

**OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2017 NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA
2007-2016**

Warszawa 2018

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



Autorzy opracowania:

Justyna Kopiec (I.3) – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Olsztyn; Delegatura w Elblągu

Maciej Bargiel (I.4) – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Gdańsk

Anna Bakierowska (I.5) – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Szczecin

oraz

pracownicy Departamentu Monitoringu, Ocen i Prognoz Stanu Środowiska, Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie:

II.3.1.1. na podstawie na podstawie sprawozdania z prac wykonanych w IV etapie pracy pt. „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2015–2018 autorstwa: **Włodzimierza Meissnera, Tomasza Chodkiewicza, Bogdana Brewki, Macieja Kozakiewicza,**

II.3.1.2 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: **Marzenny Pachur, Leny Szymanek**

Beata Danowska (II.4.2.2), **Natalia Drgas** (II.2.3, II.4.1), **Karolina Gębka** (II.4.2.1, II.4.2.4), **Violetta Koszuta** (I.2, II.2.1–2, II.2.4), **Wojciech Kraśniewski** (II.3.2.1, II.3.3.2–3), **Włodzimierz Krzywiński** (II.2.1, II.2.2, II.2.4–5), **Joanna Maciak** (II.4.3), **Aleksandra Orlita** (II.4.2.3), **Krzysztof Piłczyński** (II.4.4), **Marta Rybka** (II.4.2.3), **Michał Saniewski** (II.3.3.1, II.4.2.1), **Ida Stanisławczyk** (I.2, II.2.5), **Ewa Wiktorowicz** (II.3.2.2), **Jerzy Woron** (II.4.2.2), **Tamara Zalewska** (II.4.2.1–2, II.4.2.4, II.4.3) – Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Oddział Morski w Gdyni

Pod redakcją:

Włodzimierza Krzywińskiego

Zdjęcia:

Wiesława Cielątkowska, Michał Saniewski, Sławomir Wiktorowicz, Ewa Wiktorowicz, Jerzy Woron, Beata Danowska



©Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2018 r.

Spis treści

Wprowadzenie	5
I. Ramowa Dyrektywa Wodna	7
I.1. WSTĘP	9
I.2. OGÓLNE WARUNKI HYDROLOGICZNE	10
I.3. WOJEWÓDZTWO WARMIŃSKO-MAZURSKIE	15
I.4. WOJEWÓDZTWO POMORSKIE	23
I.5. WOJEWÓDZTWO ZACHODNIOPOMORSKIE	32
II. Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej	43
II.1. WSTĘP	45
II.2. OGÓLNE WARUNKI HYDROLOGICZNE	48
II.2.1. Temperatura wody morskiej	48
II.2.2. Zasolenie	50
II.2.3. Odczyn wody morskiej	53
II.2.4. Mieszanie wód	55
II.2.5. Wymiana wód i prądy morskie	56
II.3. CECHY STANU	60
II.3.1. Różnorodność biologiczna	60
II.3.1.1. Ptaki	60
II.3.2.2. Indeks wielkich ryb (LFI)	81
II.3.2. Łańcuchy pokarmowe	86
II.3.2.1. Fitoplankton	86
II.3.2.2. Zooplankton	91
II.3.3. Integralność dna morskiego	100
II.3.3.1. Fitobentos	100
II.3.3.2. Zoobentos	102
II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego	109
II.4. CECHY PRESJI	111
II.4.1. Eutrofizacja	111
II.4.2. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji	121
II.4.2.1. Radionuklidy	122
II.4.2.2. Metale ciężkie	126
II.4.2.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)	134
II.4.2.4. Test mikrojądrowy	141
II.4.3. Odpady w środowisku morskim	145
II.4.4. Podwodny hałas	152
III. Podsumowanie	159
Bibliografia	170

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 Europejskiej w dziedzinie polityki środowiska morskiego w obszarach wód otwartego morza, pozostających pod jurysdykcją poszczególnych państw.

Dyrektywa została transponowana do prawa polskiego ustawą z dnia 4 stycznia 2014 roku (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. Zmiany te zostały uwzględnione w ustawie Prawo wodne (Dz. U. 2017 r., poz. 1566)

Jednym z ważniejszych zadań Państw Członkowskich jest obowiązek cyklicznej aktualizacji wstępnej oceny swoich wód morskich zgodnie z art. 17 RDSM. Zgodnie z tym wymogiem, bieżąca ocena jest pierwszą w kolejnym cyklu planistycznym, który zakończy się opracowaniem następnej aktualizacji wstępnej oceny, między innymi na podstawie ocen opracowywanych co roku.

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.

Biorąc pod uwagę odmiennność metod monitoringu i ocen stosowanych zgodnie z każdą z 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 2017 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 2007–2017 pozyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ).

■ 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 ocena ich stanu ekologicznego, chemicznego i ogólnego jest etapem wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej w naszym kraju. Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2016 przeprowadzono zgodnie z 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. 2016 r., poz. 1187), które wymaga dokonania oceny stanu/potencjału ekologicznego, stanu chemicznego i stanu ogólnego wód.

Badania przeprowadzone w 2017 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).

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, multimetryczny indeks B dla makrobezkręgowców bentosowych 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. We wskaźnikach uwzględniono następujący zakres danych z połowów badawczych:

Końcową ocenę stanu wód przeprowadzono w oparciu o klasyfikację stanu ekologicznego i chemicznego, z wykorzystaniem zasady dziedziczenia danych.

Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych została uzupełniona opisem ogólnych warunków hydrologicznych z uwzględnieniem wymaganego wskaźnika jakim jest ekspozycja na falowanie oraz zmian poziomu morza i zlodzeniem.

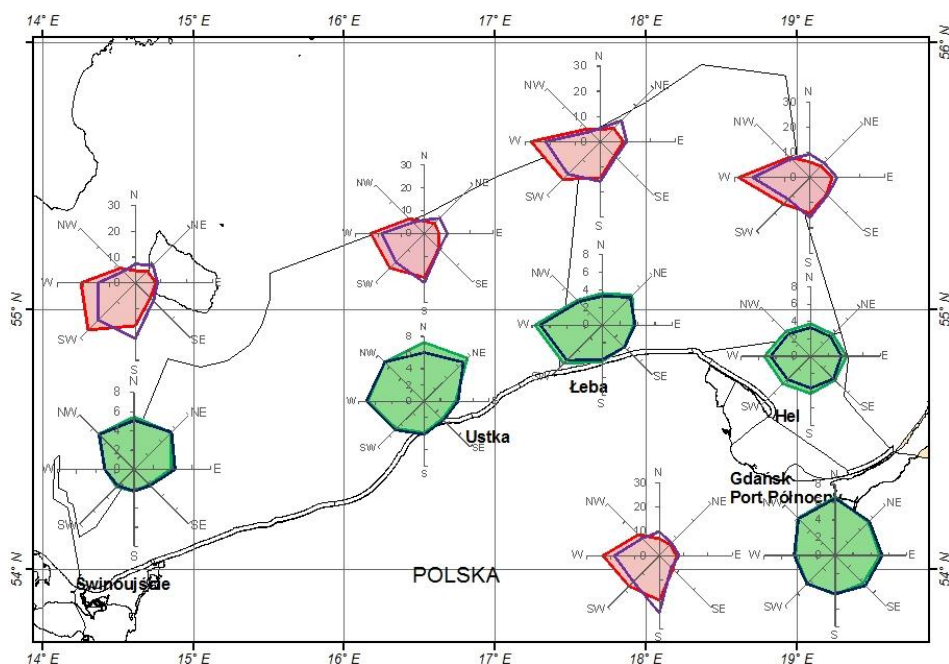
I.2 Ogólne warunki hydrologiczne



Jednym z elementów wspomagających ocenę stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych jest ekspozycja na falowanie. Bezwzględna miarą tego parametru jest rozciągłość działania wiatru, czyli długość drogi oddziaływania wiatru nad morzem, a co za tym idzie możliwość generowania falowania. Najkorzystniejsze warunki do powstawania fal wiatrowych, oddziałujących na strefę płytkowodną i polski brzeg, występują podczas silnych wiatrów z sektora północnego, od zachodnich poprzez północne do północno-wschodnich.

Warunki oddziaływania falowania wiatrowego na brzeg w 2017 r. w stosunku do wielolecia 2007–2016 przedstawiono pośrednio, wykorzystując pomiary kierunku i prędkości wiatru na wybranych stacjach, reprezentujących poszczególne obszary wód przybrzeżnych i przejściowych. Charakterystykę wiatru i poziomów morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2007–2017, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

W 2017 r. wystąpił wzrost częstości wiatru zachodniego i południowo-zachodniego w stosunku do wielolecia 2007–2016, natomiast rzadziej występowały wiatry północno-wschodnie. Tylko w Świnoujściu także zmalała częstość wiatrów południowych. W 2017 roku w strefie środkowego wybrzeża dominowały wiatry z sektora południowego i zachodniego. W Helu przewaga wiatru zachodniego nad pozostałymi kierunkami była największa, podobnie jak w wieloleciu (rys. I.2.1).



Rys. I.2.1. Róże wiatrów na wybranych stacjach polskiego wybrzeża; róże górne: częstość występowania kierunków (kolor czerwony – 2017 rok, kolor fioletowy – wielolecie 2007–2016), róże dolne – prędkość średnia w sektorach (kolor zielony – rok 2017, kolor granatowy – wielolecie 2007–2016)

Procentowy rozkład średniej prędkości wiatru w ośmiu sektorach kierunku w 2017 r. w Świnoujściu, Gdańsku Porcie Północnym i Helu był bardzo zbliżony do rozkładu w wieloleciu 2007–2016. W dwóch pierwszych przypadkach procent występowania prędkości wiatru we wszystkich sektorach był praktycznie taki sam, jak w wieloleciu. Tylko w Helu wiatry były silniejsze we wszystkich kierunkach, co odzwierciedla większa wartość średnia prędkości w 2017 roku (tab. I.2.1). W Uście częściej występowały silniejsze wiatry północne oraz północno-wschodnie (rys. I.2.1).

Tabela I.2.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2017 r. i w wieloleciu 2007–2016 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Okres \ Stacja	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2017	3,2	5,4	5,5	4,4	4,8
2007–2016	3,2	5,3	4,8	3,8	4,9

W 2017 roku zarejestrowano znacznie mniejszy procent występowania ciszy, poza Helem. Największa różnica w stosunku do wielolecia (2007–2016) wystąpiła w Łebie (o około 2%) oraz w Świnoujściu (o około 0,9%). W Helu częstość ciszy była praktycznie taka sama w obu omawianych okresach (tab. I.2.2).

Istotnym elementem hydrodynamiki morza w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych są zmiany jego poziomu oraz prądy w strefie brzegowej, które wpływają zarówno na transport materii, jak również na warunki hydromorfologiczne. Szczególnie zmiany poziomu morza w okresie sztormów (spiętrzenia sztormowe) powodują konieczność rozwoju infrastruktury służącej ochronie terenów nadmorskich przed zalewaniem czy wręcz powodziami sztormowymi. Miara zagrożeń tej strefy jest częstość występowania poziomów osiągających lub przekraczających poziom ostrzegawczy i alarmowy.

Tabela I.2.2. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2017 r. i w wieloleciu 2007–2016 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Okres \ Stacja	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2017	1,0	0,1	0,2	0,4	0,4
2007–2016	1,9	0,6	2,2	0,5	0,7

Charakterystykę zmian poziomu morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2007–2017, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB z 24 pomiarów na dobę.

W 2017 r. częstość występowania stanów ostrzegawczych była znacznie większa na wybrzeżu wschodnim (rejon Zatoki Gdańskiej – stacja w Gdańsku – Port Północny oraz Władysławowo) w porównaniu do pozostałej części wybrzeża polskiego, podobnie jak to kształtowało się w wieloleciu 2007–2016 (tab. I.2.3). Najczęściej notowano stany ostrzegawcze – 3,76% na stacji w Gdańsku – Port Północny, najmniej (ok. 7-krotnie mniej) w Świnoujściu – 0,56% – nietypowo, bowiem zazwyczaj najrzadziej stany ostrzegawcze występują na wybrzeżu środkowym. Częstość występowania ostrzegawczych stanów morza w 2017 r. w stosunku do wielolecia była nieznacznie wyższa na wybrzeżu wschodnim, a także na wybrzeżu środkowym, natomiast na Zatoce Pomorskiej (stacja Świnoujście) była z kolei znacznie niższa (prawie o połowę).

W przebiegu sezonowym występowania stanów ostrzegawczych w zachodniej części wybrzeża zanotowano w styczniu, a przede wszystkim w grudniu, bardzo małą częstość występowania stanów ostrzegawczych (tab. I.2.4), natomiast w Kołobrzegu w grudniu 2017 r. nie notowano ich wcale. Z kolei na wybrzeżu wschodnim, w Gdańsku – PP w grudniu 2017 r., częstość występowania stanów ostrzegawczych wyniosła aż 21,4%, czyli prawie 3-krotnie więcej w stosunku do średnie wieloletniej (2007–2016) dla tej stacji. W okresie letnim, w czerwcu, w Świnoujściu wystąpiło wyjątkowo dużo stanów ostrzegawczych – 1,81% w stosunku do wielolecia 0,04%.

Stany alarmowe w 2017 r. pojawiały się na polskim wybrzeżu w styczniu oraz w okresie jesiennym, październiku do grudnia (tab. I.2.5). W styczniu na całym wybrzeżu obserwowano stany alarmowe, prawie kilkakrotnie częściej niż wynika to ze średniej wieloletniej, a szczególnie w Kołobrzegu (z częstością 2,96% w stosunku do 0,35% do średniej wieloletniej). Jesienią szczególnie częste było pojawianie się stanów alarmowych w październiku 2017 r., w zależności od stacji nawet kilkakrotnie większe. W listopadzie i grudniu było ich znacznie mniej, a nawet w niektórych miesiącach w Kołobrzegu

poziomów alarmowych nie zanotowano. Najmniej poziomów alarmowych w ciągu roku z całego wybrzeża notowano w Ustce 0,23% (tab. I.2.3).

Tabela I.2.3. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy (cm) na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2017 r. i w wieloleciu 2007–2016

Stacja \ Stan	Okres	Świnoujście	Kołobrzeg	Ustka	Władysławowo	Gdańsk – Port Ptn.
ostrzegawczy	2007–2016	0,97	0,72	0,66	2,46	3,31
	2017	0,56	0,86	0,82	3,40	3,76
alarmowy	2007–2016	0,40	0,04	0,06	0,64	0,86
	2017	0,92	0,25	0,23	0,98	0,94

Tabela I.2.4. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających poziom ostrzegawczy w poszczególnych miesiącach na stacjach polskiego wybrzeża w 2017 r. i wieloleciu 2007–2016

Stacja/JCWP	Poziom ostrzegawczy [cm]	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście/ PLTWWB7	560	2007–2016	3,16	0,69	1,16	0,17	0,09	0,04	0,01		0,33	1,63	1,90	2,39
		2017	1,34	0,30		0,14		1,81				0,94	1,94	0,27
Kołobrzeg/ PLCWIWB8	570	2007–2016*	4,02	1,00	0,43	0,01					0,25	0,33	0,93	1,65
		2017	2,42									5,51	2,22	
Ustka/ PLCWIWB6W, PLCWIWB6E	570	2007–2016	3,83	0,78	0,39	0,01						0,69	0,79	1,40
		2016	2,69									4,70	2,36	
Władysławowo/ PLCWIB3	550	2007–2016	8,98	2,18	2,49	0,13			0,03	0,04	0,97	3,45	4,33	6,71
		2017	7,12									4,03	10,00	19,22
Gdańsk – Port Północny/ PLTWIWB4	550	2007–2016	10,62	3,28	3,49	0,19			0,04	0,20	2,49	5,27	5,61	8,39
		2017	7,12								0,69	3,90	11,53	21,37

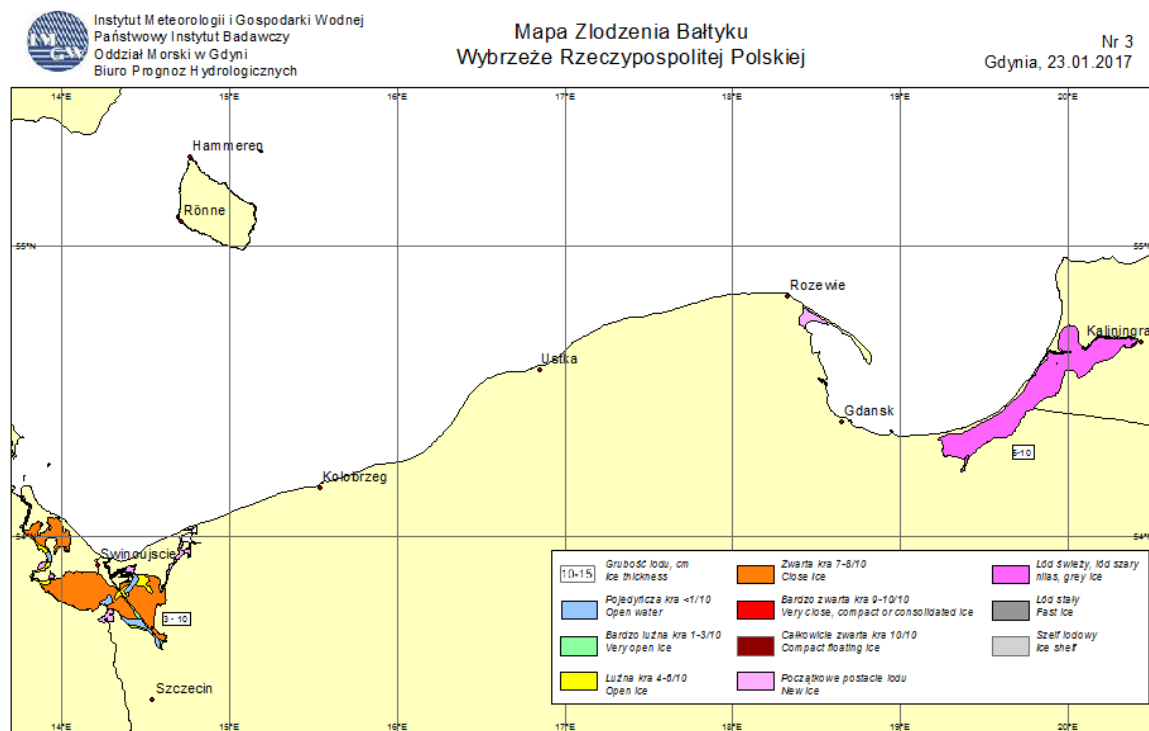
Tabela I.2.5. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających poziom alarmowy w poszczególnych miesiącach na stacjach polskiego wybrzeża, w 2017 r. i wieloleciu 2007–2016

Stacja/JCWP	Poziom alarmowy [cm]	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście/ PLTWWB7	580	2007–2016	1,73	0,44	0,28						0,32	0,90	0,44	0,69
		2017	5,11									4,97	0,83	
Kołobrzeg/ PLCWIWB8	610	2007–2016*	0,35	0,01										0,15
		2017	2,96											
Ustka/ PLCWIWB6W, PLCWIWB6E	600	2007–2016	0,52									0,07		0,11
		2017	2,42									0,27		
Władysławowo/ PLCWIB3	570	2007–2016	4,21	0,71	0,07							0,65	0,63	1,37
		2017	5,24									4,97	1,25	0,13
Gdańsk – Port Północny/ PLTWIWB4	570	2007–2016	5,54	1,19	0,13							1,12	0,72	1,61
		2017	4,97									4,97	0,97	0,13

* w Kołobrzegu w październiku 2009 r. brak 24 pomiarów na dobę, kiedy występowały stany ostrzegawcze/alarmowe

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 2016/17 na polskim wybrzeżu był krótki i łagodniejszy niż sezon 2015/16. W strefie brzegowej otwartego morza lód nie pojawił się. Złodzenie w polskiej strefie przybrzeżnej w tym sezonie lodowym nie spowodowało trudności nawigacyjnych, z wyjątkiem toru wodnego Szczecin – Świnoujście.

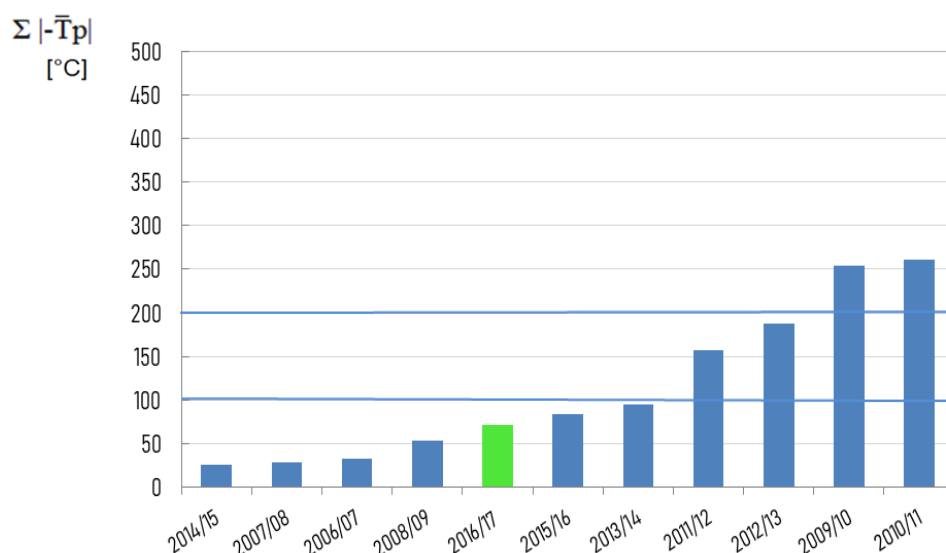


Rys. I.2.2. Maksymalny zasięg złodzenia w zimie 2016/17 w polskiej strefie brzegowej

W 2017 roku wystąpiły dwa okresy większego chłodu, na początku stycznia i w lutym, ale i tak przeważał wtedy lekki mróz. Średnie miesięczne temperatury powietrza na polskim wybrzeżu były dodatnie (oprócz miesiąca stycznia na wybrzeżu zachodnim) i dużo wyższe od wartości średnich wieloletnich z okresu 1961–1990. W polskiej strefie brzegowej największe złodzenie wystąpiło 23 stycznia 2017 r. (rys. I.2.2). Niewielka liczba dni z ujemnymi temperaturami powietrza oraz dwa okresy ochłodzenia oraz stosunkowo wysoka temperatura wody, spowodowały, że występowanie zjawisk lodowych ograniczyło się do portów wybrzeża zachodniego wraz z Zalewem Szczecińskim, Zalewem Wiślanym i Zatoką Puckiej.

Dla południowego obszaru Morza Bałtyckiego "zimna suma" ("cold sum") temperatury powietrza w 2016/17 stanowiła łagodną zimę i jest piątą najcieplejszą zimę w okresie 2006–2017 (rys. I.2.3) (Stanisławczyk 2017).

Na początku stycznia pierwszy większy spadek temperatury powietrza poniżej zera spowodował wystąpienie pierwszego lodu na Zalewie Szczecińskim, Zalewie Wiślanym i Zatoce Puckiej, ale dopiero w połowie stycznia złodzenie wystąpiło na torze wodnym Szczecin–Świnoujście oraz portach wybrzeża zachodniego i Szczecinie. Kolejny napływ mroźnego powietrza na początku lutego powodował ponowny rozwój zjawisk lodowych lub ich nasilenie na obszarach gdzie dotąd lód się utrzymywał. W strefie brzegowej otwartego morza lód nie pojawił się. Na Zalewie Szczecińskim oraz Zalewie Wiślanym lód występował bez przerw i dlatego ilość dni z lodem jest równa długości sezonu lodowego dla tych akwenów, natomiast na Zatoce Puckiej pojawiał się w dwóch okresach. Najczęściej notowano krę, śryż i lód brzegowy. Stały lód obserwowano na Zatoce Puckiej i na Zalewie Szczecińskim oraz Zalewie Wiślanym.



Rys. I.2.3. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu” dla polskiego wybrzeża, 2006/07 – 2016/17

Najwięcej dni z lodem było na Zalewie Szczecińskim 50 dni i Wiślanym – 53 dni (tab. I.2.6), lecz znacznie mniej w porównaniu do średniej wieloletniej dla tych akwenów. Ostatni lód wystąpił na Zalewie Szczecińskim 25 lutego. Najdłużej lód utrzymywał się na Zalewie Wiślanym do 27 lutego.

Tabela I.2.6. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2016/17

Stacje	Pierwszy lód	Ostatni lód	Długość sezonu	Liczba dni z lodem	Max grubość
Porty:					
Darłowo	7,01	18,02	43	17	5
Kotłobrzeg/PLCMIWB8	11,02	15,02	5	5	5
Dziwnów/PLTWWWB6	16,01	21,02	37	35	10
Świnoujście/PLTWWWB7	16,01	19,02	35	34	10
Zalewy/wody przybrzeżne:					
Zalew Wiślanym/PLTWMB1	6,01	27,02	53	53	20
Puck, port i wody przyległe PLTWIWB2	6,01	22,02	48	34	15
Zalew Szczeciński/PLTWIWB8	7,01	25,02	50	50	20
Tor wodny Szczecin –Świnoujście/ PLTWMB8	16,01	23,02	39	39	15

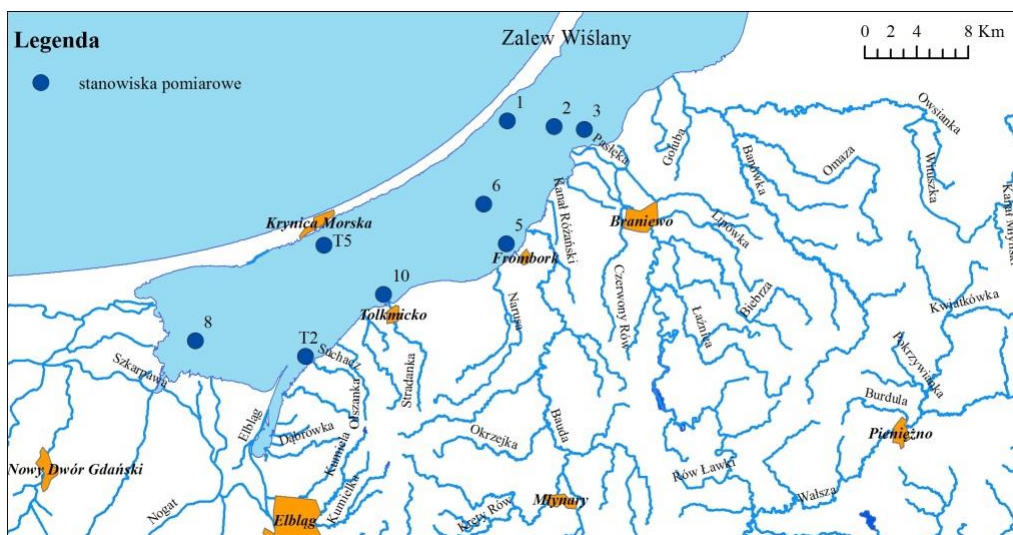
Zima 2016/17 była łagodna na całym Bałtyku, nie tylko w polskiej strefie przybrzeżnej. Maksymalny zasięg lodu na Bałtyku wyniósł około 102.000 km² (zima łagodna) w dniu 12 lutego 2017 r. Ze względu na objętość lodu maksymalna war- tość wystąpiła około 7 marca i wynosiła około 16,4 km³.

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 km² (powierzchnia całego zbiornika – 838 km²).

W 2017 r. badania polskiej części wód Zalewu Wiślanego, objęte Państwowym Monitorowaniem Środowiska, wykonano na 9 stanowiskach pomiarowych w zakresie monitoringu diagnostycznego, operacyjnego i badawczego (rys. I.3.1).



Rys. I.3.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych Zalewu Wiślanego w 2017 r.

Ocenę jakości wód wykonano w oparciu o 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).

Ocena potencjału ekologicznego

Elementy biologiczne

Ocena elementów biologicznych została wykonana w oparciu o wyniki badań fitoplanktonu i chlorofilu a, makroglonów i okrytozależek oraz makrobezkręgowców bentosowych z 2017 r. Wykorzystano również wyniki badań ichtiofauny wykonane w 2017 r. przez Morski Instytut Rybacki – PIB w Gdyni. Badania elementów biologicznych wykonano w oparciu o metodyki z Przewodników metodycznych do badań terenowych i analiz laboratoryjnych elementów biologicznych wód przejściowych i przybrzeżnych.

