - udział procentowy niższy niż 0,1%). 76
Tabela II.5. Lista obiektów, na których w styczniu 2019 przebywało powyżej 5 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi. 79
Tabela II.6. Liczebność (Licz) oraz rozpowszechnienie (Rozp) 14 gatunków ptaków z grupy podstawowych stwierdzonych w 2019 roku w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych wraz z trendem liczebności (λ Licz) i rozpowszechnienia (λ Rozp) na przestrzeni 9 lat (2011-2019). Dodatkowo dla trendu liczebności przedstawiono kategorię TRIM (kat. trendu). Oznaczenia trendów liczebności: ↑ - umiarkowany wzrost, ↑↑ - silny wzrost, ↓ - umiarkowany spadek, ? – trend nieokreślony. 81
Tabela II.7. Terminy rejsów na poszczególnych akwenach. 83
Tabela II.8. Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe. 83
Tabela II.9. Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach. 84
Tabela II.10. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2019 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+" - wartości mniejsza niż 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 85

Tabela II.11. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2019 roku. „+" - udział procentowy niższy od 0,01%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 86
Tabela II.12. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2019 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+" - wartość mniejsza od 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 87
Tabela II.13. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2019 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 88
Tabela II.14. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2019 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 89
Tabela II.15. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków morskich. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. 95
Tabela II.16. Wskaźnik i trend rozpowszechnienia dla gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i czterech najliczniejszych gatunków z grupy dodatkowych stwierdzanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w latach 2011-2019. Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się rozpowszechnienia, a większe – na zwiększanie się. 96
Tabela II.17. Wskaźniki liczebności (**Wsk.licz.**) wraz z ich błędem standardowym (**SE**) otrzymane w 2019 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 wzrost, ↑↑ - silny wzrost, ↓ - umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ↔ - populacja stabilna, ? – trend niesprecyzowany. 99
Tabela II.18. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2018 roku. 106
Tabela II.19. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2019 r. 113
Tabela II.20. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1, wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM). 121
Tabela II.21. Skład taksonomiczny makrofitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2019 r. 122
Tabela II.22. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM). 124
Tabela II.23. Wyniki oceny wskaźnika B w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego w 2019 r. 129
Tabela II.24. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2019 r. (w nawiasie odpowiednia klasyfikacja wg RDW) 132
Tabela II.25. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2019 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. 150
Tabela II.26. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2019 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 2009–2018) 154
Tabela II.27. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2019 r.; (średnie z okresu 2009–2018) 156
Tabela II.28. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2019 r.; (średnie z okresu 2009–2018) 156
Tabela II.29. Minimalne stężenie tlenu [cm^3 dm^{-3}] przy dnie w lecie 2019 r. w polskich obszarach morskich (min. 2009–2018) 158
Tabela II.30. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2019 roku (źródło danych PMŚ) 159
Tabela II.31. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2019r.; w nawiasach średnia z okresu 2009-2018. 170

Tabela II.32. 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 2012-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony). 180
Tabela II.33. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony)..... 181
Tabela II.34. Stężenie [µg kg^{-1}s.m] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony)..... 183
Tabela II.35. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – (GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony)..... 185
Tabela II.36. Stężenie 17α-etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2019; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony). 185
Tabela II.37. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2019. 196
Tabela II.38. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów (kolor zielony - wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony - wyniki przekraczające wartości progowe. 197
Tabela II.39. 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. 209
Tabela II.40. Wyniki badań parametrów fizykochemicznych przeprowadzonych w rejonie Ujścia Wisły (st. OM3) w okresie wrzesień-listopad 2019 roku 220
Tabela III.1. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2018 roku. 226
Tabela III.2. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2019 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES). 239