Fitoplankton. Próbkę do badań pobrano z 9 stanowisk pomiarowych (rys. I.3.1) w marcu, kwietniu, maju, czerwcu, sierpniu i we wrześniu. Średnią liczebność i bioobjętość obliczono z całego sezonu pomiarowego.

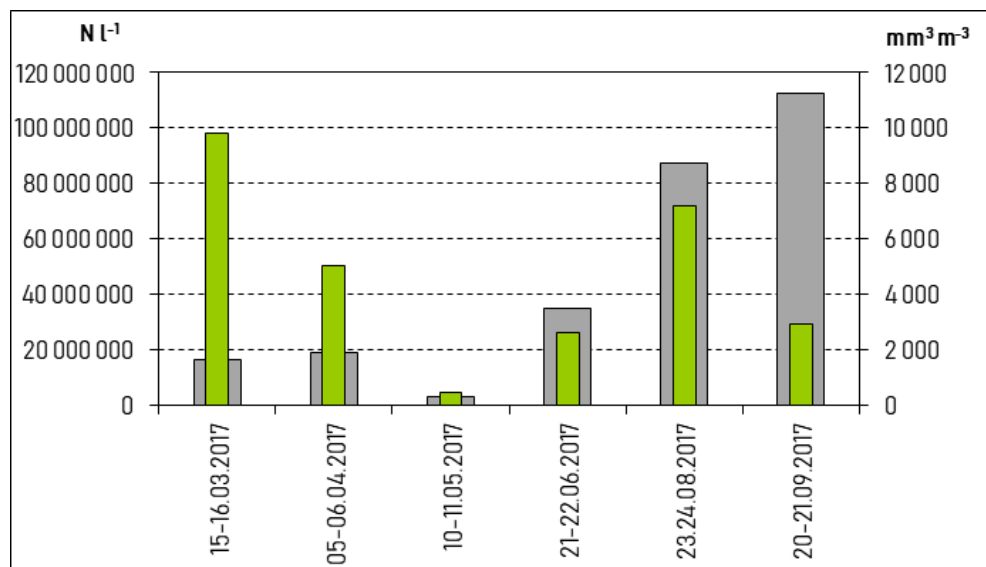
Skład gatunkowy fitoplanktonu w 2017 r. był bogatszy w porównaniu z rokiem 2016 i 2015, w których oznaczono odpowiednio 63 i 65 taksony, natomiast uboższy, niż w latach wcześniejszych. Oznaczono 8 grup taksonomicznych (Cyanophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Chryzophyta, Chlorophyta, Haptophyta, Ciliophora, Euglenophyta) reprezentowanych przez 88 taksonów (w 2013 r. oznaczono 111 taksonów, w 2014 – 93). Największą różnorodnością gatunkową charakteryzowały się Chryzophyta, Chlorophyta i Cyanophyta (oznaczono odpowiednio 27 gat., 24 gat. i 22 gat.). W 2016 r. Chryzophyta reprezentowało 12 gatunków, Chlorophyta 24 gatunki, a Cyanophyta 18 gatunków. Liczba gatunków oznaczonych na poszczególnych stanowiskach mieściła się w zakresie od 47 (st. 1) do 60 (st. T2).

Średnia całkowita liczebność fitoplanktonu w 2017 r. wyniosła 45.504.214 jednostek (N) w litrze (rys. I.3.2). Maksimum liczebności fitoplankton osiągnął we wrześniu (112.399.548 N l⁻¹). Liczebność fitoplanktonu podlegała zmianom sezonowym. Od marca do kwietnia obserwowano wzrost liczebności fitoplanktonu, w maju nastąpił zdecydowany spadek, a od czerwca ponowny, gwałtowny, wzrost. W marcu, w składzie fitoplanktonu zdecydowanie dominowały Chryzophyta, w kwietniu Chryzophyta współdominowały z Dinophyta, w maju największą liczebność uzyskiwały Chlorophyta, natomiast od czerwca do końca sezonu pomiarowego zdecydowanie dominowały Cyanophyta. Grupą o największej średniej liczebności w sezonie pomiarowym były Cyanophyta (36.104.737 N l⁻¹). W układzie przestrzennym średnia całkowita liczebność wahała się od 19.668.914 (st. T2) do 67.421.104 N l⁻¹ (st. 10).

Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w 2017 r. wyniosła 4.672,57 mm³ m⁻³ (rys. I.3.2). Maksimum bioobjętości wystąpiło w kwietniu i sierpniu (odpowiednio 9.819,40 i 7.206,64 mm³ m⁻³). Spośród grup taksonomicznych największą średnią bioobjętość posiadały Chryzophyta i Cyanophyta (odpowiednio 1.981,50 i 1.542,17 mm³ m⁻³). Zdecydowane minimum bioobjętości stwierdzono w maju (437,23 mm³ m⁻³). Biorąc pod uwagę sezonową zmienność bioobjętości, w składzie fitoplanktonu w marcu i kwietniu dominowały Chryzophyta, w maju i czerwcu Chlorophyta, w sierpniu i we wrześniu Cyanophyta. W układzie przestrzennym wartości średniej całkowitej bioobjętości wahały się od 2.663 mm³ m⁻³ (st. T2) do 6.289,26 mm³ m⁻³ (st. 6).

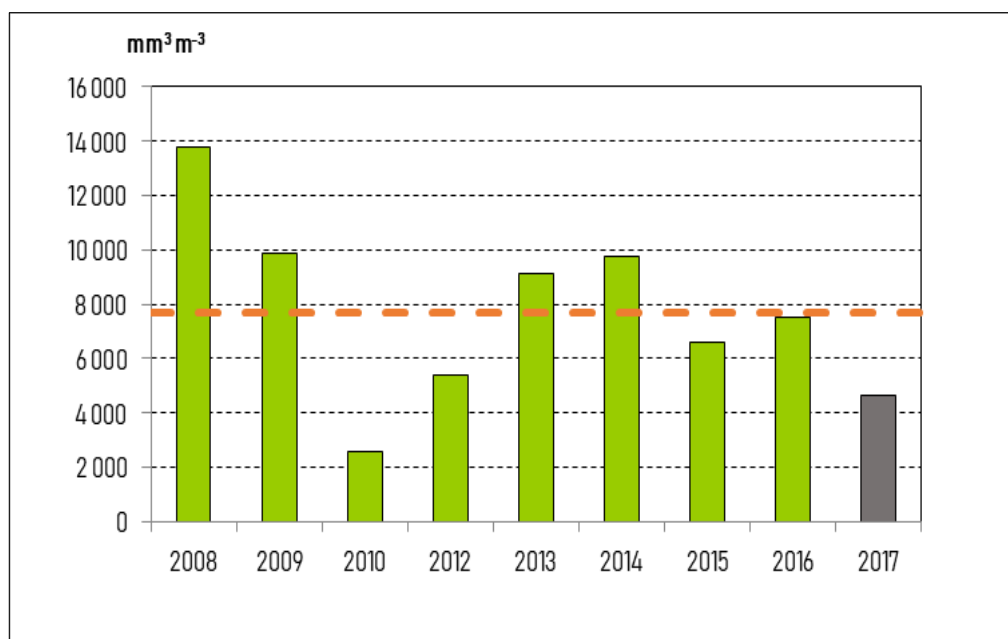
W 2017 r. obserwowano typową zmienność sezonową bioobjętości fitoplanktonu z dominacją okrzemek na początku sezonu wegetacyjnego, zielenic na przełomie maja i czerwca oraz sinic w pozostałej części sezonu. W omawianym sezonie pomiarowym stwierdzono wyjątkowo niskie wartości bioobjętości fitoplanktonu, co szczególnie było widoczne w trakcie badań majowych.

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 60,98 mg m⁻³ (= 60,98 µg l⁻¹) (rys. I.3.4) i zakwalifikowała wskaźnik do V klasy (zły potencjał).



Rys. I.3.2. Liczebność (N l⁻¹) i bioobjętość (mm³ m⁻³) fitoplanktonu Zalewu Wiślanego w oparciu o badania wykonane w 2017 r.

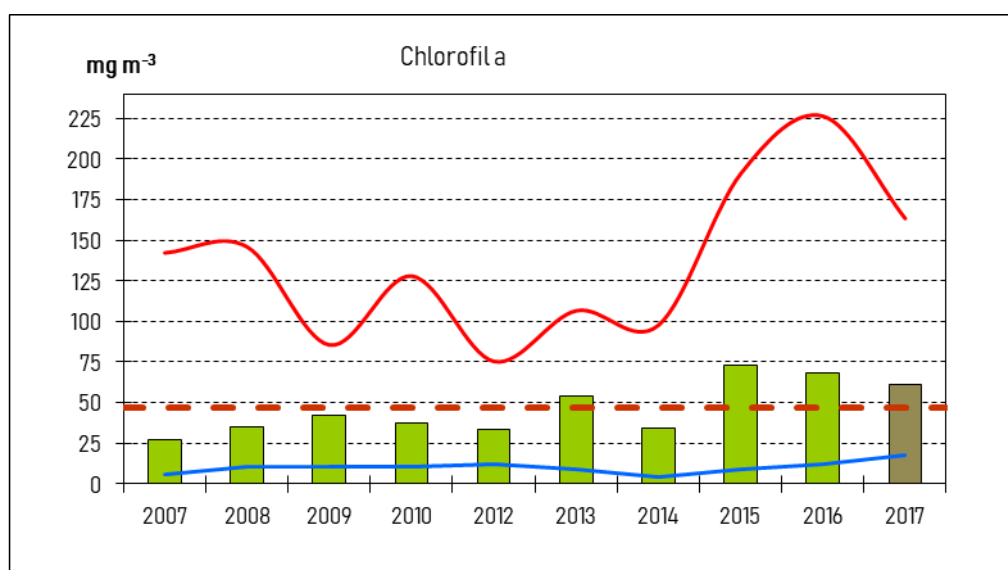




Rys. I.3.3. Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008 – 2017 (średnie z sezonu pomiarowego)

śr.

 średnia 2008 – 2017



Rys. I.3.4. Stężenie chlorofilu a w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2007–2017 (średnie z sezonu pomiarowego)

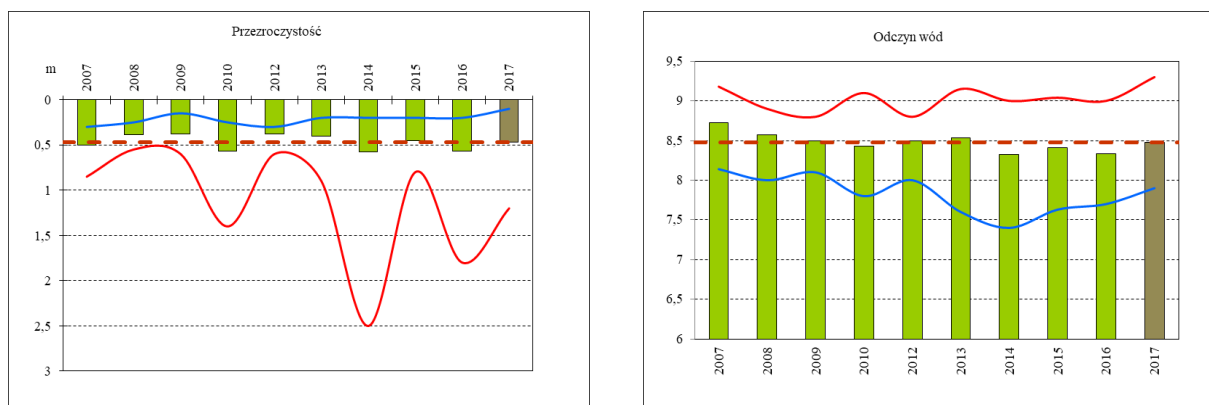
śr.

 min.

 max.

 średnia 2007–2017

Rozwój fitoplanktonu jest jednym z czynników kształtujących przezroczystość i odczyn wód akwenu. Wody Zalewu charakteryzują się niską przezroczystością i wysokim, zasadowym pH. W 2017 r. przezroczystość wód, mierzona w trakcie poboru próbek, mieściła się w zakresie od 0,1 do 1,2 m. Średnia wartość z sezonu pomiarowego wyniosła 0,47 m (rys. I.3.5). Odczyn wód Zalewu wahał się w przedziale od 7,94 do 9,30, przy średniej z roku 8,48 (rys. I.3.5).



Rys. I.3.5. Przejrzystość i odczyn wód Zalewu Wiślanego w latach 2007 – 2017 (średnie z sezonu pomiarowego)



Makroglony i okrytozależkowe. Badania makroglonów i okrytozależkowych w Zalewie Wiślanym w 2017 r. wykonano dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym, na przełomie czerwca i lipca oraz we wrześniu, na 34 stanowiskach. Występowanie roślin stwierdzono na 15 stanowiskach w czerwcu (oznaczono 14 taksonów) i 4 we wrześniu (oznaczono 3 taksony). Liczba taksonów na stanowiskach występowania roślin wahała się od 1 do 8. Stanowiskami o największej różnorodności były stanowiska 16 (8 taksonów) oraz 14, 24 i 25 (po 7 roślin na każdym). Stanowiska 16 i 14 znajdują się w rejonie ujścia Szkar-pawy i Nogatu, stanowiska 24 i 25 w rejonie Kątów Rybackich (Zatoki Kąckiej). Najliczniej występującym gatunkiem, zarówno w czerwcu, jak i we wrześniu był *Potamogeton perfoliatus*. W oparciu o uzyskane wyniki badań został obliczony wskaźnik SM, który wyniósł 0,8 (II klasa).

Makrobezkręgowce bentosowe. W 2017 r. badania makrobezkręgowców bentosowych Zalewu Wiślanego wykonano w czerwcu. Próbkę do badań pobrano z 9 stanowisk pomiarowych (rys. I.3.1). W próbkach oznaczono 7 taksonów, które następnie zostały wykorzystane do obliczeń multimetrycznego wskaźnika jakości ekologicznej B (*Chironomus plumosus*, *Marenzelleria neglecta*, *Dreissena polymorpha*, *Hediste diversicolor*, *Lubmbriculus variegatus*, *Haplotaxidae sp.*, larwy owadów). Wartość wskaźnika B wyniosła 1,56 (V klasa).

W trakcie badań, zaobserwowano występowanie gatunków obcych: *Rangia cuneata* i *Rhithropanopeus harrisii*. Pierwszy z nich (*Rangia cuneata*) został znaleziony na wszystkich stanowiskach pomiarowych. Jest to małż pochodzący z Zatoki Meksykańskiej, w Europie pojawił się w słonawych wodach Belgii przed 2005 rokiem. Po raz pierwszy w Zalewie Wiślanym gatunek zaobserwowano podczas badań prowadzonych w 2012 roku na stanowisku granicznym (nr 2). *Rhithropanopeus harrisii* w 2017 r. występował na jednym stanowisku (T5).

Ichtiofauna. Badania ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2017 r. zostały wykonane na 4 stanowiskach pomiarowych. Do charakterystyki zbiorowisk ryb zastosowano indeks stanu ichtiofauny (SI), który składa się z szeregu wskaźników częstotkowych wskazanych dla JCWP.

Wartość indeksu SI, wyznaczonego na podstawie danych z 2017 r. **wyniosła 2,08 (EQR = 0,42) i odpowiada 4 klasie.**

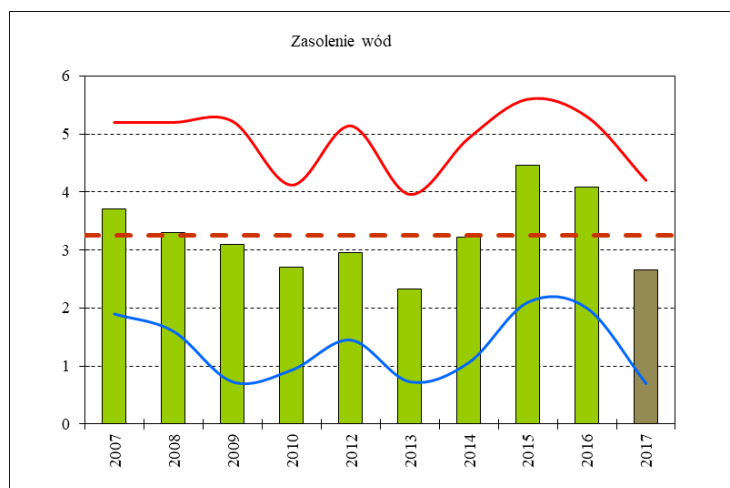
Elementom biologicznym przypisano klasę V – zły potencjał. Zgodnie z obowiązującym rozporządzeniem o wyniku klasyfikacji elementów biologicznych zdecydowały wskaźniki, którym nadano najmniej korzystną klasę (chlorofil a i makrobezkręgowce bentosowe).

Elementy fizykochemiczne

W 2017 r. badania wskaźników fizykochemicznych prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych, od marca do września, wspólnie z badaniami fitoplanktonu.

Zasolenie wód Zalewu Wiślanego jest wynikiem oddziaływania szeregu czynników. Do najważniejszych należą wielkość zasilania rzeczno i częstość wlewów wód morskich. Najniższe wartości występują wczesną wiosną, w związku z intensywnym dopływem słodkich wód rzecznych, najwyższe w okresie jesiennych sztormów i związanych

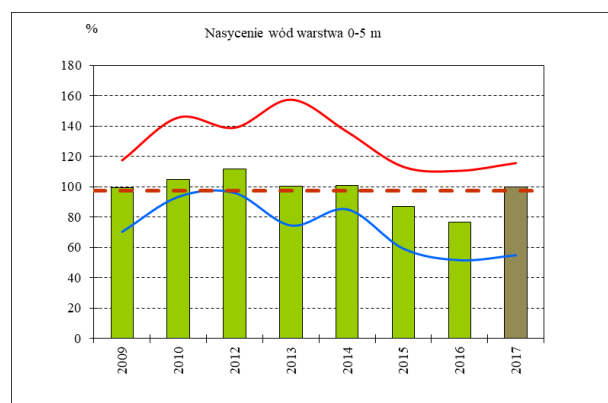
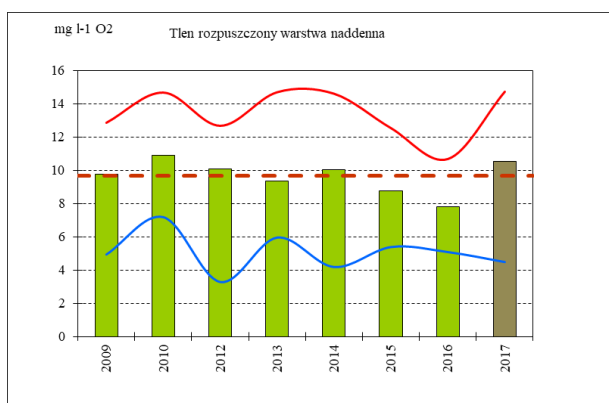
z nimi wlewami zasolonych wód z Zatoki Gdańskiej. W 2017 r. wartości zasolenia (rys. I.3.6) mieściły się w zakresie od 0,7 do 4,2 (PSS78) i były znacznie niższe niż w latach 2015 i 2016, a także niższe od średniej z wielolecia.



Rys. I.3.6. Zasolenie wód Zalewu Wiślanego w latach 2007–2017 (średnie z sezonu badawczego)



Na sezonowe zmiany natlenienia wód wpływają zarówno czynniki klimatyczne, jak i dynamika produkcji pierwotnej. Intensywnym zakwitom fitoplanktonu towarzyszą okresy wysokiego natlenienia powierzchniowej warstwy wód i niskie stężenia tlenu rozpuszczonego w warstwie naddennej. Obecnie do oceny stopnia natlenienia wód przejściowych, stosowane są dwa wskaźniki: stężenie tlenu rozpuszczonego nad dnem (wart. minimalna) oraz nasycenie tlenem warstwy wód 0–5 m (wart. maksymalna). W 2017 r. minimalne stężenie tlenu nad dnem wyniosło 4,5 mg l⁻¹, maksymalne nasycenie tlenem warstwy 0–5 m 116 %. Wartości średnie obu wskaźników były nieznacznie wyższe od średniej z wielolecia (rys. I.3.7).

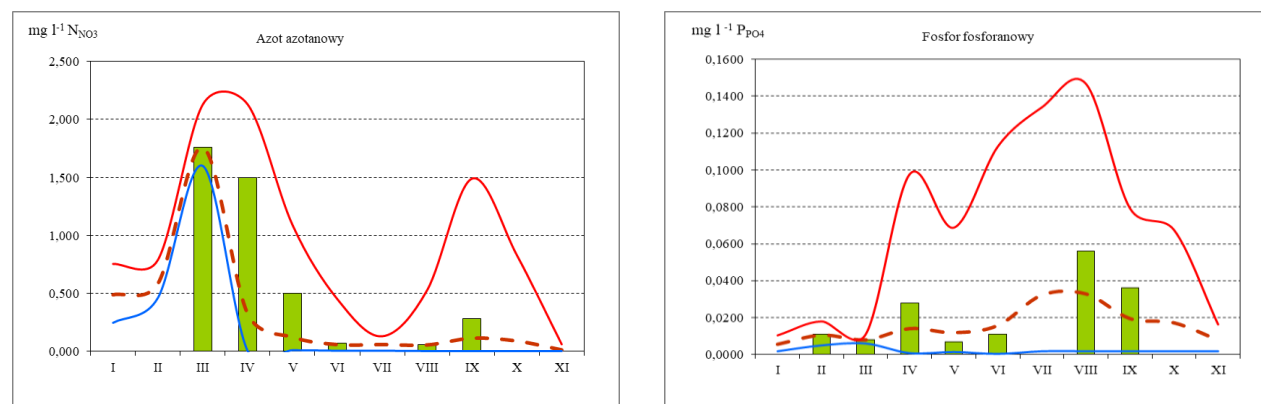


Rys. I.3.7. Natlenienie wód Zalewu Wiślanego w latach 2009 – 2017 (średnie z sezonu badawczego)

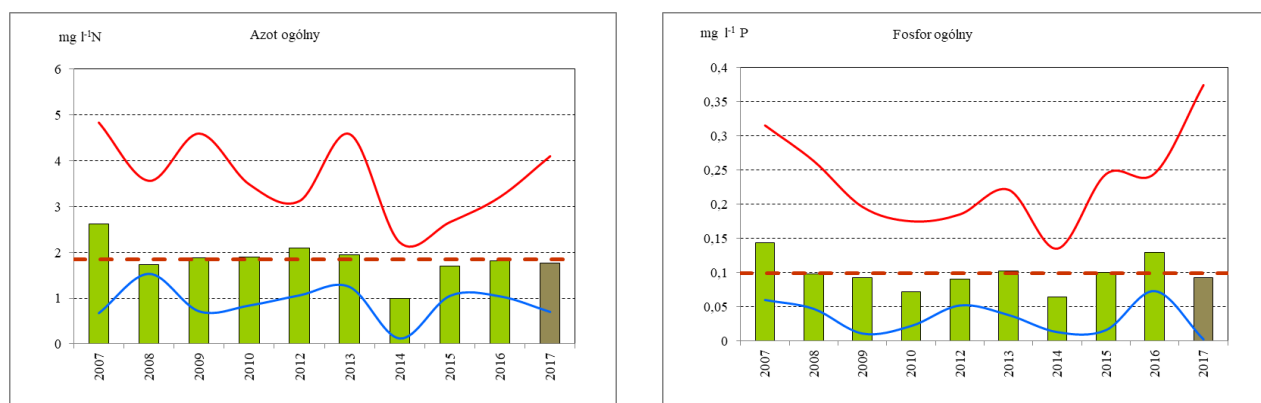


Zawartość związków biogenych w Zalewie Wiślanym charakteryzuje zmienność sezonowa. Maksymalne stężenia notowane są zwykle zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem wegetacji, która rusza zaraz po zejściu lodu, utrzymując się zwykle na Zalewie przez cały okres zimowy. Zima 2017 r. należała do łagodnych. Lód utrzymywał się przez 53 dni, od 06.01 do 27.02.2017 r. (Stanisławczyk 2017). Pierwszy pobór próbek do badań odbył się 16.03.2017 r., w dwa tygodnie po zejściu lodu. Otrzymane wartości stężeń wskazują wielkość zimowej puli biogenów będącej bazą pokarmową wiosenne- go fitoplanktonu. Stężenia mineralnych form azotu najwyższe wartości osiągnęły w okresie zimowym, mieściły się w przedziale od 1,6 do 2,13 mg N-NO₃ l⁻¹ i znacznie przewyższały stężenia z wielolecia (rys. I.3.8). W przypadku fosforu fosfo-

ranowego maksymalne wartości stężeń wystąpiły w sierpniu i mieściły się w zakresie od 0,031 do 0,146 mg P-PO₄ l⁻¹ (rys. I.3.8). Stężenia ogólnych form azotu i fosforu odzwierciedlające wielkość produkcji pierwotnej, utrzymywały się na poziomie średniej z wielolecia (rys. I.3.9). Zakresy stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego wynosiły odpowiednio: od 0,652 do 4,090 mg Nl⁻¹ (średnia roczna 1,762 mg Nl⁻¹) i od 0,0025 do 0,374 mg Pl⁻¹ (średnia roczna 0,093 mg Pl⁻¹).



Rys. I.3.8. Stężenia azotu azotanowego i fosforu fosforanowego w wodach Zalewu Wiślanego w 2017 r. na tle stężeń z wielolecia.

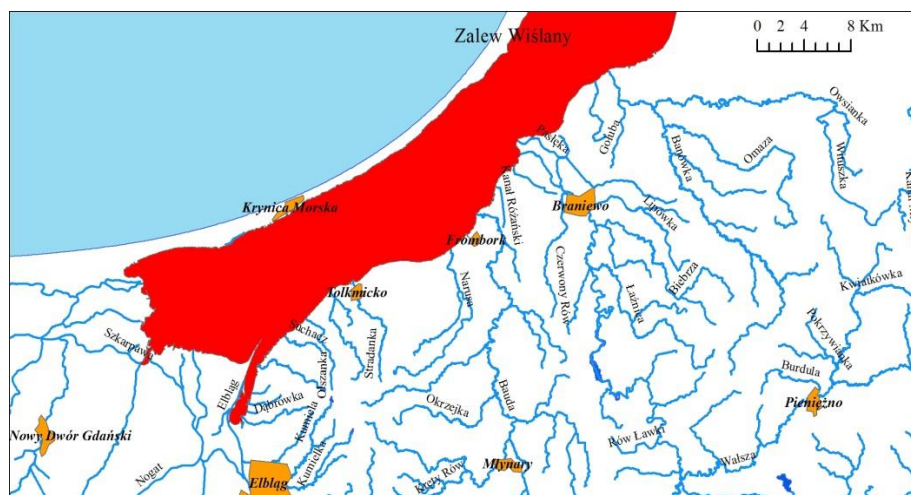


Rys. I.3.9. Stężenia azotu ogólnego i fosforu ogólnego w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2007 – 2017 (średnie z sezonu badawczego)



Elementy fizykochemiczne w 2017 r. nie spełniły wymagań klasy II ze względu na niską przezroczystość, wysoki, zasadowy odczyn wód, wysokie stężenia ogólnego węgla organicznego, azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego, aldehydu mrówkowego i selenu, co oznacza, że osiągnęły **potencjał poniżej dobrego (PPD)**.

Potencjał ekologiczny jednolitej części wód przejściowych Zalew Wiślany w 2017 r. oceniono jako **zły** (rys. I.3.10), z uwagi na ocenę wskaźników biologicznych (V klasa) i fizykochemicznych (PPD).



Rys. I.3.10. Ocena potencjału ekologicznego JCWP Zalew Wiśłany w 2017 r.



Ocena stanu chemicznego

Wykonując ocenę stanu chemicznego wykorzystano wyniki badań substancji priorytetowych i innych zanieczyszczeń wykonanych w 2017 r. w wodzie oraz organizmach żywych. W 2017 r. w związku z realizacją monitoringu diagnostycznego badania obejmowały cały zakres wskaźników chemicznych, określony w rozporządzeniu MŚ z 19 lipca 2016 r. *w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych*. Wystąpiły przekroczenia norm środowiskowych dwóch wskaźników badanych w wodzie (4.1.28 benzo(a)piren i benzo (g,h,i) perylen) oraz trzech wskaźników badanych w organizmach żywych (4.1.5 difenyletery bromowane, 4.1.21 rtęć, 4.1.44 heptachlor).

Wobec stwierdzonych przekroczeń stan chemiczny JCWP Zalew Wiśłany został oceniony jako poniżej dobrego (rys. I.3.11).



Rys. I.3.11. Ocena stanu chemicznego JCWP Zalew Wiśłany w 2017 r.



Podsumowanie

Ocena stanu wód jest wynikiem ocen potencjału ekologicznego i stanu chemicznego. W 2017 r. stwierdzono zły stan wód Zalewu Wiślanego (tab. I.3.1).

Tabela I.3.1. Ocena jakości JCWP Zalew Wiślany w 2017 r.

Elementy biologiczne		Elementy fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne	Potencjał ekologiczny	Stan chemiczny	Stan JCWP	
Fitoplankton		V KLASA	PPD	PPD	ZŁY	PSD	ZŁY
Chlorofil a	V klasa stan zły						
Makroglony i okrytożalążkowe							
Wskaźnik SM	II klasa stan dobry						
Makrobezkręgowce bentosowe							
Wskaźnik B	V klasa stan zły						
Ichtiofauna							
Wskaźnik SI	IV klasa stan słaby						

PPD – poniżej potencjału dobrego, PSD – poniżej stanu dobrego

Szrafaem oznaczono ocenę potencjału silnie zmienionej części wód

W 2017 r. badania wód przejściowych (JCWP Zalew Wiślany), prowadzono w ramach monitoringu diagnostycznego na 9 stanowiskach pomiarowych. Stan JCWP Zalew Wiślany oceniono jako zły.

W dalszym ciągu głównym problemem akwenu jest eutrofizacja powodowana zarówno przez zasilanie w substancje biogenne z zewnątrz (dopływy rzekami, ze źródeł punktowych i obszarowych), jak i uwalnianie z osadów. Wynikiem eutrofizacji są występujące w okresie letnim zakwity fitoplanktonu, deficyty tlenowe nad dnem, ograniczenia przezroczystości wody, zmiany pH, które przyczyniają się do pogorszenia warunków bytowych organizmów wodnych (w tym też ryb) oraz obniżenia funkcji rekreacyjnej akwenu.

I.4. Województwo pomorskie



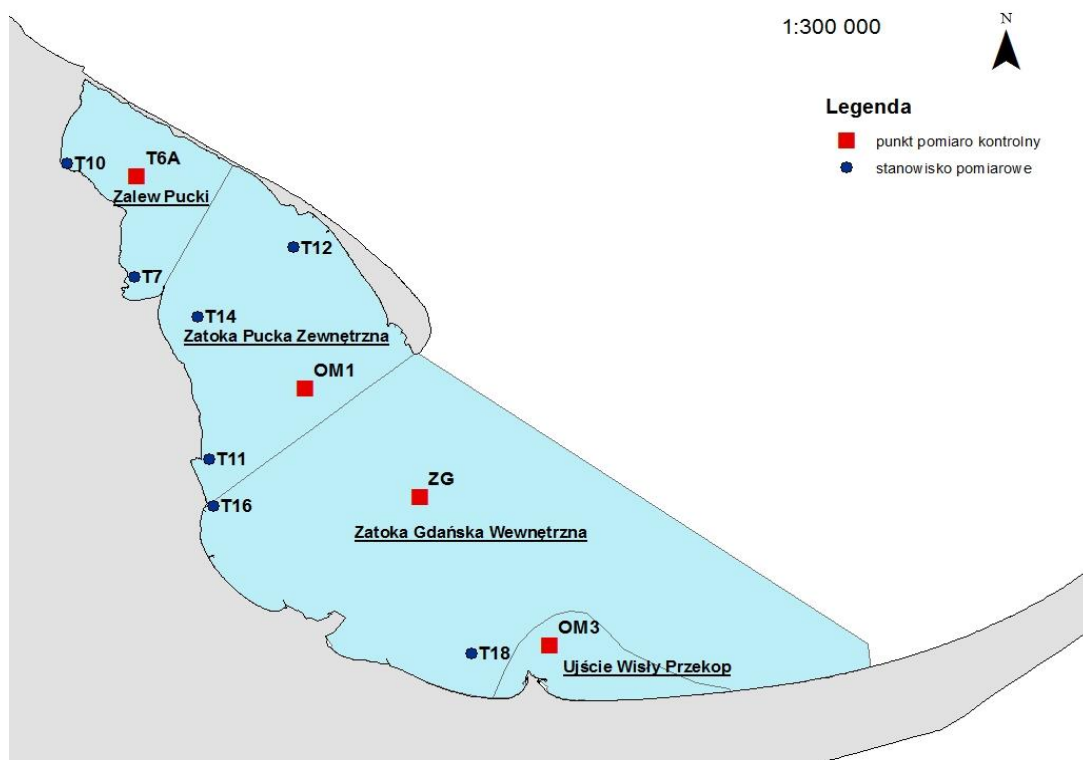
Fot. 1 Widok ze stanowiska T16 na Klif w Orłowie (fot. M.Bargiel)

W województwie pomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód przejściowych (JCWP) oraz siedem jednolitych części wód przybrzeżnych. Zgodnie z obowiązującą typologią od 2016 r. do naturalnych zaliczono wszystkie JCWP z wyjątkiem JCWP Port Władysławowo, a także JCWP Ujście Wisły. Zaliczone zostały one do wód silnie zmienionych. W tab. I.4.1 przedstawiono wykaz JCWP przylegających do województwa pomorskiego.

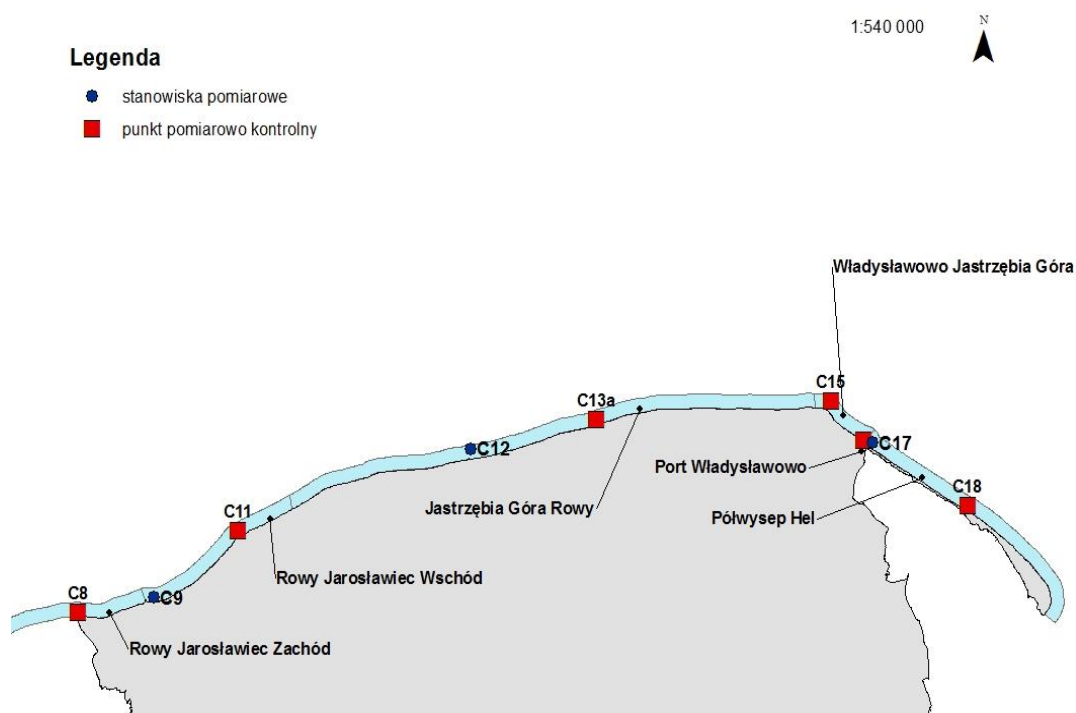
Tabela I.4.1. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego.

Nazwa JCWP	Kod JCWP	Rodzaj JCWP
Zalew Pucki	PLTWII WB 2	Naturalna
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PLTWIII WB 3	Naturalna
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PLTWIV WB 4	Naturalna
Ujście Wisły Przekop	PLTWV WB 5	Silnie zmieniona
Rowy Jarosławiec Zachód	PLCWII WB 6W	Naturalna
Rowy Jarosławiec Wschód	PLCWII WB 6E	Naturalna
Jastrzębia Góra Rowy	PLCWIII WB 5	Naturalna
Władysławowo Jastrzębia Góra	PLCWII WB 4	Naturalna
Port Władysławowo	PLCWI WB 3	Silnie zmieniona
Półwysep Hel	PLCWI WB 2	Naturalna
Mierzeja Wiślana	PLCWI WB 1	Naturalna

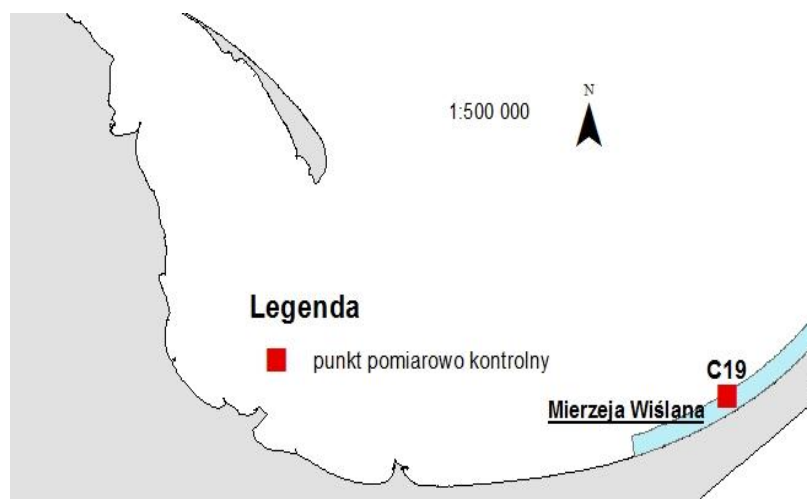
W 2017 roku w województwie pomorskim badania prowadzono na 4 punktach pomiarowo-kontrolnych i 7 stanowiskach pomiarowych w typie wód przejściowych oraz na 7 punktach pomiarowo-kontrolnych i 3 stanowiskach pomiarowych w typie wód przybrzeżnych. Rysunki I.4.1 – I.4.3 przedstawiają lokalizację punktów pomiarowo-kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych.



Rys. I.4.1. Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przejściowych Zatoki Gdańskiej



Rys. I.4.2. Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego



Rys. I.4.3. Lokalizacja punktu pomiarowo-kontrolnego w JCWP Mierzeja Wiślana

Zalew Pucki (PLTWII WB2)

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 badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo kontrolnego T6a.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $3,59 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Wskaźnik makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM_i) przyjął wartość 0,95 i przyporządkowano go do I klasy, natomiast wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI) wyniósł 1,75, co spowodowało zaliczenie go do IV klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy, o czym zadecydowało stężenie chlorofilu a i wskaźnik oceniający ichtiofaunę.

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 ogólny, przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Odczyn pH zaklasyfikowany został do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie, nasycenia wód tlenem oraz fosforu fosforanowego przyporządkowano do I klasy.

Stan ekologiczny określono na poziomie słabym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach. Przekroczone zostały wartości w biotach dla difenyloeterów bromowanych, rtęci i heptachloru.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Zalew Pucki określono na poziomie złym.

Zatoka Pucka Zewnętrzna (PLTWIII WB3)

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

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $4,58 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy. Wskaźnik makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM_i) przyjął wartość 0,73 i przyporządkowano go do III klasy, natomiast wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI) wyniósł 2,29, co spowodowało zaliczenie go do IV klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy, o czym zadecydował wskaźnik oceniający ichtiofaunę.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

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

Stan ekologiczny określono na poziomie słabym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach. Przekroczone zostały wartości w biotach dla difenylesterów bromowanych, rtęci i heptachloru.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna określono na poziomie złym.

Zatoka Gdańska Wewnętrzna (PLTWIVWB4)

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. Żaden wskaźnik nie był wykluczony z oceny.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $4,83 \text{ mg/m}^3$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do III klasy – stan umiarkowany. Zdecydowało o tym stężenie 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 i azot ogólny. Wskaźniki nasycenie wód tlenem, odczyn pH oraz fosfor ogólny zaliczone zostały do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie przyporządkowano do I klasy.

Stan ekologiczny JCWP określony został na poziomie umiarkowanym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach. Przekroczone zostały wartości w biotach dla difenylesterów bromowanych, rtęci i heptachloru.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Zatoka Gdańska Wewnętrzna określono na poziomie złym.

Ujście Wisły Przekop (PLTWVWB5)

Badania wód w JCWP Ujście Wisły Przekop prowadzono na punkcie pomiarowo-kontrolnym OM3. Badania przeprowadzono w zakresie monitoringu diagnostycznego i operacyjnego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $15,5 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) w roku 2017 przyjął wartość 3,1 i został zaklasyfikowany do III klasy. 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 poziomie poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: nasycenie wód tlenem, azot azotanowy, azot ogólny, azot mineralny i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Ogólny węgiel organiczny, fosfor ogólny i odczyn pH przyporządkowane zostały do II klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzi specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczono zostały one do II klasy.

Potencjał ekologiczny JCWP określony został na poziomie złym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Przekroczone zostało średnioroczne stężenie benzo(a)pirenu.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Ujście Wisły Przekop określono na poziomie złym.

Rowy Jarosławiec Zachód (PLCWII WB 6W)

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

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $9,83 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. W tej JCWP nie zaobserwowano zakwitów fitoplanktonu. Wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) w roku 2017 przyjął wartość 3,5 i został zaklasyfikowany do II klasy. 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, azot mineralny, fosfor ogólny, fosfor ogólny i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Ogólny węgiel organiczny i odczyn pH zaliczone zostały do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie oraz nasycenie wód tlenem oceniono w I klasie.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzi specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy.

Stan ekologiczny JCWP określony został na poziomie złym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Przekroczono zostało średnioroczne stężenie benzo(a)pirenu.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Rowy Jarosławiec Zachód określono na poziomie złym.

Rowy Jarosławiec Wschód (PLCWII 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 2017 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $9,07 \text{ mg/m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. W tej JCWP nie zaobserwowano zakwitów fitoplanktonu. Wskaźnik makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM₁) przyjął wartość 0,99 i przyporządkowano go do I klasy, zaś wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) przyjął wartość 3,9 i został zaklasyfikowany do I klasy. 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 poziomie poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, azot azotanowy, azot mineralny, fosfor ogólny i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Wskaźniki ogólny węgiel organiczny, fosfor fosforanowy oraz odczyn pH zaliczone zostały do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie oraz nasycenie wód tlenem oceniono w I klasie.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzi specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy.

Stan ekologiczny JCWP określony został na poziomie złym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Przekroczono zostało średnioroczne stężenie benzo(a)pirenu. Przekroczono zostały także wartości w biotach dla difenyl- i heptachloru.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Rowy Jarosławiec Wschód określono na poziomie złym.

Jastrzębia Góra – Rowy (PLCWIII 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 badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo kontrolnego C13a.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $8,23 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. 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 poziomie poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, azot azotanowy, fosfor ogólny, fosfor fosforanowy, nasycenie wód tlenem i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Odczyn pH zaklasyfikowany został do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie oceniono na I klasę.

Stan ekologiczny JCWP określono na poziomie złym.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Jastrzębia Góra – Rowy określono na poziomie złym.

Władysławowo – Jastrzębia Góra (PLCWII WB 4)

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

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $2,37 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV 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 poziomie poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Fosfor ogólny, fosfor fosforanowy, nasycenie wód tlenem oraz odczyn pH oceniono na II klasę. Stężenie tlenu rozpuszczonego oraz azotu azotanowego zaklasyfikowano do I klasy.

Stan ekologiczny JCWP określono na poziomie słabym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach. Przekroczone zostały wartości w biotach dla difenyloeterów bromowanych, rtęci, heptachloru i benzo(a)pirenu.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Władysławowo – Jastrzębia Góra określono na poziomie złym.

Port Władysławowo (PLCWI WB 3)

Badania wód w JCWP Władysławowo Jastrzębia Góra prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C16. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu diagnostycznego i operacyjnego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $10,7 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) w roku 2017 przyjął wartość 1,81 i został zaklasyfikowany do V klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy – stan zły na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a oraz wskaźnika oceniającego występowanie 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, fosfor ogólny, fosfor fosforanowy oraz przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Ogólny węgiel organiczny, odczyn pH, stężenie tlenu rozpuszczonego i nasycenie wód tlenem przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzi specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy.

Potencjał ekologiczny JCWP określony został na poziomie złym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Przekroczono zostało średnioroczne stężenie benzo(a)pirenu.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Port Władysławowo określono na poziomie złym.

Półwysep Hel (PLCWI WB2)

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

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $3,55 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) w roku 2017 przyjął wartość 2,6 i został zaklasyfikowany do IV klasy. 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: azot ogólny, fosfor ogólny i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego). Azot mineralny, nasycenie wód tlenem oraz odczyn pH zaklasyfikowano do II klasy. Azot azotanowy, tlen rozpuszczony oraz ogólny węgiel organiczny oceniono na I klasę.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W skład tej grupy wchodzi specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy.

Stan ekologiczny JCWP określono na poziomie złym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Przekroczono zostało średnioroczne stężenie benzo(a)pirenu.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Półwysep Hel określono na poziomie złym.

Mierzeja Wiślana (PLCWI WB1)

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

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu a w 2017 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $7,7 \text{ mg m}^{-3}$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) w roku 2017 przyjął wartość 3,58 i został zaklasyfikowany do II klasy. 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: azot ogólny, azot mineralny, fosfor ogólny oraz fosfor fosforanowy. Azot azotanowy, ogólny węgiel organiczny, nasycenie wód tlenem oraz przezroczystość (widzialność krążka Secchiego) przyporządkowano do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie zaklasyfikowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

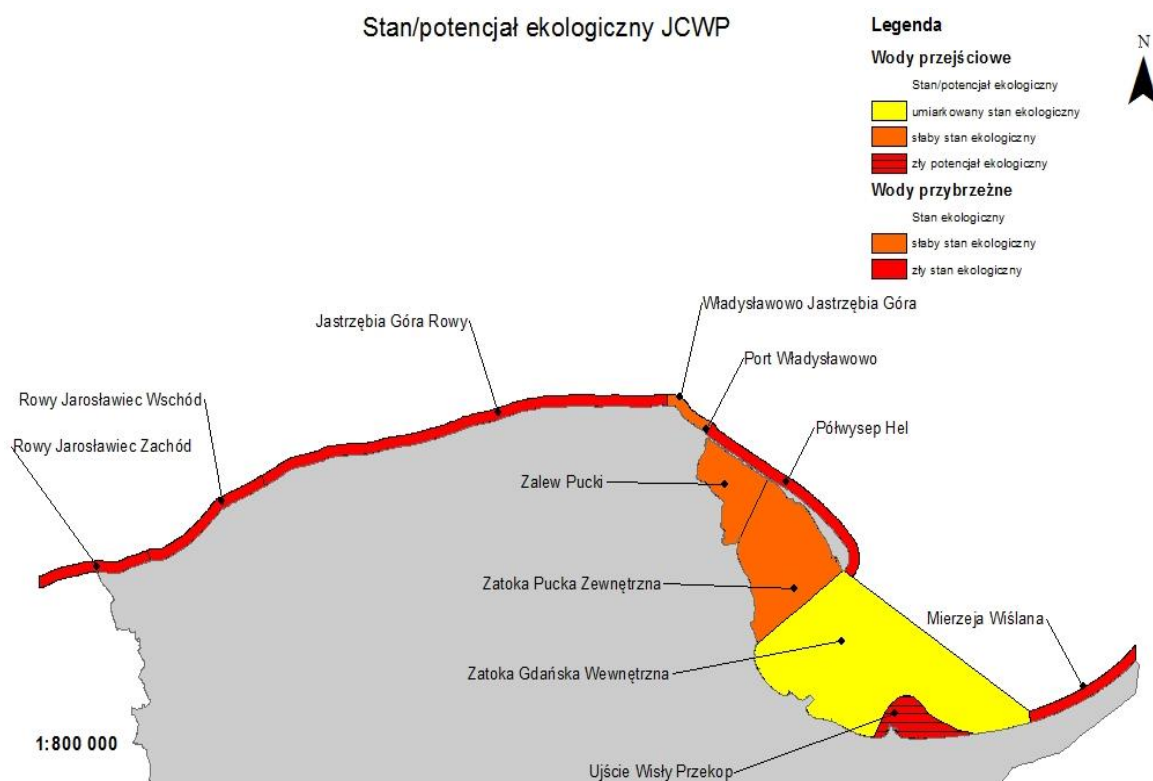
W skład tej grupy wchodzi specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Zaliczone zostały one do II klasy.

Stan ekologiczny JCWP określony został na poziomie złym. Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Przekroczono zostało średnioroczne stężenie benzo(a)pirenu.

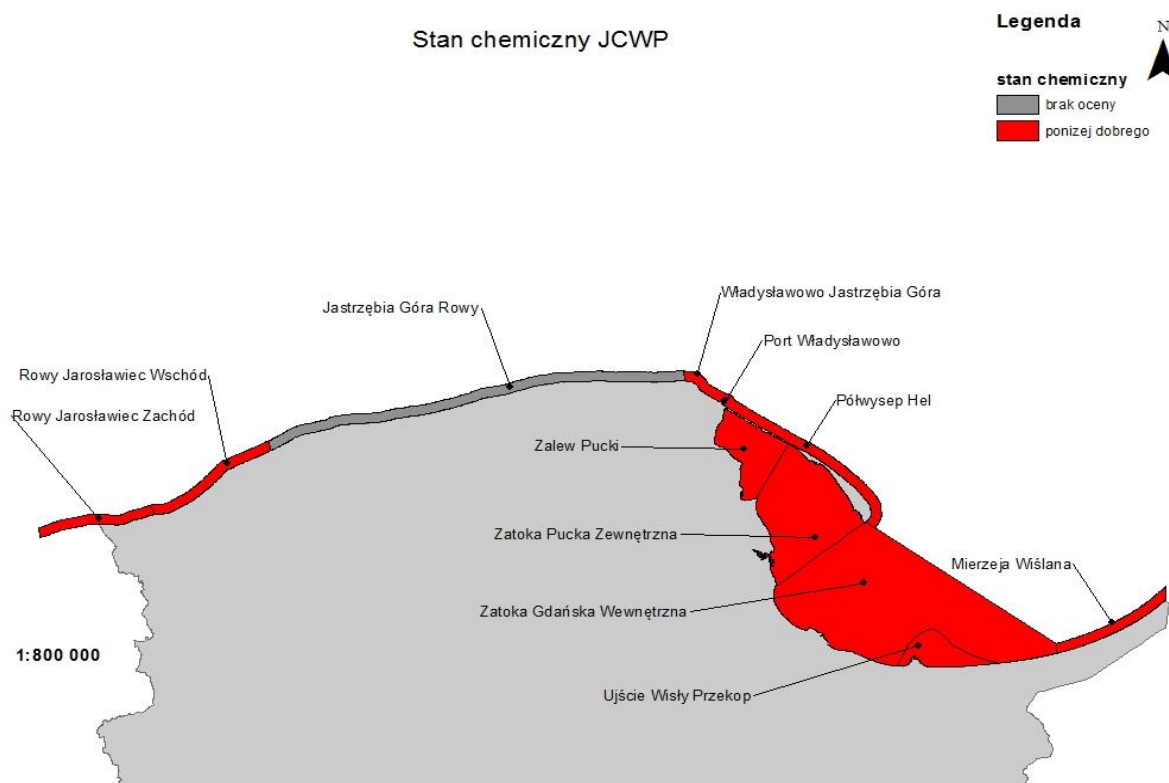
Ostatecznie stan ogólny JCWP Mierzeja Wiślana określono na poziomie złym.

Podsumowanie

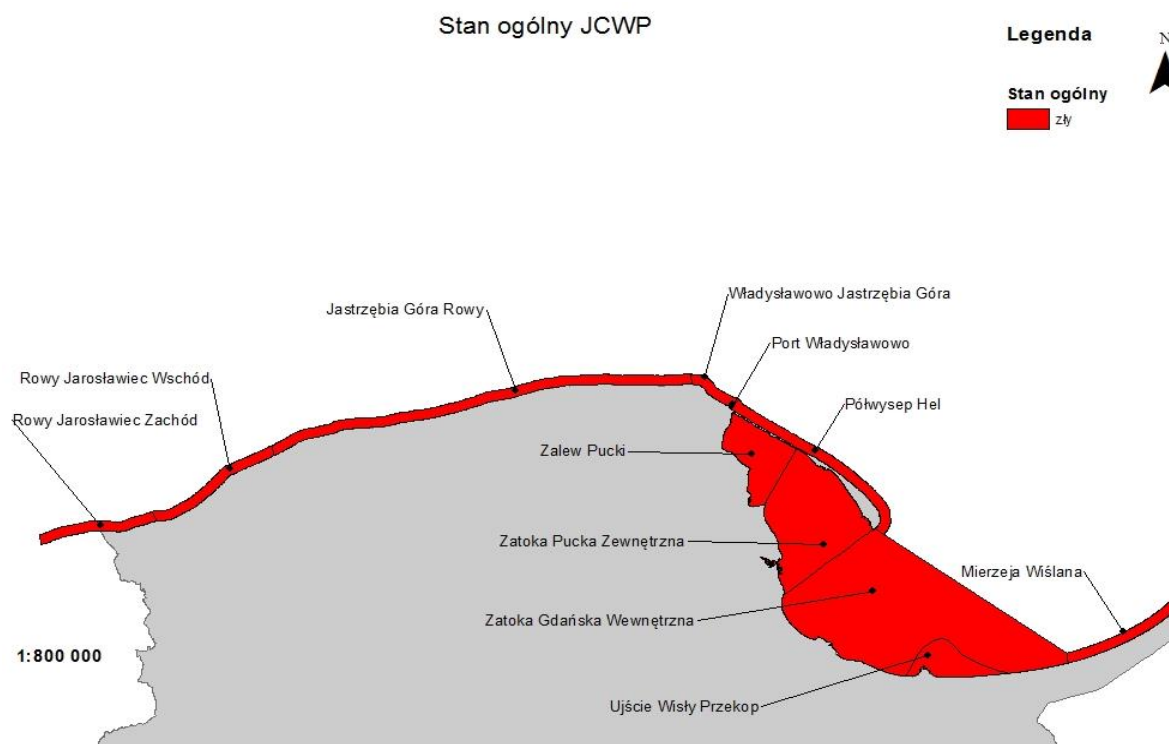
Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego jest wynikiem oceny stanu/potencjału ekologicznego (rys. 1.4.4) i stanu chemicznego (rys. 1.4.5). W 2017 roku stwierdzono zły stan ogólny wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych (rys. 1.4.6).



Rys. 1.4.4. Stan oraz potencjał ekologiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2017 roku



Rys. I.4.5. Stan chemiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2017 roku.



Rys. I.4.6. Stan ogólny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2017 roku.

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 Jarostawiec-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 tabeli I.5.1.

Tabela I.5.1. 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	PLTWWB9	Naturalna
Zalew Szczeciński	PLTWWB8	Silnie zmieniona (droga wodna, infrastruktura portowa)
Jarostawiec-Sarbinowo	PLCMIWB7	Naturalna
Sarbinowo-Dziwna	PLCMIWB8	Naturalna
Dziwna-Świna	PLCMIWB9	Naturalna

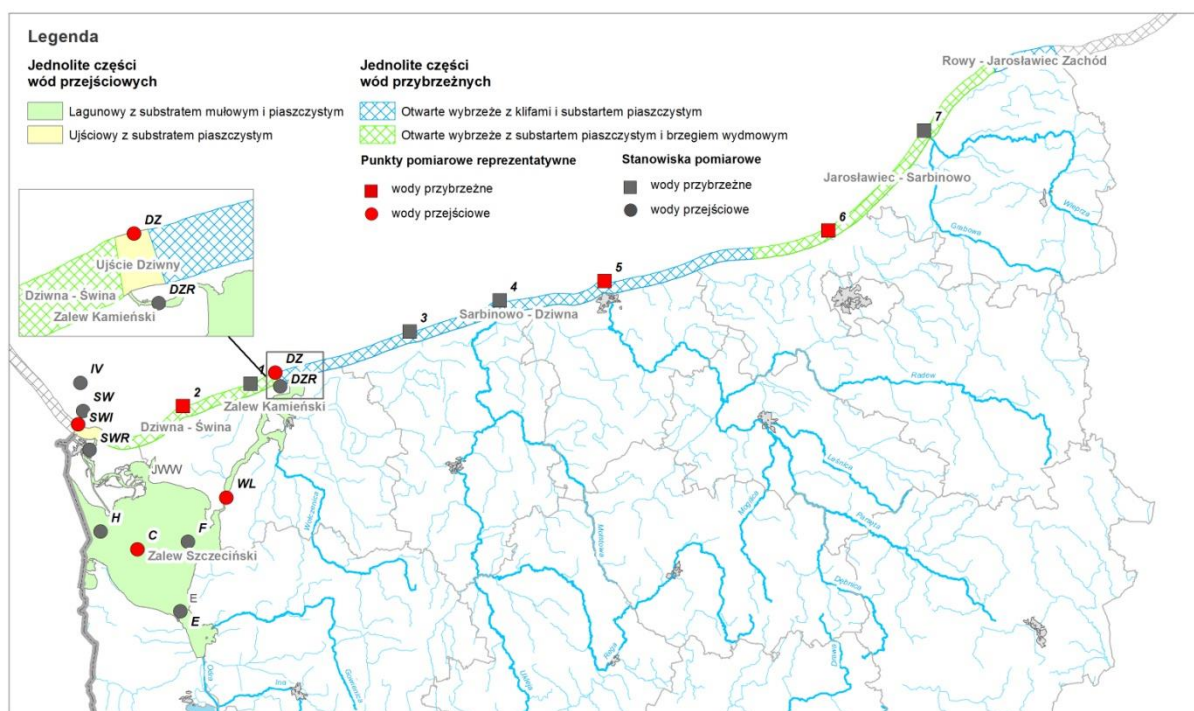
* Kod JCWP: PLTW – wody przejściowe, PLCW – wody przybrzeżne

Sieć monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2017 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.5.1). W 2017 roku w ramach monitoringu diagnostycznego i operacyjnego badaniami objęte zostały dwie JCWP przybrzeżne (Jarostawiec – Sarbinowo, Sarbinowo – Dziwna), a monitoringiem operacyjnym i badawczym pięć JCWP (4 przejściowe: Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Ujście Dziwny, Ujście Świny oraz 1 przybrzeżna: Dziwna-Świna).

Badania jakości wód przejściowych i przybrzeżnych prowadzono w oparciu o Program Państwowego Monitoringu Środowiska Województwa Zachodniopomorskiego na lata 2016–2020. 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 jakości wód przejściowych i przybrzeżnych 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* sporządzona w Warszawie dnia 19 maja 1992 r. (Dz.U. z 1997 r., poz. 56).



Rys. I.5.1. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2017 roku

Ocena stanu jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych w 2017 roku

Uzyskane, na podstawie prowadzonego w 2017 roku monitoringu, wyniki badań pozwoliły na sporządzenie klasyfikacji elementów jakości wód, stanu/potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz na oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych. Ocena stanu wód JCWP przejściowych i przybrzeżnych za 2017 rok przeprowadzono zgodnie z 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) oraz rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. *w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych* (Dz.U. z 2011 r., poz. 1549). Dodatkowo uwzględniono zasady określone szczegółowo w opracowanych przez GIOŚ *Wytycznych dla wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska do przeprowadzenia oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych* (GIOŚ, marzec 2018). 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, fizykochemicznych, hydromorfologicznych, chemicznych), klasyfikację stanu/potencjału ekologicznego, klasyfikację stanu

JCWP Zalew Szczeciński (PLTMWB8)

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: Płany, 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 2017 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 oraz stan wód JCWP *Zalew Szczeciński* ocenione zostały jako złe.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu a (III klasa) oraz makrozoobentosu (V klasa) potencjał elementów biologicznych JCWP Zalew Szczeciński określono jako zły.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Szczeciński w 2017 roku zaklasyfikowano poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód Zalewu Szczecińskiego wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), nasycenia wód tlenem, odczynu pH, azotu amonowego i ogólnego. Wartości wskaźników, takich jak tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość węgla organicznego, azot azotanowy, azot mineralny oraz fosfor ogólny wskazywały na dobry potencjał wód JCWP Zalew Szczeciński.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych 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 badanych elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Zalew Szczeciński zaklasyfikowany jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

W 2017 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. W próbach pobieranych podczas rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu oznaczano zawartość difenylesterów bromowanych oraz kationu tributyllocyny w wodzie. 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 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Zalew Szczeciński w 2017 roku sklasyfikowano jako dobry.

W 2017 roku przeprowadzono również badania zawartości jedenastu substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości difenylesterów bromowanych, rtęci i kwasu perfluorooktanosulfonowego w mięśniach okonia stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód. Stan chemiczny JCWP Zalew Szczeciński został sklasyfikowany poniżej dobrego.

JCWP Zalew Kamieński (PLTMWB9)

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 grudnia 2017 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 umiarkowany, a stan wód oceniono jako zły.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu a (III klasa) stan elementów biologicznych JCWP Zalew Kamieński określono jako umiarkowany.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Kamieński został zaklasyfikowany poniżej dobrego. Wartości wskaźników określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie wód tlenem) oraz warunki biogenne (azot amonowy, azot azotanowy, azot mineralny, fosfor ogólny, fosfor fosforanowy) odpowiadały dobremu stanowi wód. Na niską ocenę stanu JCWP wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), odczynu pH oraz azotu ogólnego.

Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

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 prób 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 difenylesterów bromowanych oraz kationu tributyllocyny, dla których wszystkie zmierzone wartości stężeń pozostawały poniżej granicy oznaczalności. Stan chemiczny wskaźników oznaczanych w wodzie dla JCWP Zalew Kamieński sklasyfikowano jako dobry.

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 wód JCWP Ujście Dziwny prowadzono od stycznia do grudnia 2017 roku w punkcie pomiarowo-kontrolnym Ujście Dziwny-DZ w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, potencjał ekologiczny oraz stan wód JCWP Ujście Dziwny zakwalifikowane zostały jako zły.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu a (V klasa) potencjał elementów biologicznych JCWP Ujście Dziwny określono jako zły.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz wysokie stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, mineralnego ogólnego, oraz fosforu ogólnego). Wartości wskaźników określających warunki

tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie wód tlenem), zakwaszenie (odczyn pH) oraz stężenia fosforanów wskazywały na dobry potencjał JCWP Ujście Dziwny.

Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

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 difenylesterów 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.

JCWP Ujście Świny (PLTWWWB7)

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 stycznia do grudnia 2017 roku w ramach monitoringu operacyjnego i badania w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Ujście Świny-SW 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

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu a (III klasa) potencjał elementów biologicznych JCWP *Ujście Świny* określono jako umiarkowany.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Świny został zaklasyfikowany poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), zaobserwowane epizody wysokiego nasycenia tlenem warstwy powierzchniowej oraz stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, azotu mineralnego, azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego). Na dobry potencjał wód JCWP Ujście Świny wskazywały wartości takich wskaźników jak tlen rozpuszczony przy dnie, węgiel organiczny, odczyn pH oraz fosfor fosforanowy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych prowadzono badania chromu, cynku i miedzi, z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na 3 stanowiskach pomiarowych (Ujście Świny-SW, Ujście Świny-SW, Ujście Świny-IV). Potencjał badanych elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Ujście Świny zaklasyfikowany jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

W ramach monitoringu operacyjnego prowadzono badania wskaźników stanu chemicznego, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości (difenylestery bromowane, oktylofenole, kation tributylocyny) oraz metale ciężkie objęte monitoringiem w ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych (kadm, ołów, rtęć, nikiel). Nie stwierdzono występowania difenylesterów 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 Dziwny oceniony został jako dobry.

JCWP Dziwna – Świna (PLCWIIB9)

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 (PLB990003) oraz Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002).

Na podstawie badań prowadzonych w okresie od stycznia do grudnia 2017 roku w ramach monitoringu operacyjnego i diagnostycznego, w punkcie pomiarowo-kontrolnym Dziwna – Świna – 2 oraz na stanowisku pomiarowym Dziwna – Świna – 1, stan ekologiczny JCWP oraz stan wód ocenione zostały jako złe.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu a (V klasa) stan elementów biologicznych JCWP Dziwna – Świna zaklasyfikowano jako zły.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Dziwna – Świna został zakwalifikowany poniżej dobrego. Na niską ocenę wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz stężenia substancji biogennej (azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego, fosforu ogólnego, fosforu fosforanowego). Na dobry stan wód wskazywały wartości wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie wód tlenem w warstwie powierzchniowej) oraz zakwaszenie (odczyn pH).

Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

W ramach monitoringu operacyjnego chemicznego prowadzono badania dwóch wskaźników stanu chemicznego, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości. Klasyfikacja stanu chemicznego została przeprowadzona dla każdego wskaźnika na podstawie zbioru dwunastu wyników, uzyskanych w wyniku poboru prób wody ze stanowiska pomiarowego Dziwna – Świna – 2, w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu. Nie stwierdzono występowania difenylesterów bromowanych i kationu tributylowy, dla których zmierzone wartości stężeń pozostawały poniżej granicy oznaczalności. Stan chemiczny obydwu wskaźników oznaczanych w wodzie dla JCWP Dziwna – Świna oceniony został jako dobry. Przeprowadzono również badania zawartości jedenastu substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. Stężenia fluorantenu w racicznicach oraz difenylesterów 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.

JCWP Sarbinowo – Dziwna (PLCWIWB8)

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 stycznia do grudnia 2017 roku w ramach monitoringu diagnostycznego, operacyjnego i badawczego na reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Sarbinowo – Dziwna-3 oraz dwóch stanowiskach pomiarowych (Sarbinowo – Dziwna-4 i Sarbinowo – Dziwna-5), stan ekologiczny oraz stan wód JCWP Sarbinowo-Dziwna ocenione zostały jako złe.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu a (V klasa) oraz makrozoobentosu (V klasa) stan elementów biologicznych JCWP Sarbinowo – Dziwna zaklasyfikowano jako zły.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Sarbinowo – Dziwna został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz stężenia substancji bio-

gennych (azotu azotanowego, azotu mineralnego, azotu ogólnego i fosforu fosforanowego). Na dobry stan wód wskazywały wartości wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe akwenu (tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie tlenem w warstwie powierzchniowej, zawartość węgla organicznego), odczyn pH oraz stężenie fosforu ogólnego.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W wyniku klasyfikacji elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Sarbinowo - Dziwna opartej na badaniach prowadzonych w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku Sarbinowo - Dziwna-3, stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W 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). Klasyfikacja stanu chemicznego została przeprowadzona na podstawie zbioru wyników dwunastu oznaczeń przeprowadzonych dla każdego badanego wskaźnika w próbkach pobieranych z reprezentatywnego punktu pomiarowo-kontrolnego Sarbinowo - Dziwna-3, w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu. Stan chemiczny wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2, 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 difenylesterów bromowanych (PBDE), rtęci oraz heptachloru w mięśniach okonia. Stan chemiczny JCWP Sarbinowo - Dziwna został sklasyfikowany poniżej dobrego.

JCWP Jarosławiec - Sarbinowo (PLCMIIB7)

JCWP obejmuje pas wód przybrzeżnych w odległości 1 mili morskiej od brzegu pomiędzy Sarbinowem i Jarosławcem. Na stan wód wpływają zanieczyszczenia odprowadzane wodami rzeczными Wieprzy oraz mniejszych rzek Przemyśla. Do intensywnie odwiedzanych miejscowości turystycznych należą Sarbinowo, Mielno i Dąbrowa. 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 stycznia do grudnia 2017 roku w ramach monitoringu diagnostycznego, 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

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu a (V klasa) oraz makrobezkręgowców bentosowych (V klasa) stan elementów biologicznych JCWP Jarosławiec - Sarbinowo zaklasyfikowano jako zły.

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), nasycenie wód tlenem oraz zbyt wysokie stężenia substancji biogennej (azotu azotanowego, azotu ogólnego i azotu mineralnego, fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego). Na dobry stan wód wskazywały wartości wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość ogólnego węgla organicznego), nasycenie tlenem warstwy powierzchniowej wód oraz odczyn pH.

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. Stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) dla JCWP Jarosławiec - Sarbinowo oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania zawartości substancji priorytetowych (grupa 4.1.) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2.) w wodzie. Klasyfikacja stanu chemicznego została przeprowadzona na pod-

stawie zbioru dwunastu wyników dla każdego badanego wskaźnika. Próbkę pobierano z reprezentatywnego punktu pomiarowo-kontrolnego Jarosławiec – Sarbinowo-6, w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu. Stan chemiczny wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 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.

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 2017 roku.

Elementy biologiczne monitorowane w JCWP Ujście Świny i JCWP Zalew Kamieński przypisano do klasy trzeciej, a w pozostałych czterech JCWP do klasy piątej.

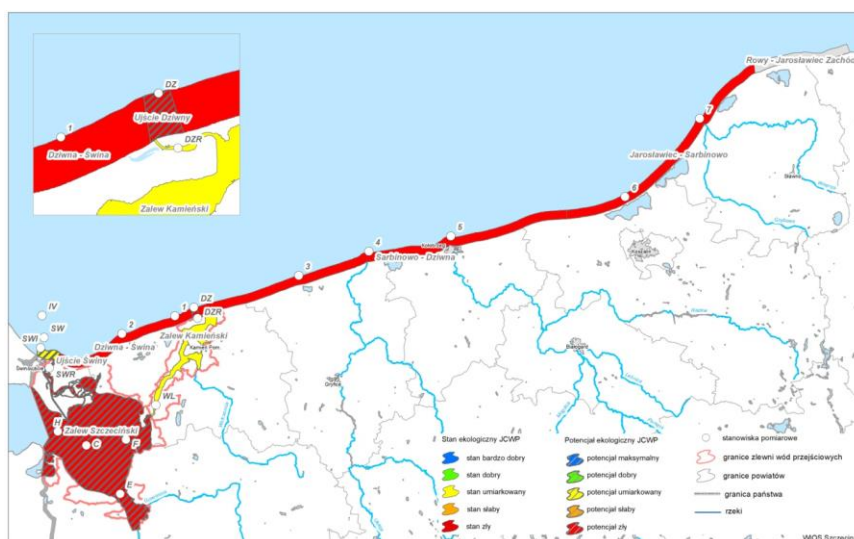
Stan elementów fizykochemicznych czterech naturalnych JCWP (Zalew Kamieński, Jarosławiec-Sarbinowo, Sarbinowo-Dziwna, Dziwna-Świna) sklasyfikowano poniżej dobrego. Również potencjał elementów fizykochemicznych trzech silnie zmienionych JCWP (Zalew Szczeciński, Ujście Świny, Ujście Dziwny) został sklasyfikowany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

Elementy fizykochemiczne z grupy specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych dla wszystkich ocenianych JCWP zaklasyfikowany zostały do stanu dobrego.

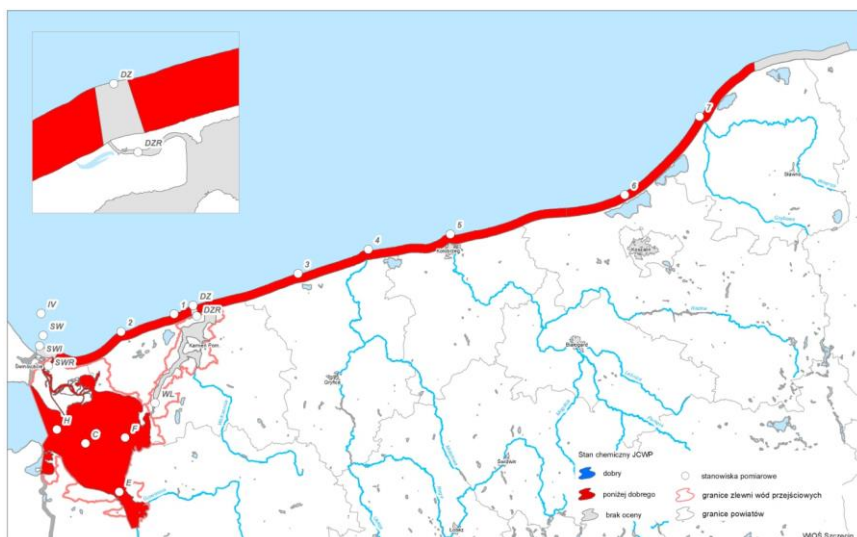
Dla 2 JCWP (Zalew Kamieński, Ujście Świny) stan lub potencjał ekologiczny sklasyfikowano jako umiarkowany, a dla pozostałych pięciu JCWP (Zalew Szczeciński, Ujście Dziwny, Jarosławiec-Sarbinowo, Sarbinowo-Dziwna, Dziwna-Świna) stan lub potencjał ekologiczny sklasyfikowano jako zły (rys. I.5.2).

Ocenę stanu chemicznego oparto o wyniki badań monitoringu diagnostycznego obejmującego badania wskaźników charakteryzujących występowanie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego w tkankach organizmów wodnych (biota) oraz w wodzie. Stan chemiczny JCWP (Jarosławiec-Sarbinowo, Sarbinowo-Dziwna), objętych monitoringiem diagnostycznym sklasyfikowano poniżej stanu dobrego. Wyniki badań benzo(a)pirenu w wodzie w obu przypadkach zaważyły o takim wyniku klasyfikacji. Również stan chemiczny JCWP Dziwna – Świna oraz JCWP Zalew Szczeciński, dla których stwierdzono przekroczenia zawartości substancji priorytetowych w biocie, zostały sklasyfikowane poniżej stanu dobrego (rys. I.5.3).

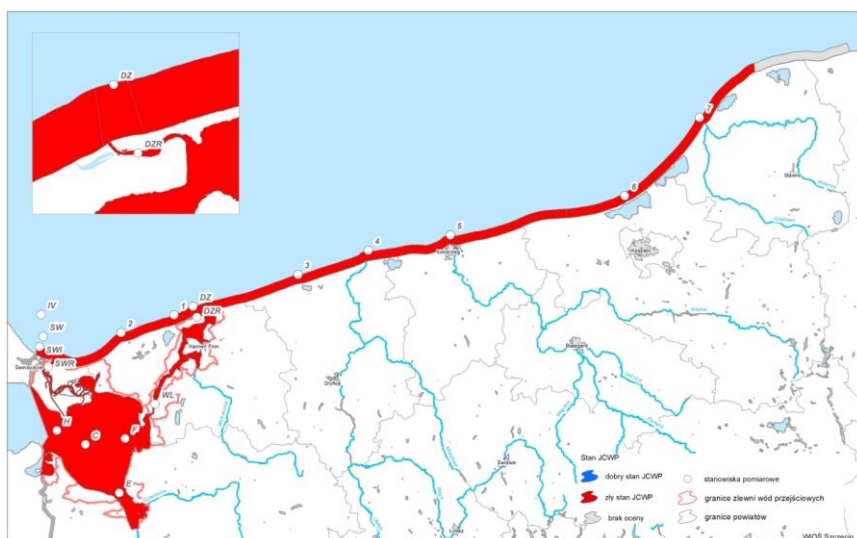
Na podstawie badań prowadzonych w 2017 roku, stan wszystkich monitorowanych wód przejściowych i przybrzeżnych oceniono jako zły (rys. I.5.4).



Rys. I.5.2. Wynik klasyfikacji stanu i potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2017 roku



Rys. 1.5.3. Wyniki klasyfikacji stanu chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2017 roku



Rys. 1.5.4. Wyniki oceny stanu JCW przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2017 roku

Tabela I.5.2. Ocena jakości wód województwa zachodniopomorskiego w 2017 r.

Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STANCHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP
Zalew Szczeciński	Fitoplankton	V KLASA	-	PPD		ZŁY	PSD	N	ZŁY
	Chl-a								
	Makroglony								
	Wskaźnik SM _i								
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	Wskaźnik B								
	Ichtiofauna								
Zalew Kamieński	Fitoplankton	III KLASA	-	PSD		UMIARKOWANY	-	N	ZŁY
	Chl-a								
	Makroglony								
	Wskaźnik SM _i								
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	Wskaźnik B								
	Ichtiofauna								
Ujście Dziwny	Fitoplankton	V KLASA	-	PPD		ZŁY	-	N	ZŁY
	Chl-a								
	Makroglony								
	Wskaźnik SM _i								
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	Wskaźnik B								
	Ichtiofauna								
Ujście Świny	Fitoplankton	III KLASA	-	PPD		UMIARKOWANY	-	N	ZŁY
	Chl-a								
	Makroglony								
	Wskaźnik SM _i								
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	Wskaźnik B								
	Ichtiofauna								
Dziwna-Świna	Fitoplankton	V KLASA	-	PSD		ZŁY	PSD	N	ZŁY
	Chl-a								
	Makroglony								
	Wskaźnik SM _i								
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	Wskaźnik B								
	Ichtiofauna								

Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STANCHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP
Sarbinowo-Dziwna	Fitoplankton		I	PSD	II KLASA	ZŁY	PSD	N	ZŁY
	Chl-a	Vkl. - stan zły							
	Makroglony								
	Wskaźnik SM _i	-							
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	Wskaźnik B	Vkl. - stan zły							
	Ichtiofauna								
Wskaźnik SI	-								
Jarosławiec-Sarbinowo	Fitoplankton		I	PSD	II KLASA	ZŁY	PSD	N	ZŁY
	Chl-a	Vkl. - stan zły							
	Makroglony								
	Wskaźnik SM _i	-							
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	Wskaźnik B	Vkl. - stan zły							
	Ichtiofauna								
Wskaźnik SI	-								

Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej



II.1. Wstęp



Poprawa stanu środowiska Morza Bałtyckiego jest celem, do którego dążą wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Ramy formalne tego celu są określone przez Konwencję Helsińską (o ochronie środowiska morskiego Bałtyku), a od chwili przystąpienia do Wspólnoty Europejskiej, także przez unijne akty prawne. Jednym z podstawowych aktów normujących w tym zakresie 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”. Wspólnota Europejska stawia przed krajami członkowskimi ambitny cel w zakresie osiągnięcia dobrego stanu środowiska wód morskich do roku 2020. Do maja 2017 roku obowiązywały kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich określone w Decyzji Komisji Europejskiej (2010/477/UE). Zostały one zmienione decyzją Komisji (UE) 2017/848 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. Podstawą prawną wykonywania ocen stanu środowiska wód morskich do 2017 roku przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska był art. 61h oraz art. 61k ustawy – Prawo Wodne, która w styczniu 2013 r. transponowała zapisy RDSM do prawodawstwa polskiego.

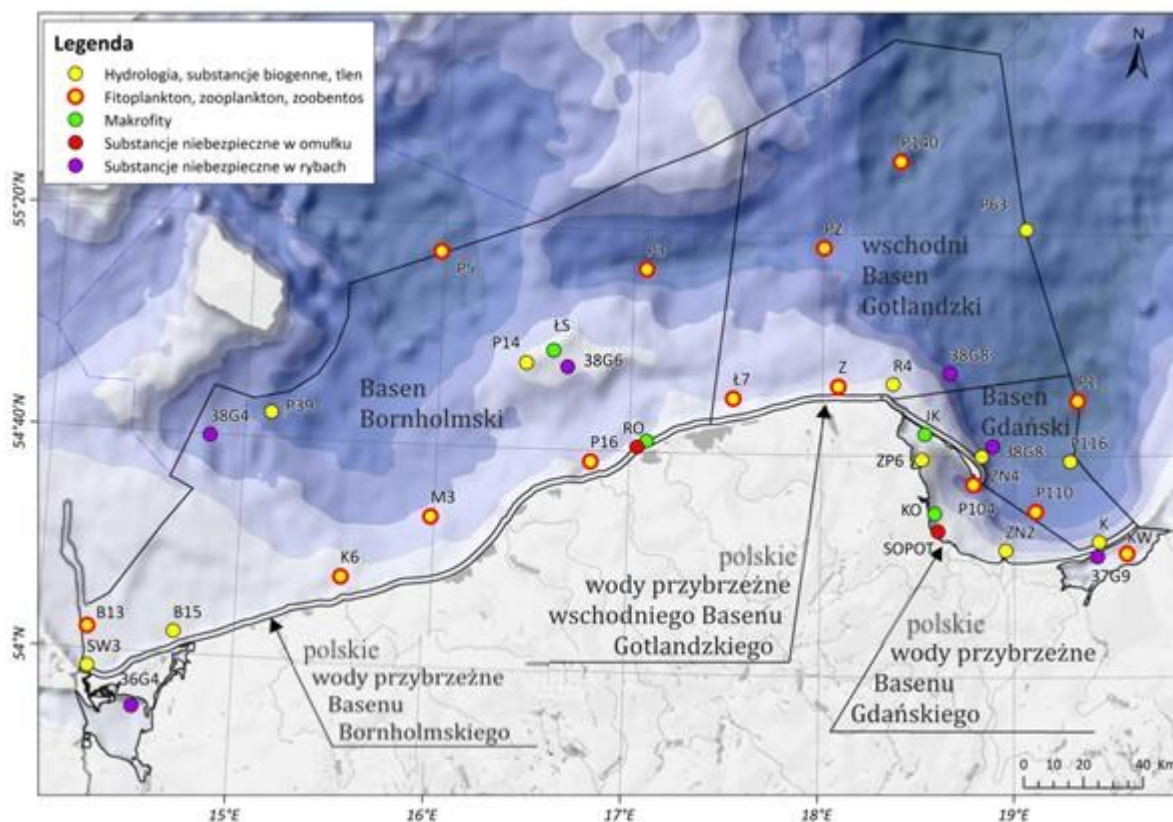
Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 Dyrektywy RDSM wszystkie państwa Wspólnoty Europejskiej, w tym również Polska, zostały zobligowane do dokonania wstępnej oceny stanu swoich wód morskich do 2012 r. Ocenę stanu środowiska przeprowadzono dla **11 cech – wskaźników opisowych** (Załącznik I RDSM; Anon. 2008):

- D1 – różnorodność biologiczna,
- D2 – gatunki obce,
- D3 – komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i mięczaków,
- D4 – łańcuchy pokarmowe,
- D5 – eutrofizacja,
- D6 – integralność dna morskiego,
- D7 – warunki hydrograficzne,
- D8 – substancje zanieczyszczające i efekty zanieczyszczeń,
- D9 – substancje szkodliwe w rybach i owocach morza,

- D10 – śmieci w środowisku morskim,
- D11 – podwodny hałas i inne źródła energii.

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 **presji** (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 pomiędzy RDSM i ustawą Prawo Wodne zachowano konwencję oznaczeń cech i kryteriów za wersją anglojęzyczną RDSM, tj. D – dla cechy, C – dla kryterium)). Kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody określone w załączniku 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 HELCOM. Harmonizacja regionalna dotyczyła między innymi wydzielenia w Morzu Bałtyckim wspólnych, większych obszarów oceny HELCOM (rys. II.1.1, tab. II.1.1, mając na względzie długofalową strategię monitoringu i ocen, a przede wszystkim opracowanie drugiej, holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku HELCOM HOLAS II za lata 2011-2016.



Rys. II.1.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (HELCOM 2013); na mapie 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 (tab. II.1.1). 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 zakres badań monitoringowych prowadzonych w Zalewach, w ramach programu monitoringu cech RDSM, głównie w odniesieniu do ichtiofauny i substancji niebezpiecznych, zachowano wydzielenie tych obszarów, tak jak we wcześniejszych opracowaniach (Łysiak-Pastuszek i in. 2013, 2014; Zalewska i in. 2015 oraz Łysiak Pastuszek i in. 2016) wydanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska.

Tabela II.1.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (*op.cit.*); pozostawiono niezmiennie podakweny: 35A – Zalew Wiśłany i 38A – Zalew Szczeciński

Numer akwenu	Nazwa polska	Nazwa angielska
22	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Eastern Gotland Basin Polish coastal waters
SEA-009	wschodni Basen Gotlandzki	Eastern Gotland Basin
24	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Gdansk Basin Polish coastal waters
SEA-008	Basen Gdański	Gdansk Basin
26	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Bornholm Basin Polish coastal waters
SEA-007	Basen Bornholmski	Bornholm Basin
35A	polska część Zalewu Wiślanego	Vistula Lagoon Polish part
38A	polska część Zalewu Szczecińskiego	Szczecin Lagoon Polish part

Aby zrealizować założenia RDSM w zakresie osiągnięcia dobrego stanu środowiska, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska prowadzone są systematyczne badania zgodnie z Programem monitoringu wód morskich spełniającego wymagania RDSM. Wyniki badań mają umożliwić przeprowadzenie ocen i wyznaczenie kierunków działań w celu poprawy stanu środowiska w tych jego elementach, gdzie jest ona wymagana.

W 2017 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.1.1). Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne oraz 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 2017 przeprowadzono zgodnie z zasadami wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Ocena została wykonana głównie na podstawie wyników Programu Monitoringu Wód Morskich, zgodnie z wymogami RDSM, monitoringu skażeń radioaktywnych (HELCOM MORS PRO) oraz pomiarów i obserwacji wykonywanych w Oddziale Morskim IMGW-PIB. 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 2017 r. w ramach realizacji programów monitoringowych umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech stanu: D1 – bioróżnorodność na podstawie oceny ptaków zimujących i wskaźnika wielkich ryb LFI, D6 – integralność dna morskiego oraz cech presji: D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego.

Dla cechy D4 – łańcuchy troficzne, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2017 r. na tle wielolecia 2006–2017 oraz wyniki oceny wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego dla wód otwartych Basenu Bornholmskiego. W przypadku cech: D10 – odpady w środowisku morskim i D11 – podwodny hałas i inne formy energii w opracowaniu przedstawiono wyniki badań bez wieloletniego tła, jak również bez oceny ze względu na brak wskaźników i kryteriów oceny.

Ocenę w zakresie indeksu wielkich ryb LFI 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.

Z kolei ocenę ptaków przygotowano na podstawie sprawozdania OTOP z prac wykonanych w IV etapie pracy pt. „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2015–2018 w ramach umowy z GIOŚ.

II.2. Ogólne warunki hydrologiczne



II.2.1. Temperatura wody morskiej

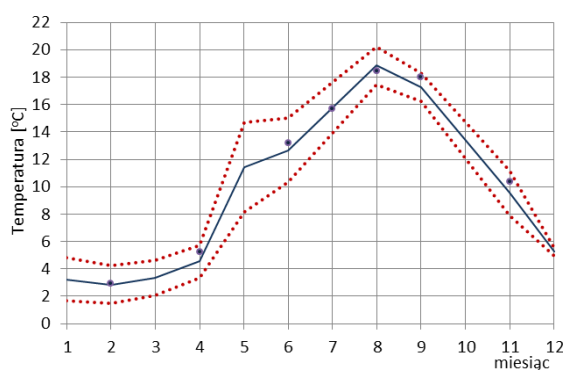
Średnia temperatura wody w powierzchniowej warstwie morza basenów głębokowodnych w poszczególnych miesiącach w 2017 r. w większości przypadków była wyższa lub zbliżona do średniej z dziesięciolecia 2007–2016 (rys. II.2.1.1a, b, c). Tylko w sierpniu średnia ta była niższa. Średniej z lipca 2017 nie można odnosić do zakresu zmian w wieloleciu, gdyż wcześniej nie wykonywano pomiarów w tym miesiącu w całym dziesięcioleciu, zarówno w Basenie Bornholmskim, jak i w wschodnim Basenie Gotlandzkim, gdyż pomiary te są związane z badaniami fitobentosu na Ławicy Słupskiej i w rejonie głazowiska Rowy. W związku z tym wartości ekstremalne z tych stacji nie są uwzględnione w dalszej analizie.

Maksymalna powierzchniowa temperatura wody (11,168 °C) najbardziej zbliżona do maksimum wieloletniego (11,400°C) wystąpiła w listopadzie 2017 roku we wschodnim Basenie Gotlandzkim. Z kolei największą różnicę pomiędzy wartościami maksymalnymi zarejestrowano w Basenie Gdańskim, gdzie maksimum temperatury wody w sierpniu 2017 roku (19,409°C) było niższe od wieloletniego (24,599°C) o 5,19°C.

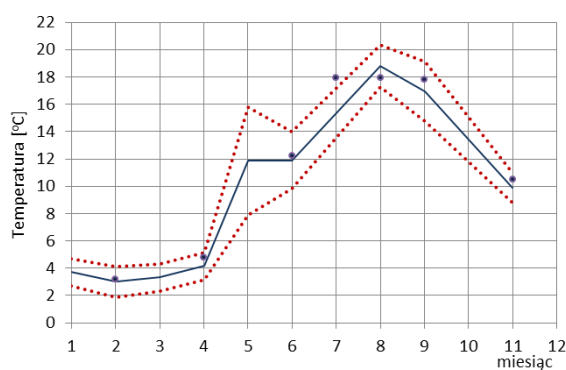
Temperatura wód w warstwie powierzchniowej wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej wykazywała bardzo duże zróżnicowanie względem średniej wieloletniej w poszczególnych porach roku: zimą i we wrześniu była niższa, natomiast latem wyższa. (rys. II.2.1.1d). Wartości minimalne temperatury wody w tym rejonie w 2017 roku były wyższe od minimów w wieloleciu poza lutym, kiedy różnica wynosiła -1,658 °C. Z kolei wartości maksymalne były we wszystkich przypadkach niższe, nawet o 5,292 °C jak w lutym tego roku.

Także minimalna temperatura wody we wszystkich basenach była w poszczególnych miesiącach wyższa od minimalnych temperatur w wieloleciu, co świadczy, że 2017 rok był kolejnym cieplejszym w omawianym okresie.

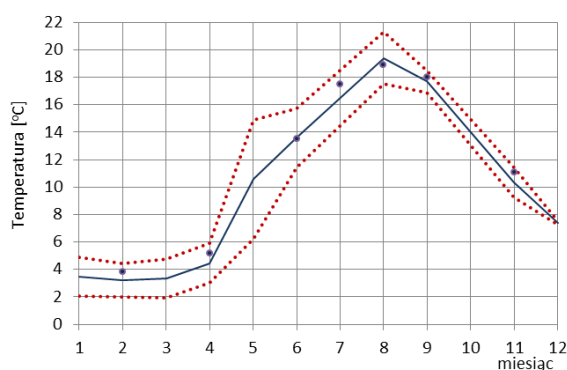
a)



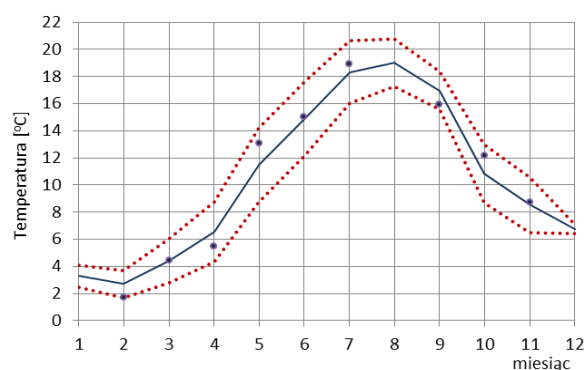
b)



c)

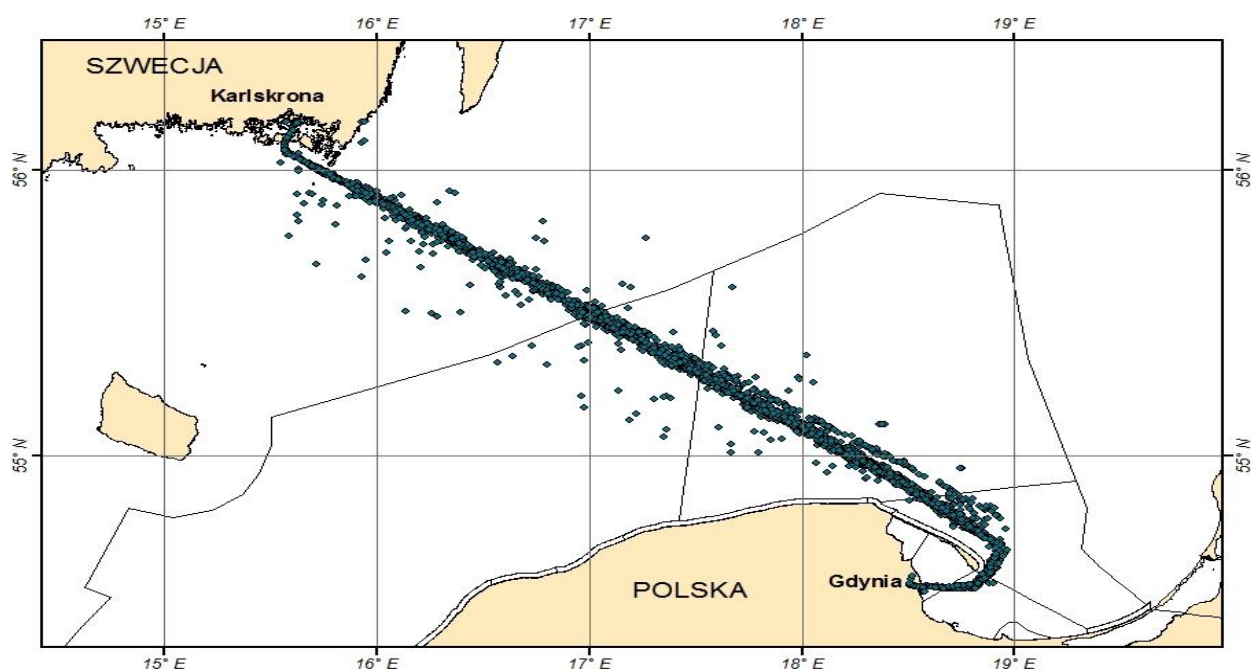


d)



Rys. II.2.1.1. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2017 r. w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2007–2016; linie przerywane – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2007–2016; punkty – 2017 rok

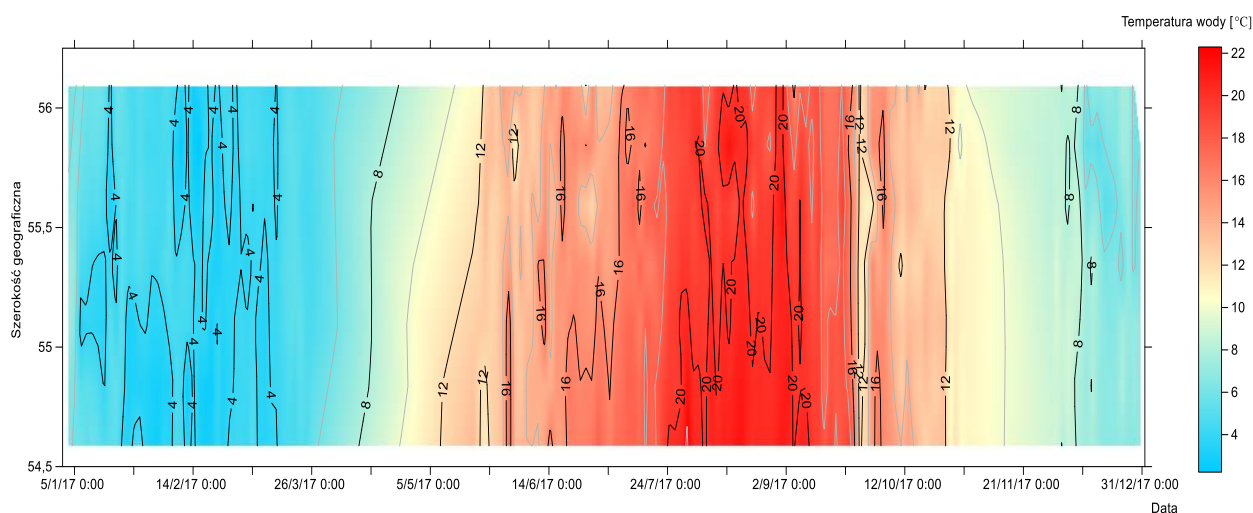
Na podstawie danych pomiarowych pozyskanych z systemu FerryBox, utrzymywanego przez IMGW-PIB (rys. II.2.1.2), wyznaczono ewolucję temperatury wody w warstwie przypowierzchniowej (na głębokości 5 m) pomiędzy Gdynią a Karlskroną w Szwecji od stycznia do grudnia 2017 roku.



Rys. II.2.1.2. Punkty rejestracji temperatury wody podpowierzchniowej przez system FerryBox na trasie promu kursującego pomiędzy Gdynią a Karlskroną (Szwecja) w 2017 r.

Po okresie chłodnym (od początku roku do marca), kiedy najniższa temperatura wody wynosiła okresowo około 2,2°C, następowało stopniowe ocieplanie się morza trwające do końca sierpnia (rys. II.2.1.3). Wzrost ten był nierównomierny, największy na południu w rejonie polskich wód Basenu Gdańskiego. Latem, najwyższe temperatury występowały głównie w południowej części tego obszaru, znajdującego się w obrębie polskich wód przybrzeżnych. W czasie tym występowały też okresowe spadki temperatury wody do około 18°C.

W pierwszej połowie października rozpoczął się okres stopniowego ochładzania się wód, przerwany chwilowym ociepleniem pod koniec września. Najchłodniejszy okres, z temperaturą poniżej 8°C rozpoczął się od grudnia 2017 roku.



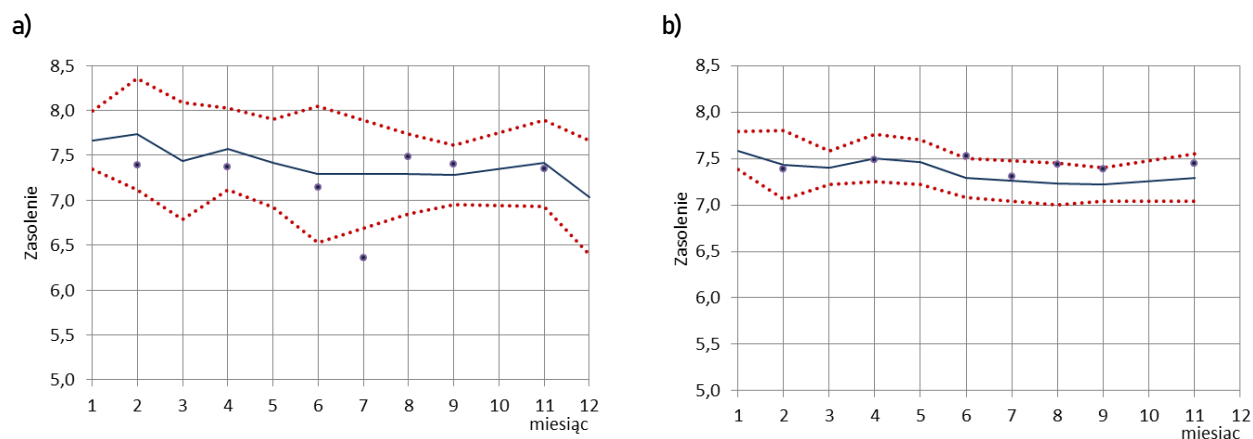
Rys. II.2.1.3. Zmiany temperatury wody w warstwie podpowierzchniowej morza w ciągu 2017 r. pomiędzy Gdynią a Karlskroną w Szwecji

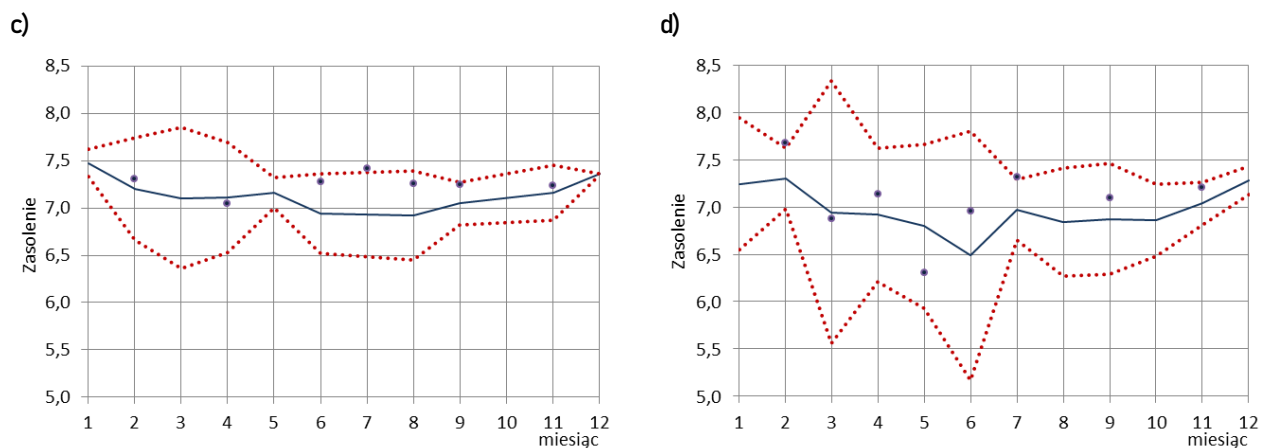
II.2.2. Zasolenie

Średnie zasolenie wody w warstwie powierzchniowej wód Basenu Bornholmskiego w pierwszej połowie 2017 roku oraz w lipcu było niższe od średniej wieloletniej, a w drugiej części roku było wyższe lub zbliżone do niej (rys. II.2.2.1a). Minimalne zasolenie było mniejsze od minimum w wieloleciu tylko w lutym. W pozostałych miesiącach było ono wyższe, a w sierpniu różnica była największa 3,815.

W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego odchylenia były podobne, jednak różnice były mniejsze, szczególnie w pierwszej połowie roku (rys. II.2.2.1b), co zaznaczyło się także w mniejszych różnicach wartości minimalnych w przypadku, których wartość średnia wyniosła $-0,064$.

W Basenie Gdańskim zasolenie tylko w kwietniu było niższe od średniej wieloletniej, natomiast w pozostałych miesiącach 2017 roku było wyższe niż w wieloleciu (rys. II.2.2.1c). W wodach przybrzeżnych tego akwenu ulegało znacznym wahaniom w ciągu roku (rys. II.2.2.1d).



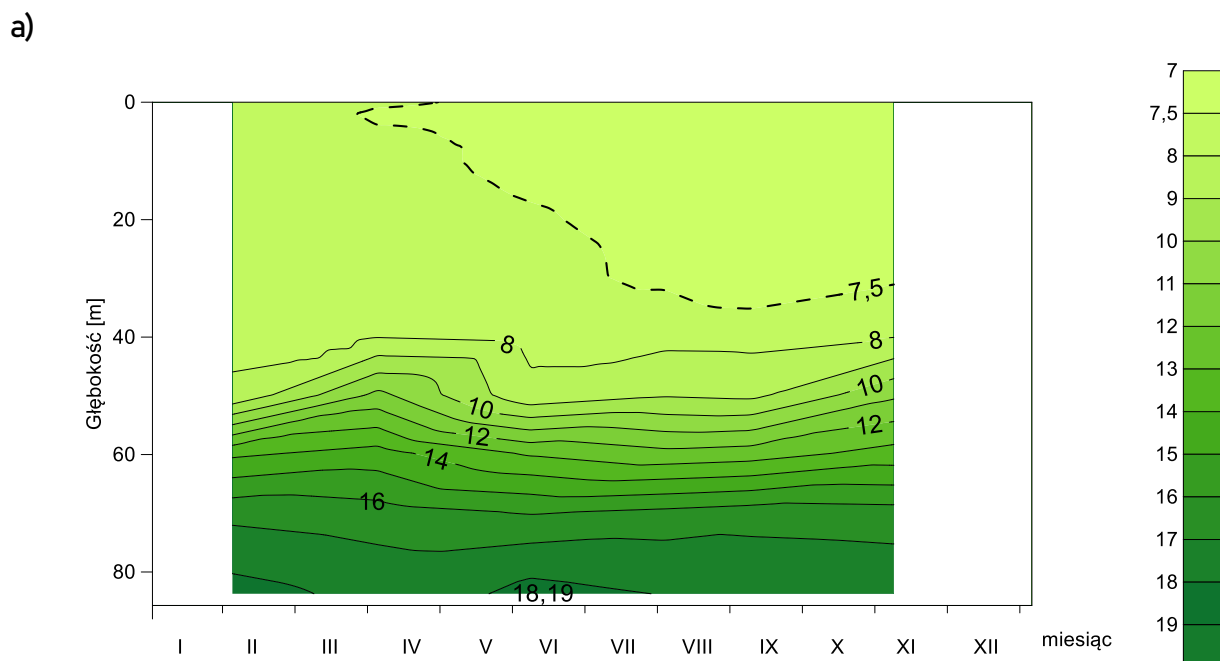


Rys. II.2.2.1. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2017 r. w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: a) Ba- sen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2007-2016; linia przerywana – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2007-2016; punkty – rok 2017

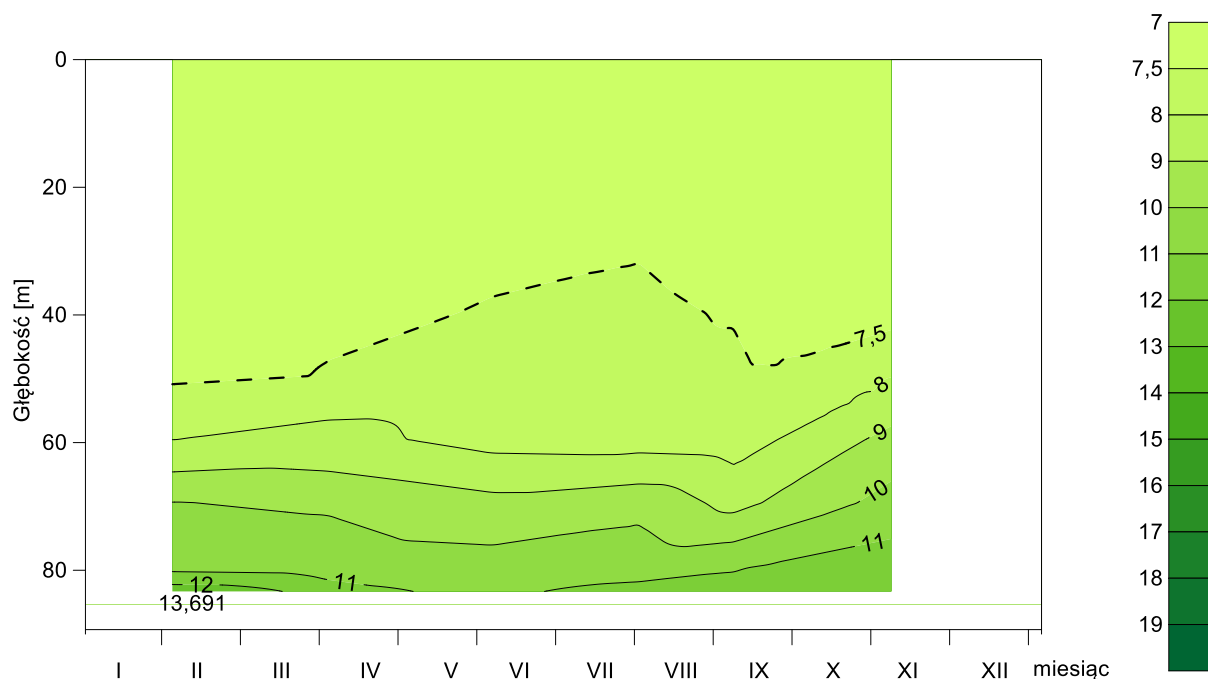
Zasolenie wód przydennych strefy głębokowodnej południowego Bałtyku nie zmieniło się w istotny sposób w ciągu 2017 roku. Największy wzrost zasolenia (18,19) stwierdzono w wodach Głębi Bornholmskiej w czerwcu (rys. II.2.2.2a).

W wodach przydennych wschodniego Basenu Gotlandzkiego zasolenie wzrosło na początku roku do wartości 13,691, natomiast w czerwcu spadło poniżej 11 (rys. II.2.2.2b). W drugiej połowie roku ponownie wzrosło, nie przekraczając jednak wartości 12.

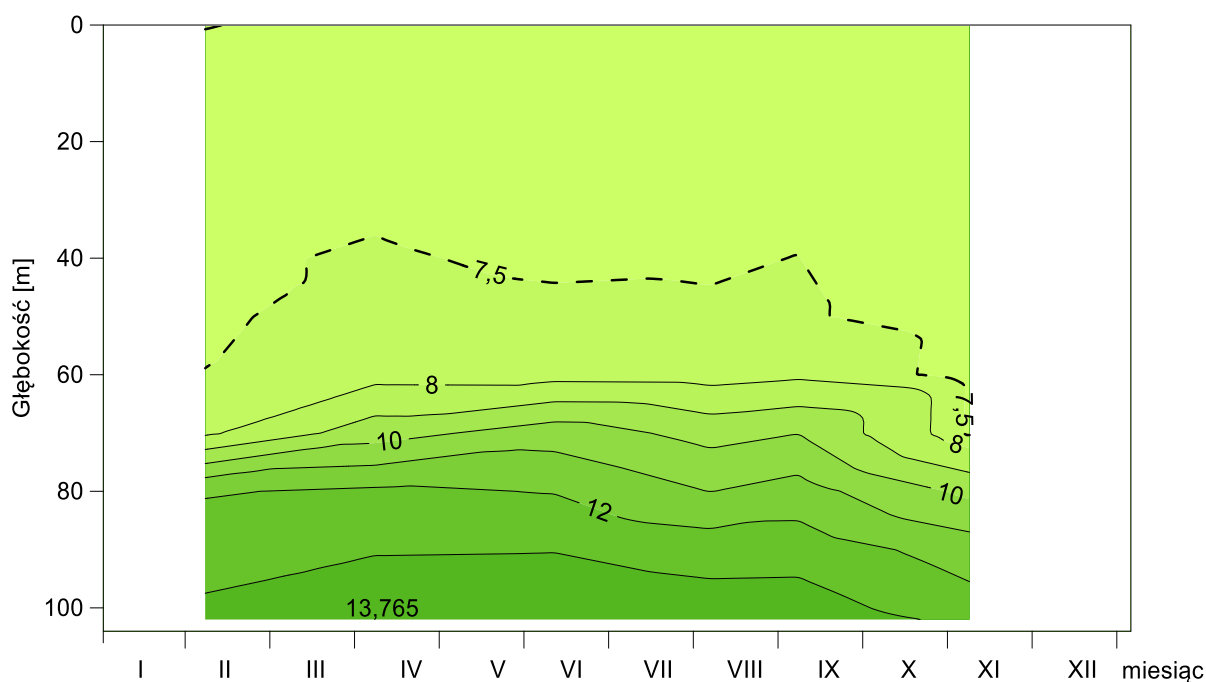
W Głębi Gdańskiej największe zasolenie (13,765) wód przydennych w 2017 r. wystąpiło na początku kwietnia, po czym utrzymywało stopniowo ulegało obniżeniu do listopada, kiedy spadło poniżej 13 (rys. II.2.2.2c).



b)



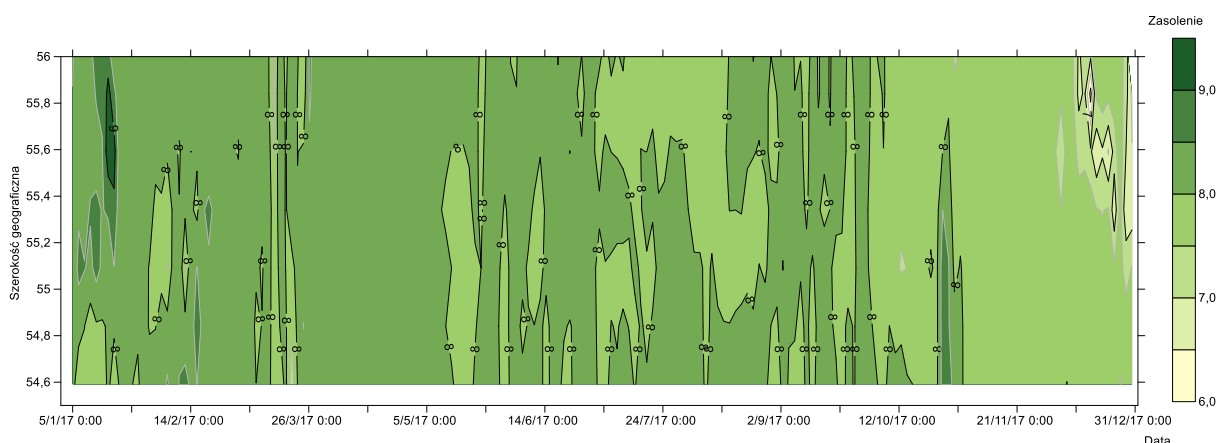
c)



Rys. II.2.2.2. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych polskich obszarów morskich w 2017 r.; a) Głębia Bornholmska, b) pld-wsch. Basen Gotlandzki, c) Głębia Gdańska

Z przedstawionymi powyżej zmianami zasolenia w poszczególnych akwenach głębokomorskich w ciągu 2017 roku korelują jego zmiany przestrzenne w warstwie podpowierzchniowej uzyskane z pomiarów przy pomocy systemu Ferry-Box (rys. II.2.1.3). Widoczny wzrost zasolenia w styczniu (około 9,3) w części północnej u wybrzeży Szwecji związany był z podwyższeniem zasolenia w warstwach głębinowych w rejonie Głębi Bornholmskiej (rys. II.2.2.2a). W pozostałej części roku zasolenie wahało się pomiędzy 7,5 a 8, tylko na przetomie października i listopada wzrosło do około 8,5 w rejonie Basenu Gdańskiego, co jednak nie odzwierciedliło się w zasoleniu wód przydennych Głębi Gdańskiej. Trzeba tu zauważyć,

że trasa promu w tym rejonie przebiega w dość dużej odległości od Głębi Gdańskiej, natomiast przecina wody strefy przybrzeżnej wzdłuż Półwyspu Hel, gdzie okresowo występuje upwelling.



Rys. II.2.2.3. Zmiany zasolenia wody w warstwie podpowierzchniowej morza w ciągu 2017 r. pomiędzy Gdynią a Karlskroną w Szwecji

II.2.3. Odczyn wody morskiej

Odczyn pH jest parametrem opisującym kwasowość /zasadowość wody morskiej. Wskaźnik ten służy do oceny skali problemu potencjalnego zakwaszania wód oceanu światowego głównie na skutek zwiększonego dopływu dwutlenku węgla z atmosfery. Monitorowanie pH środowiska morskiego stanowi podstawę do wychwycenia trendów zmian czasowych i przestrzennych, wynikających zarówno z działalności człowieka (głównie spalania paliw kopalnych) jak i czynników naturalnych (geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych) oraz związanych z nimi ewentualnych zmian funkcjonowania ekosystemów morskich.

Dane pomiarowe wykorzystane do analizy zmian pH wody morskiej zostały zebrane w latach 2007–2017 podczas rejsów badawczych przeprowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku (rys I.1).

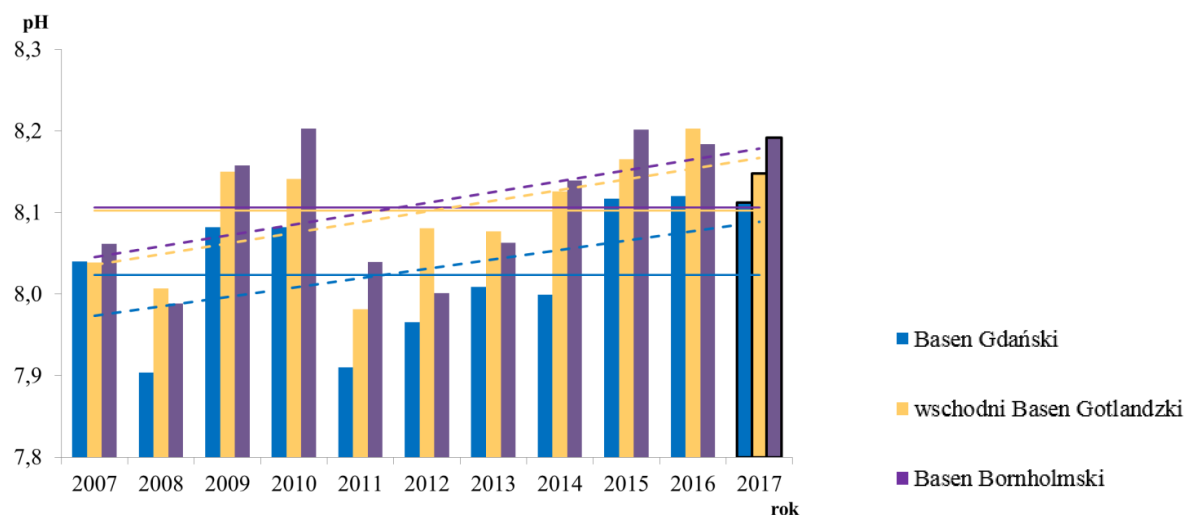
Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2017 r. w całym rejonie badań i w całym zakresie głębokości (od powierzchni do dna) zmieniały się w granicach od 6,85 do 9,18, a zakres tej zmienności był przesunięty w stronę niższych wartości w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku (7,04 do 9,23) (Krzymiński 2017). W 2017 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru wynosiła 8,15 i była niższa od średniej dla 2016 roku (8,16).

Również wartości ekstremalne pH wody morskiej poszczególnych akwenów były niższe od obserwowanych w roku ubiegłym, a średnie wartości roczne różniły się od stwierdzonych w 2016 roku (tab. II.2.3.1).

Tabela II.2.3.1. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2017 r. w porównaniu z 2016 r. Strzałki przy liczbach dla 2017 roku wskazują kierunek zmian.

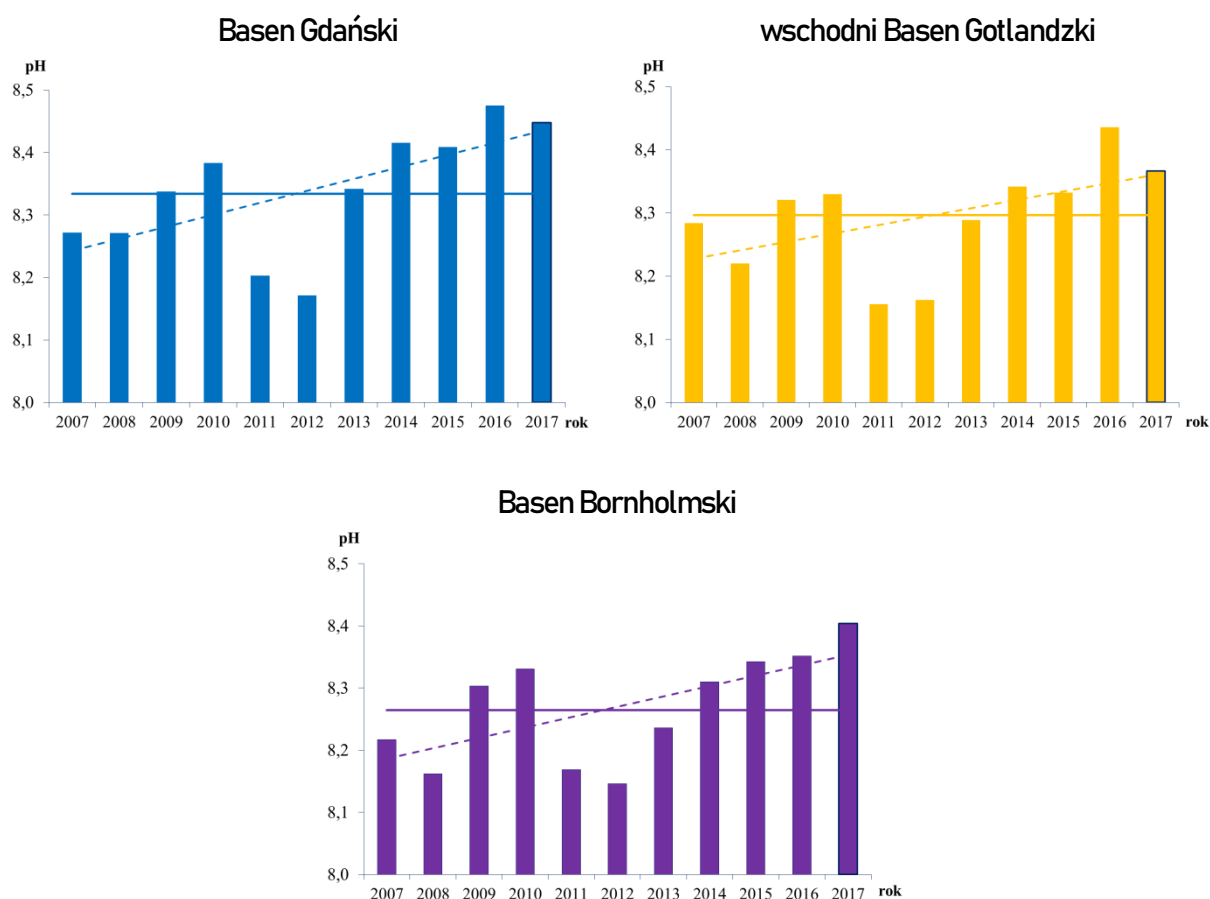
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017
Basen Gdański	7,04	6,85 ↓	9,22	8,91 ↓	8,12	8,11 ↓
Wschodni Basen Gotlandzki	7,20	7,19 ↓	9,00	8,86 ↓	8,20	8,15 ↓
Basen Bornholmski	7,14	6,96 ↓	9,23	9,18 ↓	8,18	8,19 ↑

Rozpatrując otrzymane w 2017 roku dane na tle ostatnich dziesięciu lat stwierdzono rosnącą tendencję odczynu wody morskiej, zarówno w całym obszarze objętym badaniami jak i na poziomie wydzielonych akwenów. Średnie wartości pH w 2017 r. w poszczególnych akwenach były wyższe od średniej dekadowej (rys II.2.3.1).



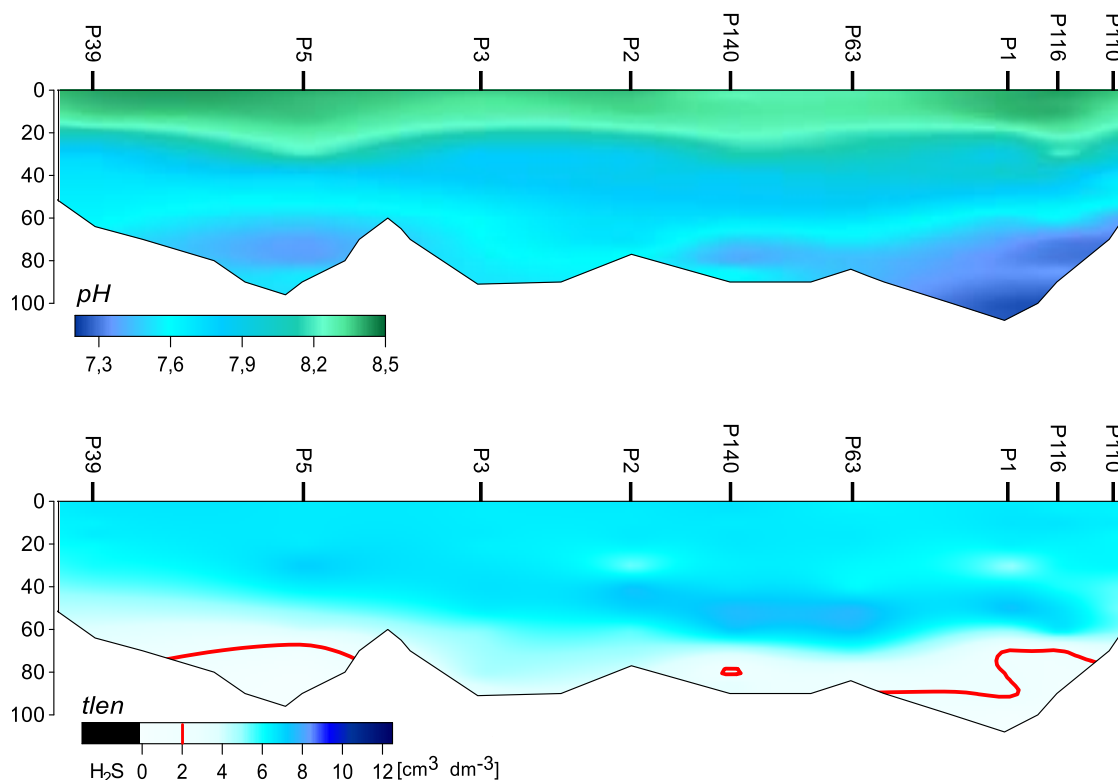
Rys. II.2.3.1. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2007–2017 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2007–2016, linia przerywana – tendencja zmian

Zmienność czasowa pH w warstwie powierzchniowej morza (0–10 m), stanowiącej bezpośredni receptor ewentualnych zmian zachodzących w atmosferze, wykazywała podobne prawidłowości jak obserwowane w ostatnim dziesięcioleciu dla całego słupa wody (rys II.2.3.2.)



Rys. II.2.3.2. Średnie wartości odczynu wody morskiej w latach 2007–2017 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2007–2016, linia przerywana – tendencja)

Zmiany odczynu wody morskiej są w dużej mierze efektem procesów biologicznych zachodzących w powierzchniowej warstwie wody. Podczas intensywnych zakwitów fitoplanktonu, w procesie fotosyntezy, ze środowiska pochłaniany jest dwutlenek węgla i uwalniany tlen. 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 i intensywności fotosyntezy (Wesslander 2011). Ze zmianami intensywności produkcji pierwotnej związane były zmiany sezonowe wartości pH. W roku 2017 najwyższe wartości pH zmierzono w okresie intensywniej roślinności (kwiecień–czerwiec). Charakterystyczny rozkład pionowy odczynu wody morskiej, czyli spadek pH od powierzchni do dna, związany m.in. ze zmniejszaniem ilości rozpuszczonego tlenu, zużywanego w głębszych warstwach morza w procesach chemicznych, ilustruje rysunek II.2.3.3.



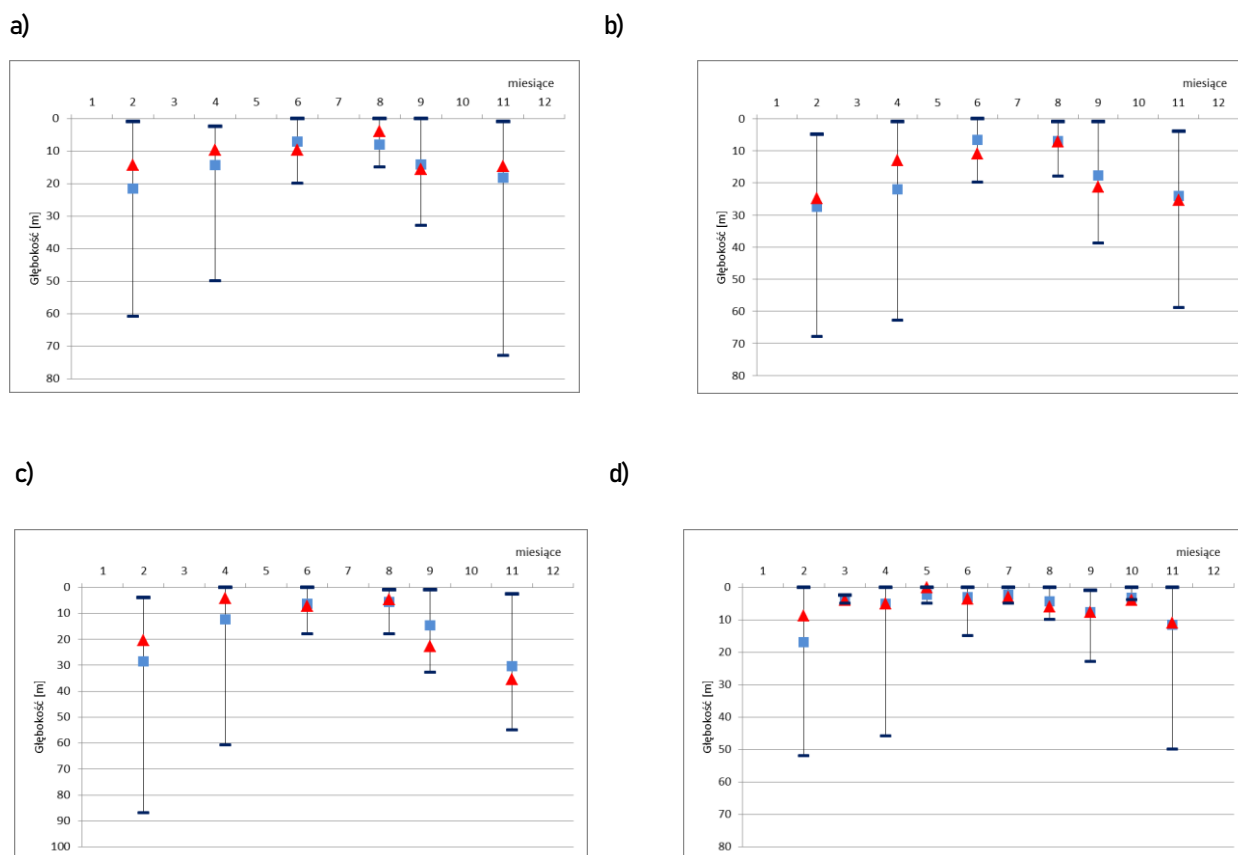
Rys. II.2.3.3. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z września 2017 r.)

II.2.4. Mieszanie wód

Pionowe mieszanie górnych warstw wód morskich jest wynikiem mieszania wiatrowego oraz konwekcji. Niezależnie od pory roku temperatura wody w strefie płytkowodnej jest często wyrównana od powierzchni do dna w wyniku mieszania wiatrowego. Z kolei konwekcja występuje w okresie jesiennego ochładzania się wód w warstwie powierzchniowej i 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 rozdziłu między tymi warstwami występują w okresie zimowym i na początku wiosny oraz późnym latem i jesienią. Najmniejsze zaś, od późnej wiosny (maj/czerwiec) do sierpnia (rys. II.2.4.1).

Zjawisko to występuje w rejonach o znacznych głębokościach jak: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki i Basen Gdański. Należy do nich także akwen „polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej” obejmujący zarówno obszary o małych głębokościach, jak i Zatokę Gdańską Wewnętrzną, gdzie występują duże głębokości do dna.

Na rysunku dotyczącym Basenu Gdańskiego skala pionowa zasięgu mieszania jest większa niż w przypadku pozostałych akwenów, ze względu na znacznie większy, maksymalny zasięg warstwy wymieszania.



Rys. II.2.4.1. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w wieloleciu 2007–2016 r. oraz średnia głębokość w 2017 (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 trzech basenach głębokowodnych w okresie zimowym i wczesną wiosną 2017 r. była mniejsza niż w wieloleciu. W większości przypadków różnice nie przekraczały 10 metrów. Większą głębokość warstwy zarejestrowano w czerwcu, wrześniu i listopadzie (rys. II.2.4.1a, b, c).

W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (rys. II.2.4.1d) 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 dużych głębokości warstwy wymieszania. W 2017 roku we wszystkich miesiącach średnia głębokość warstwy była mała i zbliżona do średniej z wielolecia.

II.2.5. 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 Błęcie (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 (choć 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 2011 r., wpłynął na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r. Odnosił 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 km³, 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 centralnym Morzu Bałtyckim. 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 km³ do 184 km³. W 2017 r. nie stwierdzono istotnych zmian, 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 cieśninę duńskie, jest nadal widoczny.

Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskich obszarach morskich wykorzystano pomiary przy pomocy prądomierza ADCP RDI podczas ruchu statku, które wykonywano w okresie od 2007 do 2017 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 2017 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (rys. II.2.5.1). Dla porównania wyznaczono róż prądów dla okresu 2007–2016 (rys. II.2.5.2). Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na wszystkich rysunkach wynosi 25%.

Prądy podpowierzchniowe w polskiej strefie przybrzeżnej (kwadraty: H02, I02, J03) w 2017 r. miały charakter bardzo odbiegający od rozkładów w wieloleciu, a dominowały prądy w kierunkach północnych i wschodnich. W kwadracie K02 w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej przeważnie rejestrowano prądy północno-zachodnie, natomiast w kwadracie L02 w większości przypadków były to prądy skierowane do brzegu (rys. II.2.5.1).

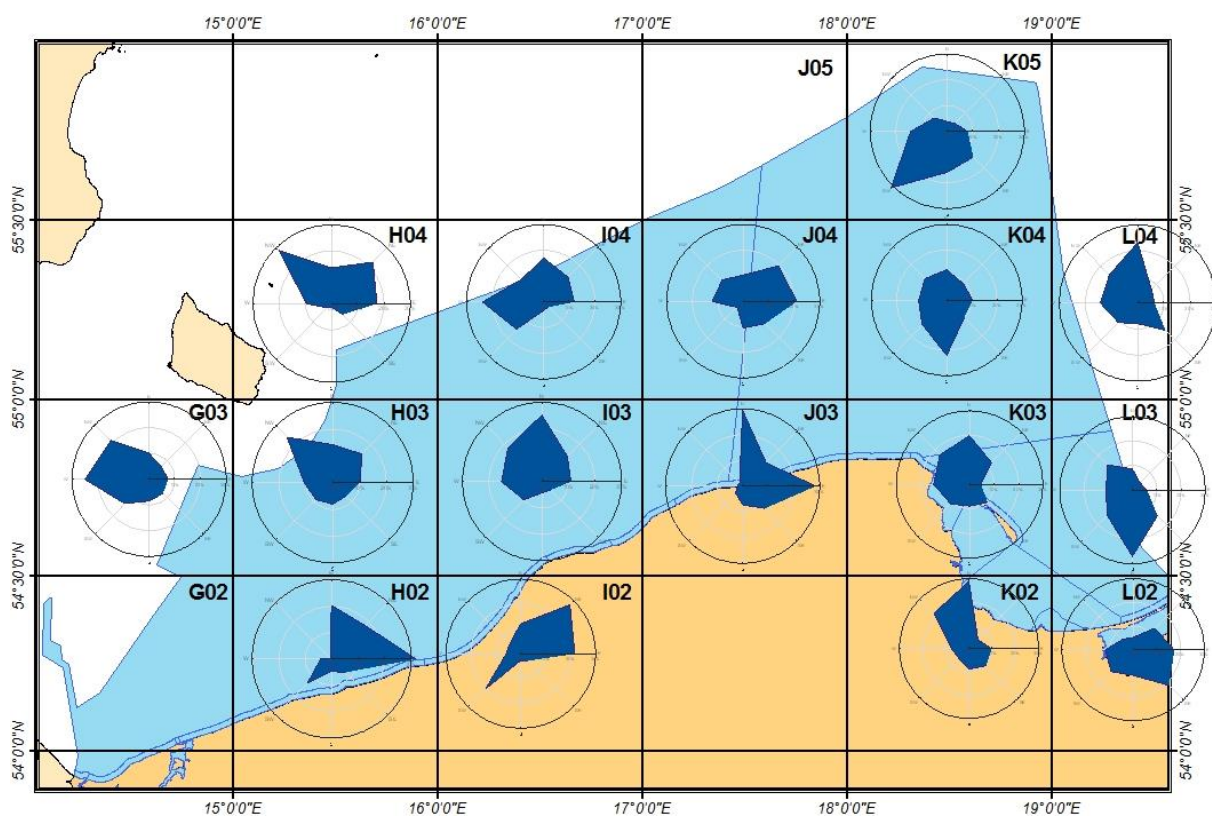
W 2017 roku w obrębie kwadratu L03 dominowały prądy skierowane wzdłuż osi północ-południe ze znaczną przewagą prądów południowych (rys. II.2.5.1). W wieloleciu występowały natomiast prądy o podobnym udziale procentowym wszystkich kierunków (rys. II.2.5.2).

W 2016 r., w rejonie Basenu Bornholmskiego najmniej było prądów północnych i południowych, a przeważały kierunki wschodnie i północno-zachodnie (rys. II.2.5.1), podobnie jak w wieloleciu (rys. II.2.5.2). W obrębie południowo-wschodniego stoku Głębi Gotlandzkiej występowały głównie prądy południowo-zachodnie, zbliżone do dominujących południowych w wieloleciu.

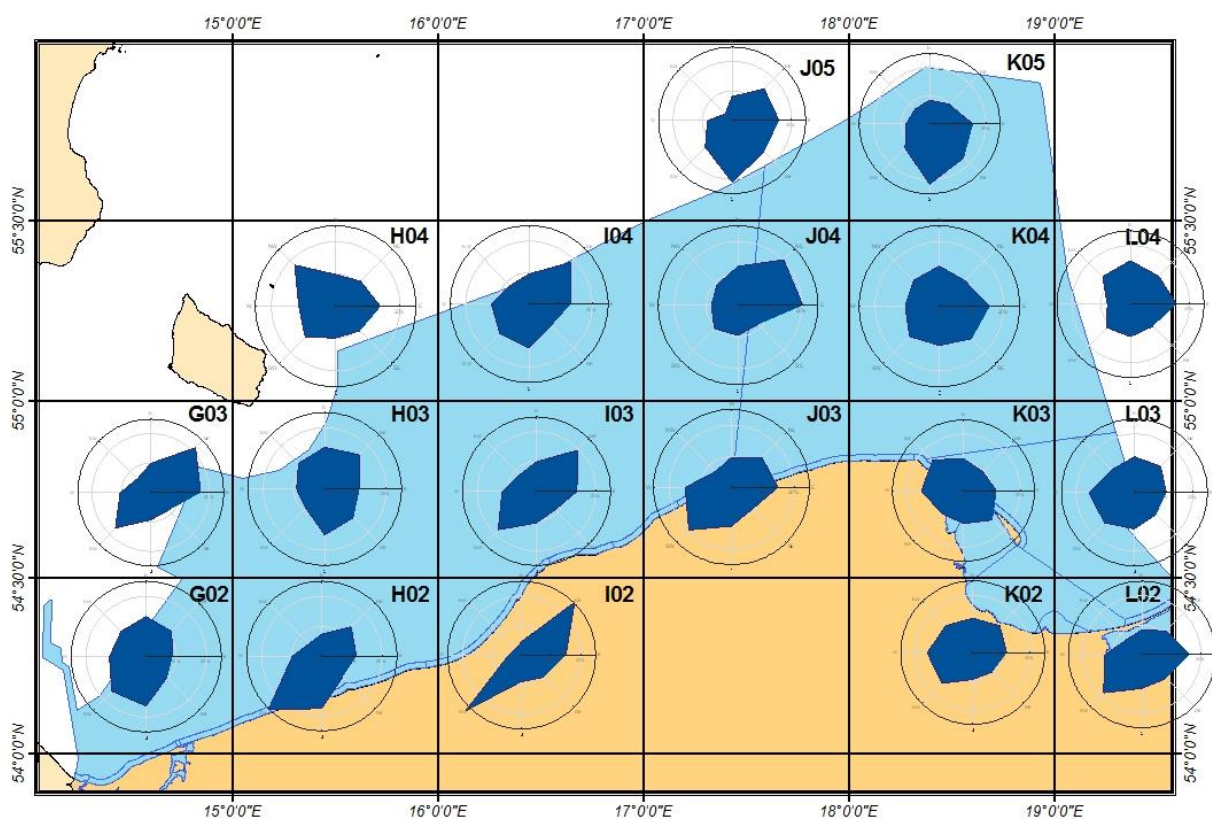
W kwadratach obejmujących Rynę Słupską (I04 i J04) prądy w 2017 r. miały odmienne kierunki: odpowiednio południowo-zachodnie oraz północno-wschodnie i wschodnie (rys. II.2.5.1).

Wieloletnie pomiary prądów metodą ciągłego profilowania przy pomocy ADCP od warstwy podpowierzchniowej do warstwy przydennej, wykonywane podczas rejsów monitoringowych, pozwalają na dokonanie oceny skali chwilowej wymiany poziomej wód w wybranych rejonach. Na rys. II.2.5.3 zilustrowano wynik obliczeń objętościowego natężenia przepływu wody (w tys. m³ s⁻¹) w warstwie podpowierzchniowej od 7,5 do 12,5 m głębokości wzdłuż osi północ-południe oraz wschód-zachód w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w latach 2006–2015 oraz w 2017 r.

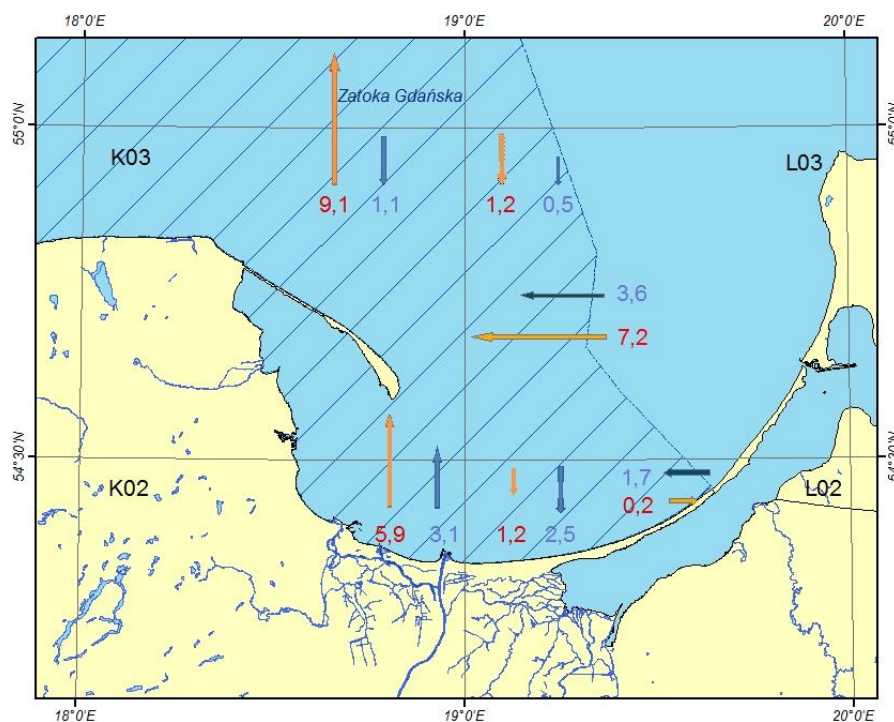
W 2017 r. wypadkowe natężenie przepływu w warstwie podpowierzchniowej morza w kwadratach strefy przybrzeżnej (K02 i L02) miało przeciwny kierunek z dominacją odpływu na północ w kwadracie K02. Na zachodzie, wody podpowierzchniowe odpływały w kierunku centralnej części Zatoki Gdańskiej, podczas gdy na wschodzie płynęły w kierunku strefy przybrzeżnej. Charakter wymiany wód w wieloleciu był podobny, zarówno w odniesieniu do kierunku, jak i wielkości przepływu. Mały odpływ wód (0,2 tys. m³ s⁻¹) przez granicę polskiej strefy ekonomicznej w kierunku wschodnim w 2017 r. był w tym rejonie znacznie mniejszy niż dopływ wód w wieloleciu (rys. II.2.5.3).



Rys. II.2.5.1. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2017 r.



Rys. II.2.5.2. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2007-2016



Rys. II.2.5.3. Natężenie przepływu wody (w tys. $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) w warstwie na głębokości od 7,5 do 12,5 m w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w wieloleciu 2007-2016 (strzałki niebieskie) oraz w roku 2017 (strzałki pomarańczowe) wzdłuż osi północ-południe oraz wschód-zachód przez wschodnią granicę polskiej strefy ekonomicznej

Na północnej granicy Zatoki Gdańskiej, w kwadracie K03, sumaryczne natężenie przepływu podczas rejsów w 2017 roku w kierunku północnym było wyjątkowo duże i wyniosło ponad 9 tys. $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, podczas gdy w wieloleciu występował słaby napływ wód z północy (1,1 tys. $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$).

W kwadracie L03 dopływ wód z otwartego morza był podobny jak w wieloleciu. Z kolei na wschodzie (kwadrat L03) występował znaczny dopływ wód (7,2 tys. $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) przez wschodnią granicę z rosyjskiej części Zatoki, dwukrotnie większy niż w wieloleciu (rys. II.2.5.3).

II.3. Cechy stanu



II.3.1. Różnorodność biologiczna

II.3.1.1. Ptaki

Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych

Od 2016 roku z programu Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW) wydzielono wody przejściowe, tzn. zbiorniki, które są częściowo zasolone, ale pozostają pod dużym wpływem wód słodkich. Zaliczono do nich Zalew Pucki i Zatokę Pucką 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 Dziwną, osadniki Zakładów Chemicznych Police, jeziora: Żarnowieckie, Łebsko, Gardno i Jamno oraz kontrolowane wcześniej 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. W celu zachowania ciągłości danych o zmianach liczebności i rozmieszczenia ptaków wodnych w całym kraju, analizy trendów liczebności oraz rozmieszczenia poszczególnych gatunków wykonano łącznie dla obu programów monitoringowych.

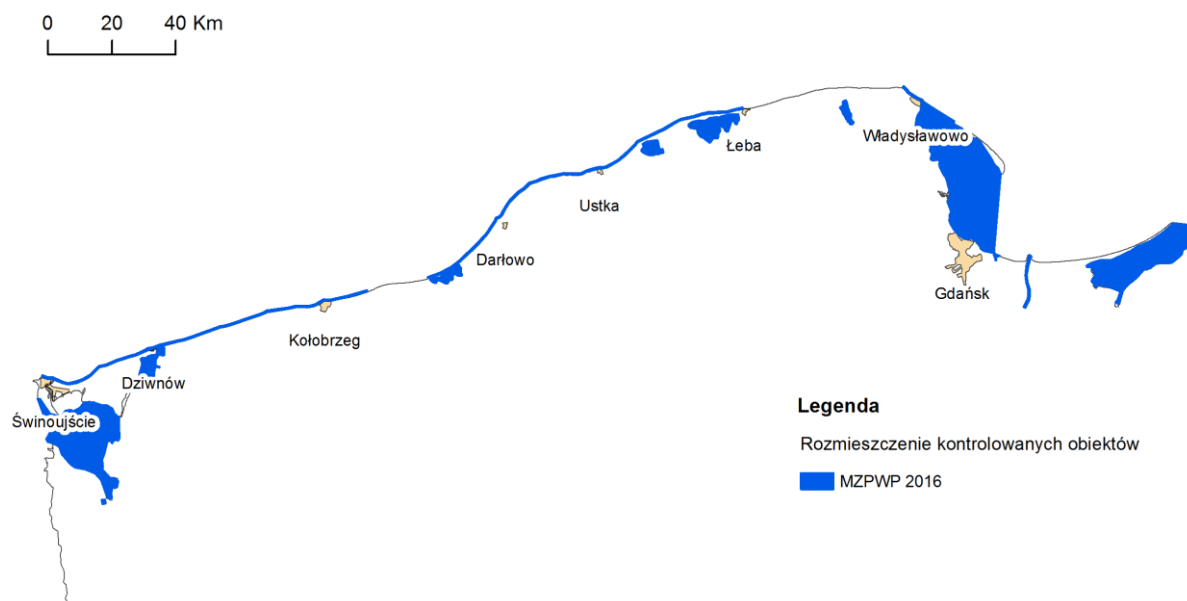
Na części wód przejściowych, takich jak zatoki morskie, ujściowe odcinki dużych rzek oraz na odcinkach wybrzeża otwartego morza pojawiają się, i to niekiedy licznie, ptaki silnie związane ze środowiskiem morskim, takie jak lodówka, uhla, markaczka, edredon, nur czarnoszyi, nur rdzawoszyi, alka, nurzyk, nurnik, perkoz rogaty i perkoz rdzawoszyi. Jednak ich największe koncentracje obserwuje się z dala od wybrzeża, w odległości wykluczającej możliwość wykonania liczenia z brzegu. Tym gatunkom poświęcony jest Monitoring Zimujących Ptaków Morskich, który opiera się na liczeniach wykonywanych ze statków.

Dane przeanalizowano pod kątem liczebności poszczególnych gatunków i stopnia ich rozpowszechnienia. W pierwszym przypadku posłużono się sumą liczebności każdego z gatunków na wszystkich skontrolowanych obiektach. Oprócz całkowitej liczebności przedstawiono udział poszczególnych gatunków w całym ugrupowaniu ptaków odnotowanych podczas liczenia. Wskaźnikiem rozpowszechnienia jest liczba obiektów, na których stwierdzono dany gatunek odniesiona do liczby obiektów, na których przeprowadzono liczenie. Wskaźnik ten wyrażony został w skali procentowej.

Całkowita liczba obszarów objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Wód Przejściowych wynosi 31. W przypadku zatok i zalewów przy morskich były to całe zbiorniki wodne. Kontrolowane fragmenty rzek i wybrzeża morskiego zostały natomiast podzielone na odcinki o długości około 10 km i każdy taki odcinek był traktowany jako jeden obszar (rys. II.3.1.1.1).

Tabela II.3.1.1.1. Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Wód Przejściowych na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.

Gatunki podstawowe	
1	Perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>
2	Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>
3	Czapla siwa <i>Ardea cinerea</i>
4	Łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>
5	Łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>
6	Krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>
7	Głowienka <i>Aythya ferina</i>
8	Czernica <i>Aythya fuligula</i>
9	Ogorzatka <i>Aythya marila</i>
10	Gągoł <i>Bucephala clangula</i>
11	Bielaczek <i>Mergus albellus</i>
12	Szlachar <i>Mergus serrator</i>
13	Nurogęs <i>Mergus merganser</i>
14	Łyska <i>Fulica atra</i>
Gatunki dodatkowe	
15	Mewa srebrzysta sensu lato <i>Larus argentatus</i>
16	Mewa siodłata <i>Larus marinus</i>
17	Mewa pospolita <i>Larus canus</i>
18	Śmieszka <i>Chroicocephalus ridibundus</i>
19	Perkozek <i>Tachybaptus ruficollis</i>
20	Gęś zbożowa <i>Anser fabalis</i>
21	Gęś białoczelna <i>Anser albifrons</i>
22	Gęgawa <i>Anser anser</i>
23	Świstun <i>Anas penelope</i>
24	Cyraneczka <i>Anas crecca</i>
25	Rożeniec <i>Anas acuta</i>
26	Płaskonos <i>Anas clypeata</i>
27	Kokoszka <i>Gallinula chloropus</i>
28	Bielik <i>Haliaetus albicilla</i>
29	Błotniaki <i>Circus spp.</i>
30	Czapla biała <i>Egretta alba</i>



Rys. II.3.1.1.1. Obszary kontrolowane w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2017 roku (wyznaczone w 2016 roku).

Teren Pomorza został podzielony na 3 regiony. Liczba obszarów była różna w poszczególnych regionach (tab. II.3.1.1.2) i zależała od znaczenia danego obszaru dla zimujących ptaków oraz od możliwości zapewnienia kontynuacji badań w następnych latach.

Tabela II.3.1.1.2. Liczba obszarów wyznaczonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w poszczególnych regionach.

Region	Liczba obszarów włączonych do monitoringu	Liczba obszarów na terenie OSOP
Pomorze Gdańskie	8	7
Pomorze Środkowe	10	9
Pomorze Zachodnie	13	11
RAZEM	31	27

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich

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. Są to OSOP Przybrzeżne Wody Bałtyku, OSOP Zatoka Pomorska i OSOP Ławica Słupska.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich skierowany jest przede wszystkim na ocenę liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim (tab. II.3.1.1.3). W tej grupie nazywanej grupą gatunków podstawowych znalazły się ptaki występujące licznie wzdłuż polskich wybrzeży (lodówka, markaczka, uhl), 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 pojawia się z dala od wybrzeży, jednak jego największe koncentracje spotykane są w zatokach przymorskich i na dużych jeziorach. Podczas liczenia notuje się także pozostałe gatunki ptaków wodnych.

Tabela II.3.1.1.3. Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.

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

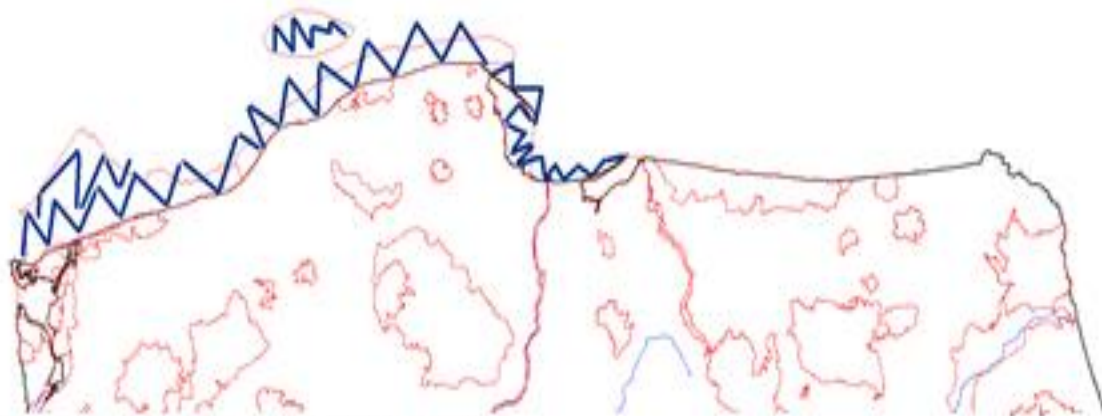
Monitoring objął wszystkie akweny płytkowodne o głębokościach poniżej 30 m, gdzie na Bałtyku gromadzi się najwięcej ptaków morskich. W strefach o większej głębokości spotyka głównie się gatunki rybożerne, które występują tam jednak w bardzo niskich zagęszczeniach oraz towarzyszące kutrom rybackim mewy. Badaniami objęto 12 milowy pas wód terytorialnych oraz dwa płytsze rejony położone w wyłącznej strefie ekonomicznej: Ławicę Słupską i Zatokę Pomorską (rys. II.3.1.1.2).

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 (tab. II.3.1.1.4). Powierzchnia objęta obserwacjami w obrębie transektów wyniosła w sumie 529,7 km² (tab. 3.1.1.4), 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.

Tabela II.3.1.1.4. 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 (674,7)	410,6 (404,8)
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 (873,1)	529,7 (523,9)

Liczenia wykonano wszystkich 56 transektach (rys. II.3.1.1.2), jednak z powodu gęstej kry spływającej Wisłą nie udało się policzyć ptaków na trzech z ośmiu odcinków transektu oraz na pięciu z sześciu odcinków transektu. W rezultacie całkowita długość transektów na obszarze wód terytorialnych wyniosła 674,7 km, a powierzchnia objęta obserwacjami w pasie transektów wyniosła w 2017 roku 404,8 km².



Monitoring zimujących ptaków morskich

Rys. II.3.1.1.2. Przebieg transektów w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.

Optymalnym terminem liczenia był okres od 5 do 25 stycznia obejmujący połowę tego miesiąca. Ze względu na bardzo niskie temperatury osiągające -12°C połączone z parowaniem powierzchni morza oraz długie okresy silnego falowania pierwszy rejs udało się wykonać dopiero 21 stycznia. Okres sprzyjającej pogody trwał nieprzerwanie do 27 stycznia i po krótkiej przerwie, także w dniach 30 i 31 stycznia, po czym nastąpiła kilkudniowa przerwa spowodowana sztormem. Ostatni rejs wykonano 9 lutego (tab. II.3.1.1.5). To opóźnienie nie powinno jednak w zasadniczy sposób wpłynąć na uzyskane wyniki, ponieważ w połowie lutego wędrówka powrotna ptaków morskich na lęgowniska jeszcze się nie rozpoczęła. Terminy wszystkich rejsów podane zostały w tabeli II.3.1.1.5

Tabela II.3.1.1.5. Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.

Akwen	Terminy rejsów
Ławica Słupska	21.01.2017
Wody terytorialne	21.01.2017, 23 - 26.01.2017, 30 - 31. 01.2017, 09.02.2017
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	23.01.2017

Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych

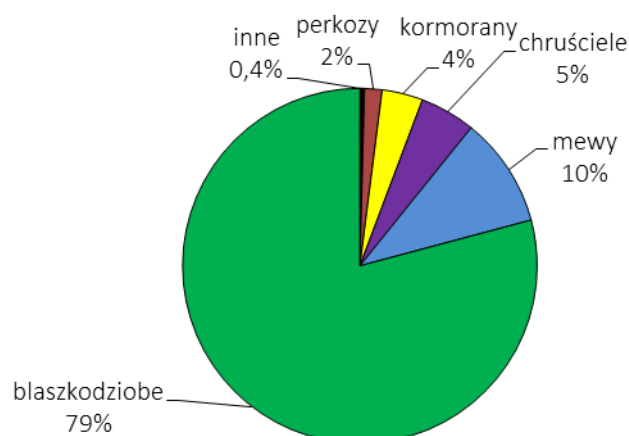
Ogółem na wszystkich 31 skontrolowanych obiektach stwierdzono 196.238 ptaków z gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Z tej liczby 187.375 osobników przebywało na kontrolowanych obiektach, a pozostałe zaobserwowano w trakcie przelotu. W przypadku 1.500 ptaków nie udało się ustalić ich przynależności gatunkowej, klasyfikując je tylko do rodzaju, lub do rodziny. Stanowiły one zaledwie 0,8% wszystkich osobników zanotowanych podczas liczenia. Stwierdzono obecność 45 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 31.376 osobników, co stanowiło 16% całego ugrupowania, gągoć z liczebnością 21.180 osobników, co stanowiło 11% wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas tego liczenia oraz łódówka, którą stwierdzono w liczbie 18.906 os. (10% wszystkich policzonych ptaków). Pozostałe gatunki nie osiągnęły 10% udziału w całym ugrupowaniu. Poziom 5% całkowitej liczebności wszystkich zanotowanych osobników przekroczyło jeszcze siedem gatunków: nurogęs, ogorzałka, uhła, krzyżówka, mewa srebrzysta *sensu lato*, łyska i markaczka (tab. II.3.1.1.6). Aż 79% wszystkich ptaków to przedstawiciele rzędu błaszkodziobych, a 10% ugrupowania stanowiły mewy. Udział pozostałych grup systematycznych był wyraźnie niższy. Tylko w przypadku chruścieli reprezentowanych głównie przez łyskę, wyniósł on 5% (rys. II.3.1.1.3).

Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 65% (127.531 os.) wszystkich stwierdzonych ptaków. Do tej grupy należały dwa najliczniejsze gatunki: czernica i gągoć, których liczebność przekroczyła 20 tys. osobników (tab. II.3.1.1.6).

Tabela II.3.1.1.6. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2017 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	31.293	83	31.376	16,0%
Gągoł	20.646	534	21.180	10,8%
Lodówka	18.619	287	18.906	9,6%
Nurogęs	14.445	709	15.154	7,7%
Ogorzałka	14.317	536	14.853	7,6%
Uhla	11.208	3.361	14.569	7,4%
Krzyżówka	12.103	124	12.227	6,2%
Mewa srebrzysta <i>sensu lato</i>	10.666	1.153	11.819	6,0%
Łyska	9.913	0	9.913	5,0%
Markaczka	8.792	244	9.036	4,6%
Łabędź niemy	7.164	382	7.546	3,8%
Kormoran	6.321	1.014	7.335	3,7%
Śmieszka	5.142	236	5.378	2,7%
Perkoz dwuczuby	3.124	10	3.134	1,6%
Gęgawa	2.351	4	2.355	1,2%
Mewa siwa	1.985	61	2.046	1,0%
Gęś zbożowa	1.681	0	1.681	0,9%
Bielaczek	1.518	36	1.554	0,8%
Głowienka	1.431	3	1.434	0,7%
Łabędź krzykliwy	822	25	847	0,4%
Szlachar	743	32	775	0,4%
Mewa siodłata	458	11	469	0,2%
Cyraneczka	329	0	329	0,2%
Nur rdzawoszyi	242	3	245	0,1%
Czapla siwa	195	8	203	0,1%
Nur czarnoszyi	128	3	131	0,1%
Edredon	86	0	86	+
Bielik	68	16	84	+
Czapla biała	25	2	27	+
Perkozek	21	0	21	+
Gęś białoczelna	20	0	20	+
Krakwa	17	0	17	+
Perkoz rogaty	8	0	8	+
Wodnik	7	0	7	+
Świstun	6	0	6	+
zimorodek	3	2	5	+
Kokoszka	5	0	5	+
Hełmiatka	4	0	4	+
Płaskonos	4	0	4	+
Piaskowiec	2	0	2	+
Bernikla kanadyjska	2	0	2	+
Bekasik	2	0	2	+

Gatunek	Ptaki siedzące	Ptaki w locie	Razem	Udział procentowy
Siewnica	1	0	1	+
Bernikla białolica	1	0	1	+
Ostrygojad	1	0	1	+
Ptaki nieoznaczone co do gatunku				
Gęś nieoznaczona	980	0	980	0,5%
Kaczka nurkująca nieoznaczona	425	0	425	0,2%
Nur nieoznaczony	41	44	85	+
Łabędź nieoznaczony	10	0	10	+
Suma	18.7375	8.923	196.298	100%

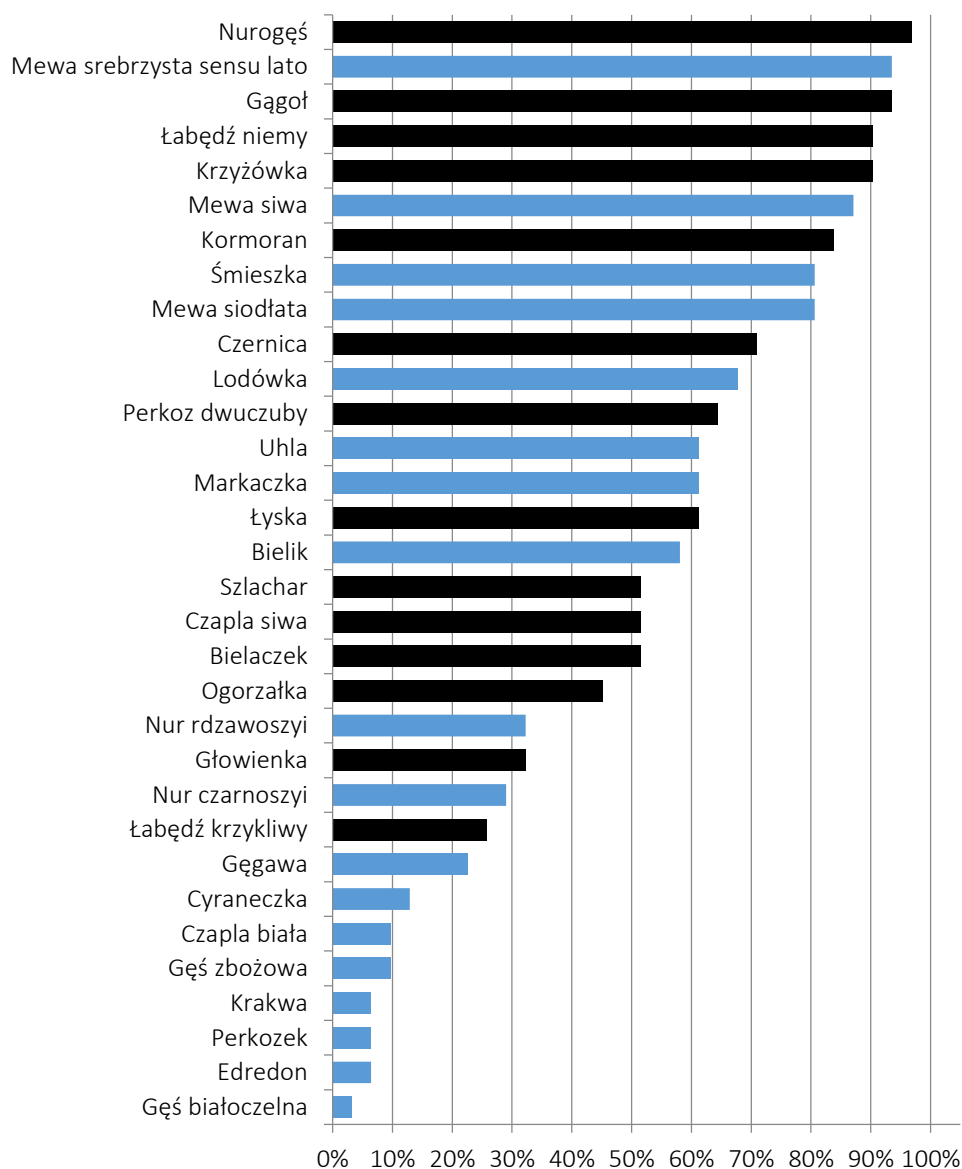


Rys. II.3.1.1.3. Udział procentowy ptaków z poszczególnych grup systematycznych.

Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi, w co najmniej 90% skontrolowanych obszarach (28-30 z 31 skontrolowanych) były nurogęś, gągoł, mewa srebrzysta, krzyżówka i łabędź niemy. Mewa siwa była odnotowana na 87% obszarów. Szeroko rozpowszechnione były też kormoran, mewa siodłata i śmieszka (powyżej 80% obszarów) (rys. II.3.1.1.4).

Związek między wskaźnikiem rozpowszechnienia i dominacją gatunku w całym ugrupowaniu najliczniejszych gatunków ptaków wodnych okazał się umiarkowanie silny i istotny statystycznie ($r=0,56$; $p=0,003$). Dominacja gatunku w całym ugrupowaniu ptaków i jego wskaźnik rozpowszechnienia są ze sobą skorelowane, co wskazuje na istnienie zależności polegającej na wzroście rozpowszechnienia gatunków wraz ze zwiększaniem się ich liczebności na obszarze wód przejściowych. Najliczniejsze trzy gatunki jakimi były czernica, gągoł i łódówka były też najbardziej rozpowszechnione, natomiast gatunki o najniższych liczebnościach spotykano na najmniejszej liczbie obszarów.

Podobnie jak w poprzednim sezonie najwięcej ptaków wodnych stwierdzono na Zatoce Puckiej zewnętrznej (36.489 osobniki) i na Zalewie Szczecińskim (35.459 os.). W pięciu obszarach, które gromadziły ponad 5 tysięcy ptaków, przebywało w sumie 66% ze wszystkich ptaków stwierdzonych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (tab. II.3.1.1.7).



Rys. II.3.1.1.4. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków. Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 10 osobników. (czarnym kolorem słupków wyróżniono gatunki podstawowe)

Tabela II.3.1.1.7. Lista obszarów, na których w styczniu 2017 przebywało powyżej 5 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.

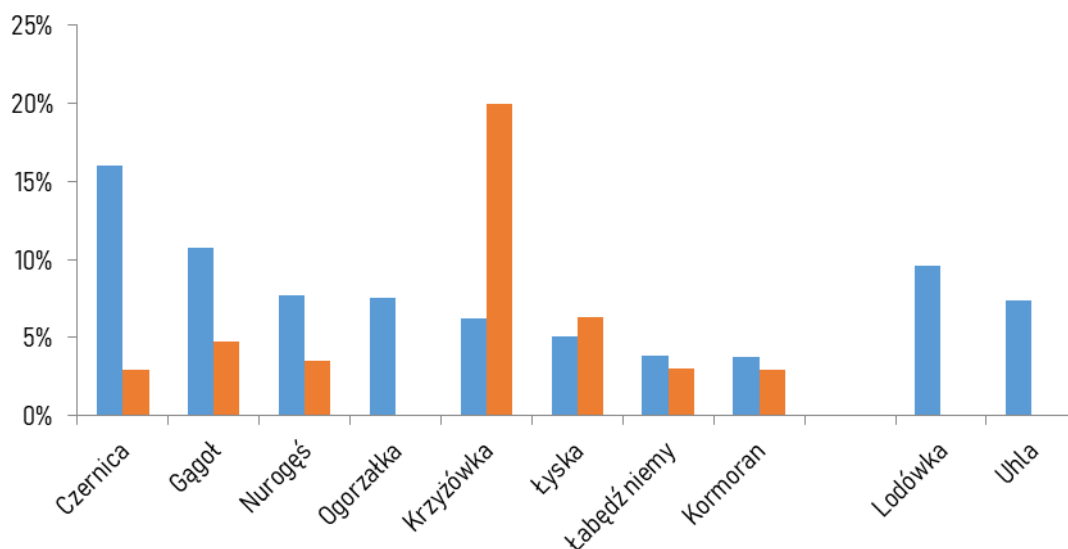
Kod obszaru	Obszar	Liczba ptaków	Udział procentowy w stosunku do całkowitej liczebności ptaków stwierdzonych w ramach MZPWP
PG06	Zatoka Pucka zewnętrzna	36.489	19%
PZ03	Zalew Szczeciński z deltą Świny	35.459	19%
PG05	Zatoka Pucka wewnętrzna	27.261	15%
PG03	Wiśła: Przegalina-ujście	17.116	9%
PG01	Jezioro Żarnowieckie	7.293	4%
Razem		123.618	66%

Zmiany liczebności i rozpowszechnienia

Obszary 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.3.1.1.8 Podobnie jak w MZPW dominują tu wzrosty wartości obu tych parametrów, jednak seria pomiarowa jest krótka i należy je traktować z ostrożnością.

Tabela II.3.1.1.8. Liczebność i rozpowszechnienie (Rozp.) 14 gatunków ptaków z grupy podstawowych stwierdzonych w 2017 roku w obszarach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych wraz z trendem zmian liczebności λ (Trend.Licz) i rozpowszechnienia (Trend.Rozp) na przestrzeni 7 lat (2011-2017). Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się parametru, a większe – na zwiększanie się. Gatunki uszeregowano alfabetycznie.

Nazwa gatunkowa	Liczba obszarów	Rozp.	Trend.Rozp	Liczebność	Trend.Licz
Bielaczek <i>Mergus albellus</i>	16	0,52	0,9946	1554	0,9686
Czapla siwa <i>Ardea cinerea</i>	16	0,52	1,1455	203	1,1828
Czernica <i>Aythya fuligula</i>	22	0,71	1,0637	31376	0,9341
Gągół <i>Bucephala clangula</i>	29	0,94	0,9924	21180	1,0821
Głowienka <i>Aythya ferina</i>	10	0,32	1,1349	1434	1,542
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	26	0,84	1,0386	7335	1,1714
Krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	28	0,9	1,0037	12227	0,9194
Łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>	8	0,26	1,0678	847	1,1376
Łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	28	0,9	1,0562	7546	1,2098
Łyska <i>Fulica atra</i>	19	0,61	1,1217	9913	1,3025
Nurogęś <i>Mergus merganser</i>	30	0,97	1,003	15154	1,0491
Ogorzatka <i>Aythya marila</i>	14	0,45	1,0479	14853	0,9787
Perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>	20	0,65	0,9757	3134	1,2928
Szlachar <i>Mergus serrator</i>	16	0,52	1,0031	775	0,9995



Rys. II.3.1.1.5. Porównanie udziału siedmiu najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych stwierdzonych z ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW) – słupek niebieski i Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) – słupek pomarańczowy.

Porównanie wyników uzyskanych w 2017 roku dla obiektów wydzielonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych i dla tych, które pozostały w Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych pokazuje, że istnieją znaczne różnice w rozmieszczeniu niektórych gatunków zimujących na terenie naszego kraju i wskazuje na duże znaczenie wód przejściowych nie tylko dla gatunków typowo związanych z akwenami morskimi jak lodówka i uhlą. Ale także dla takich licznie zimujących w Polsce gatunków jak czernica, gągoł i nurogęs (rys. II.3.1.1.5). Wody przejściowe są też głównym miejscem zimowania ogorzałki.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich

Podczas liczeń w 2017 roku ogółem stwierdzono 64.359 osobników ptaków wodnych z 24 gatunków oraz 83 osobniki, których przynależność gatunkowa nie została określona, co daje w sumie 64.442 ptaki wodne (tab. II.3.1.1.9). Ptaki nieoznaczone co do gatunku stanowią 0,13% wszystkich zaobserwowanych osobników, co nie powinno w żadnym stopniu wpłynąć na interpretację uzyskanych wyników. Podobnie jak w poprzednich sezonach w ugrupowaniu ptaków wodnych zimujących w polskiej strefie Bałtyku zaznaczyła się dominacja dwóch gatunków kaczek morskich: lodówki i uhli. Stanowiły one w sumie aż 96,0% wszystkich ptaków stwierdzonych w pasie transektów i 94,8% wszystkich ptaków zaobserwowanych podczas rejsów. Udział trzeciego pod względem liczebności gatunku – markaczki wyniósł odpowiednio 2,1% i 2,4% z wszystkich ptaków policzonych w pasie transektu i w całej strefie objętej liczeniem. Udział w całym ugrupowaniu ptaków na poziomie powyżej 1% osiągnęła jeszcze tylko mewa srebrzysta (tab. II.3.1.1.10).

Tabela II.3.1.1.9. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2017 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczona czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os. km ⁻²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
Lodówka	30.741	58,7	42.139	744,5
Uhlą	10.875	20,8	18.859	333,2
Markaczka	896	1,7	1.520	26,9
Mewa siwa	408	0,8	435	7,7
Mewa srebrzysta	196	0,4	752	13,3
Perkoz dwuczuby	70	0,1	96	1,7
Kormoran	61	0,1	139	2,5
Alka	31	0,1	86	1,5
Edredon	22	0,04	29	0,5
Perkoz rogaty	25	0,05	25	0,4
Szlachar	17	0,03	50	0,9
Nur czarnoszyi	13	0,02	22	0,4
Perkoz rdzawoszyi	9	0,02	9	0,2
Nurzyk	8	0,02	40	0,7
Mewa siodłata	5	0,01	8	0,1
Nur rdzawoszyi	5	0,01	26	0,5
Nurogęs	2	+	10	0,2
Nurnik	1	+	5	0,1
Gęgawa	1	+	1	0,02
Czernica			104	1,8
Gęs zbożowa			1	0,02
Śmieszka			1	0,02
Gągoł			1	0,02
Krakwa			1	0,02

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os. km ⁻²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
Alka lub nurzyk	5	0,01	25	0,4
Nury nieoznaczone	4	0,01	31	0,5
Perkozy nieoznaczone	1	+	3	0,1
Kaczki nieoznaczone			22	0,4
Łabędzie nieoznaczone			2	0,04
RAZEM	43.396	100	64.442	100

Tabela II.3.1.1.10. Struktura gatunkowa ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2017 roku. + - udział procentowy niższy od 0,01%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
Lodówka	30.741	70,9%	42.139	65,5%
Uhla	10.875	25,1%	18.859	29,3%
Markaczka	896	2,1%	1.520	2,4%
Mewa siwa	408	0,9%	435	0,7%
Mewa srebrzysta	196	0,5%	752	1,2%
Perkoz dwuczuby	70	0,2%	96	0,1%
Kormoran	61	0,1%	139	0,2%
Alka	31	0,1%	86	0,1%
Perkoz rogaty	25	0,10%	25	0,04%
Edredon	22	0,10%	29	0,05%
Szlachar	17	0,04%	50	0,10%
Nur czarnoszyi	13	0,03%	22	0,03%
Perkoz rdzawoszyi	9	0,02%	9	0,01%
Nurzyk	8	0,02%	40	0,10%
Nur rdzawoszyi	5	0,01%	26	0,04%
Mewa siodłata	5	0,01%	8	0,01%
Nurogęs	2	+	10	0,02%
Gęgawa	1	+	1	+
Nurnik	1	+	5	0,01%
Czernica			104	0,20%
Krakwa			1	+
Gęś zbożowa			1	+
Gągoł			1	+
Śmieszka			1	+
RAZEM	43.396	100	64.442	100

W pasie wód terytorialnych zanotowano 10, a w obszarze Zatoki Pomorskiej położonym poza tą strefą 9, a na Ławicy Słupskiej stwierdzono 7 gatunków grupy podstawowych dla monitoringu (tab. II.3.1.1.11-13).

Tabela II.3.1.1.11. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2017 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. + - wartość mniejsza od 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczona czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Zagęszczenie [os. km ⁻²]	Wszystkie zaobserwo- wane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
Lodówka	25.772	63,7	32.669	736,6
Uhla	9.036	22,3	15.606	351,9
Markaczka	849	2,1	1.412	31,8
Mewa siwa	406	1,0	431	9,7
Mewa srebrzysta	163	0,4	649	14,6
Perkoz dwuczuby	70	0,2	96	2,2
Kormoran	61	0,2	139	3,1
Alka	25	0,1	78	1,8
Edredon	22	0,1	29	0,7
Szlachar	17	0,04	50	1,1
Perkoz rogaty	16	0,04	16	0,4
Nur czarnoszyi	7	0,02	12	0,3
Perkoz rdzawoszyi	7	0,02	7	0,2
Nurzyk	7	0,02	28	0,6
Nur rdzawoszyi	5	0,01	24	0,5
Mewa siodłata	5	0,01	8	0,2
Nurogęś	2	+	10	0,2
Gęgawa	1	+	1	0,02
Nurnik	1	+	2	0,05
Czernica			104	2,3
Gągoł			1	0,02
Śmieszka			1	0,02
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
Nury nieoznaczone	4	0,01	30	0,7
Nurzyk lub alka	3	0,01	19	0,4
Perkozy nieoznaczo- ne	1	+	2	0,05
Łabędzie nieoznaczo- ne			2	0,05
RAZEM	36.480	90,12	51.426	1.159,5

Tabela II.3.1.1.12. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2017 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczona czcionką pogrubioną.

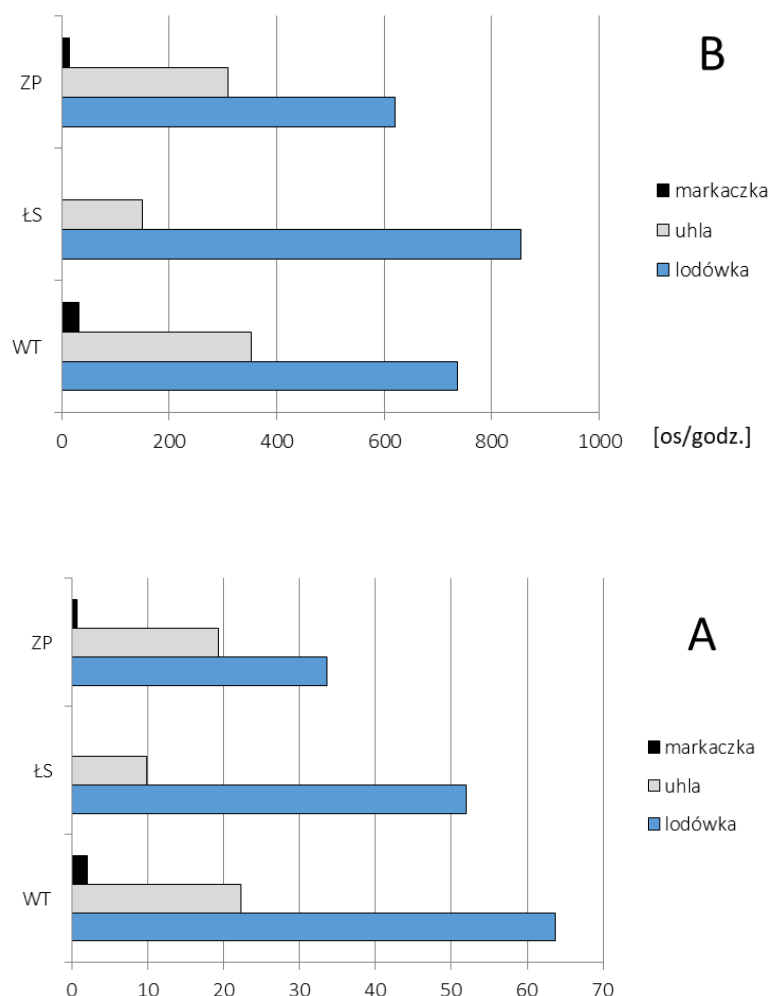
Gatunek	Osobniki w transekcje	Zagęszczenie [os. km ⁻²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h. rejsu]
Łodówka	2.648	51,9	4.566	853,5
Uhla	504	9,9	804	150,3
Mewa srebrzysta	9	0,2	32	6,0
Nur czarnoszyi	1	0,02	3	0,6
Mewa siwa	1	0,02	2	0,4
Nurnik			3	0,6
Nurzyk			2	0,4
Alka			1	0,2
Nur rdzawoszyi			1	0,2
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
Nurzyk lub alka			2	0,4
RAZEM	3.163	62,0	5.416	1.112,3

Tabela II.3.1.1.13 Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2017 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczona czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje	Zagęszczenie [os. km ⁻²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h. rejsu]
Łodówka	2.321	33,6	4904	620,8
Uhla	1.335	19,3	2449	310,0
Markaczka	47	0,7	108	13,7
Mewa srebrzysta	24	0,3	71	9,0
Perkoz rogaty	9	0,1	9	1,1
Alka	6	0,1	7	0,9
Nur czarnoszyi	5	0,1	7	0,9
Perkoz rdzawoszyi	2	0,03	2	0,3
Nurzyk	1	0,01	10	1,3
Mewa siwa	1	0,01	2	0,3
Nur rdzawoszyi			1	0,1
Krakwa			1	0,1
Gęś zbożowa			1	0,1
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
Kaczki nieoznaczone			22	2,8
Nurzyk lub alka	2	0,03	4	0,5
Nury nieoznaczone			1	0,1
Perkozy nieoznaczone			1	0,1
RAZEM	3.753	54,4	7.600	962,0

Podobnie jak w poprzednich sezonach najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych były kaczki morskie: łodówka, uhla i markaczka (tab. II.3.1.1.9). Łodówka była gatunkiem o najwyższym zagęszczeniu i wskaźniku częstości występowania w pasie wód terytorialnych, na Ławicy Słupskiej i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (tab.

II.3.1.1.11-13, rys. II.3.1.1.6). Dla uhlí wartość obu wskaźników była najwyższa w pasie wód terytorialnych (tab. 3.1.1.11, rys. II.3.1.1.6). Najwięcej markaczek spotkano w pasie wód terytorialnych, jednak ze względu na dużą powierzchnię tego obszaru wskaźnik zagęszczenia był tutaj niski (tab. II.3.1.1.11, rys. II.3.1.1.6). Pozostałe gatunki z grupy podstawowych były mało liczne. Z innych ptaków tylko mewa siwa w obrębie całego pasa wód terytorialnych osiągnęła średnią wartość wskaźnika zagęszczenia równego 1 os. km⁻² (tab. II.3.1.1.11). Wynika to jednak z bardzo nietypowej sytuacji jaką spotkano na wysokości Krynicy Morskiej, gdzie w pasie transektu znalazło się stado 400 osobników tego gatunku. Obserwacja ta jest wyjątkowa, bowiem od początku trwania monitoringu mewy siwe stwierdzano w dużym rozproszeniu.

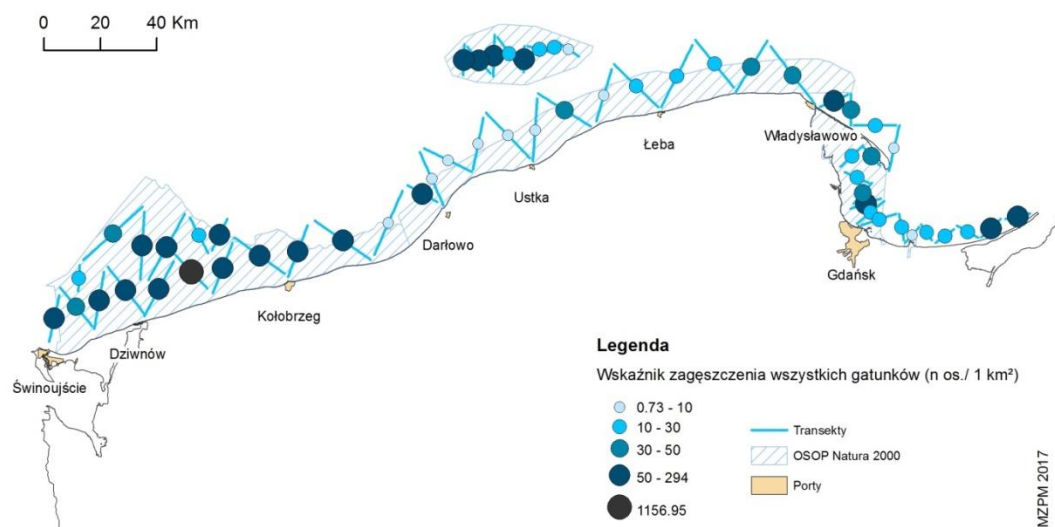


Rys. II.3.1.1.6. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2017 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne.

W analizie uwzględniono tylko osobniki zaobserwowane w granicach transektów i notowane podczas liczenia techniką „snap-shot”, ponieważ tylko takie stwierdzenia mogą służyć do obliczania zagęszczenia ptaków przebywających na akwenach morskich (Komdeur i in. 1992). W pierwszej części analizy przedstawiono wartości zagęszczeń wszystkich gatunków stwierdzanych na kolejnych transektach (rys. II.3.1.1.7). Pokazuje ona 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, na Zatoce Gdańskiej i w centralnej oraz zachodniej części Ławicy Słupskiej (rys. II.3.1.1.7). Bardzo dużą koncentrację zaobserwowano też na północ od Darłowa. Podobnie jak w poprzednim sezonie zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało wzdłuż środkowego wybrzeża między Darłowem i Łebą (rys. II.3.1.1.7).

Dla pięciu gatunków najbardziej licznych gatunków przedstawiono mapy obrazujące ich rozmieszczenie w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Są to: trzy najliczniejsze gatunki kaczek morskich, alka – której liczebność w stosunku do pierw-

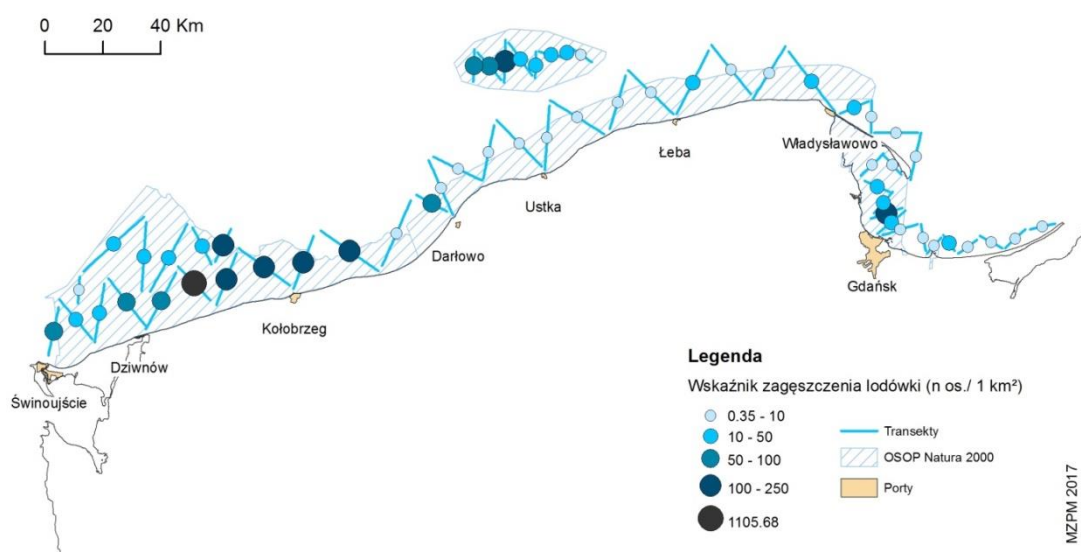
szego sezonu badań (2011) wyraźnie wzrosła oraz mewa srebrzysta *sensu lato* – gatunek, który licznie przebywa na Bałtyku, choć jego obecność na akwenach położonych z dala od brzegu w dużej mierze zależy od aktywności kutrów rybackich.



Rys. II.3.1.1.7. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku.

Lodówka

Zdecydowanie najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia lodówki zaobserwowano we wschodniej części Zatoki Pomorskiej w pasie wód terytorialnych. Wzdłuż transektu BA6 przekroczył on 1100 os. km⁻², a na czterech sąsiadujących od wschodu transektach zawierał się on w granicach 100–250 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.8). Warto zauważyć, że w poprzednich dwóch sezonach bardzo duża koncentracja tego gatunku również przebywała w tym samym rejonie. W centralnej części Ławicy Słupskiej oraz w południowo-zachodniej części Zatoki Gdańskiej zanotowane zagęszczenia na dwóch transektach także przekroczyły 100 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.8). W obrębie Obszaru Specjalnej Ochrony Ptaków Przybrzeżne Wody Bałtyku wskaźnik zagęszczenia lodówek były niskie i tylko lokalnie, wzdłuż jednego transektu w okolicach Darłowa, przekroczył on wartość 50 os. km⁻². Więcej ptaków tego gatunku przebywało jeszcze na Zatoce Puckiej na północ od Gdańska (rys. II.3.1.1.8).

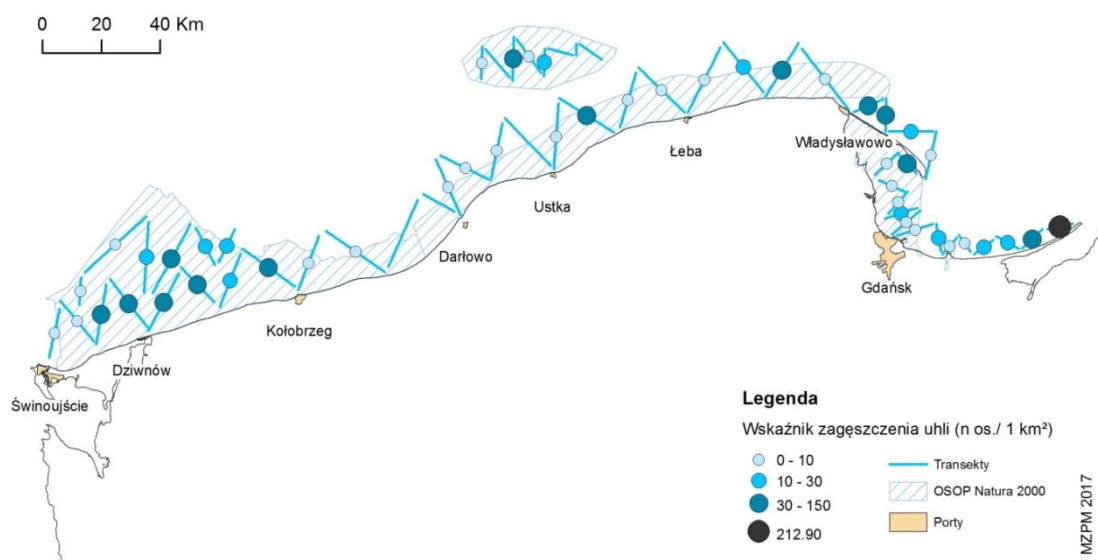


Rys. II.3.1.1.8. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku.

Rozmieszczenie największych koncentracji lodówek w latach 2012–2017 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.

Uhla

Gatunek ten najliczniej zimował na Zatoce Gdańskiej i na Zatoce Pomorskiej, w jej centralnej części, osiągając tam wskaźniki zagęszczenia w granicach 30–150 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.9). Największa koncentracja uhli została zaobserwowana na Zatoce Gdańskiej przy granicy z Obwodem Kaliningradzkim, gdzie wskaźnik zagęszczenia wyniósł 213 os. km⁻². W środkowej części polskiej strefy Bałtyku, poza dwoma transektami uhle przebywały bardzo nielicznie, (rys. II.3.1.1.9), co jest zbieżne z wynikami uzyskanymi w latach poprzednich. Na Ławicy Słupskiej gatunek ten pojawił się w jej centralnej i zachodniej części, a maksymalne zagęszczenie przekroczyło tam 30 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 u nasady Półwyspu Helskiego, tuż poza granicą obszaru Natura 2000 „Przybrzeżne Wody Bałtyku” (rys. II.3.1.1.9). Wskazuje to na potrzebę powiększenia tego obszaru w kierunku wschodnim.



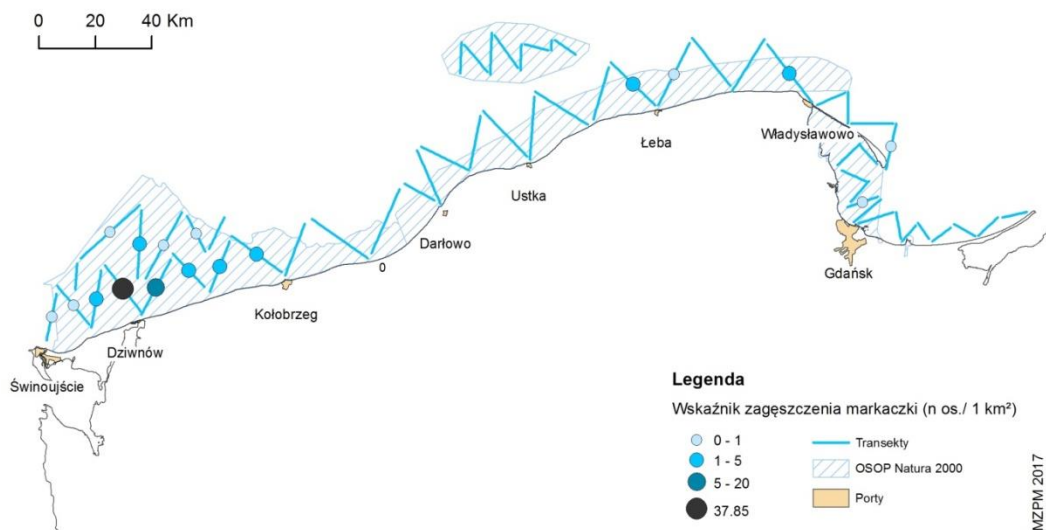
Rys. II.3.1.1.9. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku.

Obraz rozmieszczenia uhli w latach 2012–2017 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.

Markaczka

Występowanie markaczek w styczniu 2017, podobnie jak w poprzednich latach ograniczone było prawie wyłącznie do Zatoki Pomorskiej (rys. II.3.1.1.10), gdzie lokalnie wskaźnik zagęszczenia tego gatunku osiągnął wartość 38 os. km⁻². Poza Zatoką Pomorską markaczkę notowano w niewielkich zagęszczeniach, których wskaźnik nie przekraczał wartości 5 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.10). Na rozległych obszarach między Łebą i Kołobrzegiem oraz na wschód od Gdańska gatunku tego nie stwierdzono wcale.

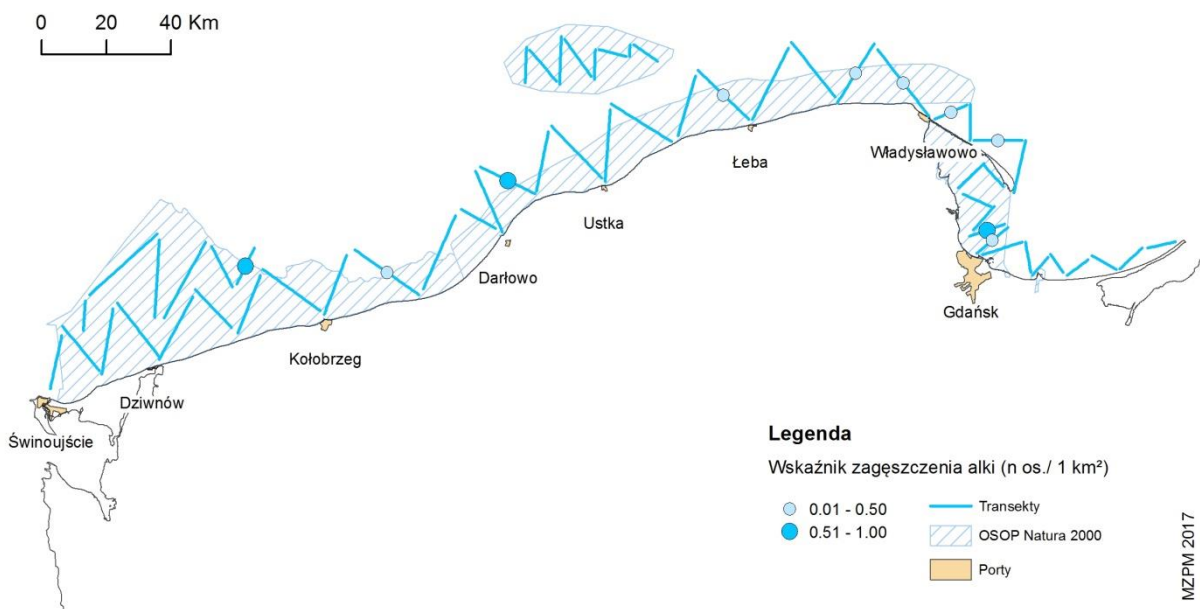
Wyniki uzyskane w 2017 roku potwierdzają, że jedynym obszarem polskiej strefy Bałtyku, który gromadzi znaczną liczbę markaczek jest Zatoka Pomorska. Zbieżne jest to także z wynikami uzyskanymi w latach 1991–1993 (Durinck i in. 1994) oraz 2007–2009 (Skov i in. 2011).



Rys. II.3.1.1.10. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku.

Alka

Najwięcej osobników tego gatunku zaobserwowano na Zatoce Gdańskiej na północ od Gdańska, między Ustką i Darłowem oraz we wschodniej części Zatoki Pomorskiej, gdzie zanotowano zagęszczenia w granicach 0,51-1,0 os. km^{-2} (rys. II.3.1.1.11). Na Zatoce Pomorskiej alka wyjątkowo licznie pojawiła się, gdzie na jednym z transektów poza pasem wód terytorialnych stwierdzono 6 osobników, co przelożyło się na zagęszczenie 0,8 os. km^{-2} . Na pozostałej części Zatoki Pomorskiej, na Ławicy Słupskiej, w rejonie Ustki oraz na wschód od Gdańska nie zaobserwowano ani jednego osobnika tego gatunku (rys. II.3.1.1.11).



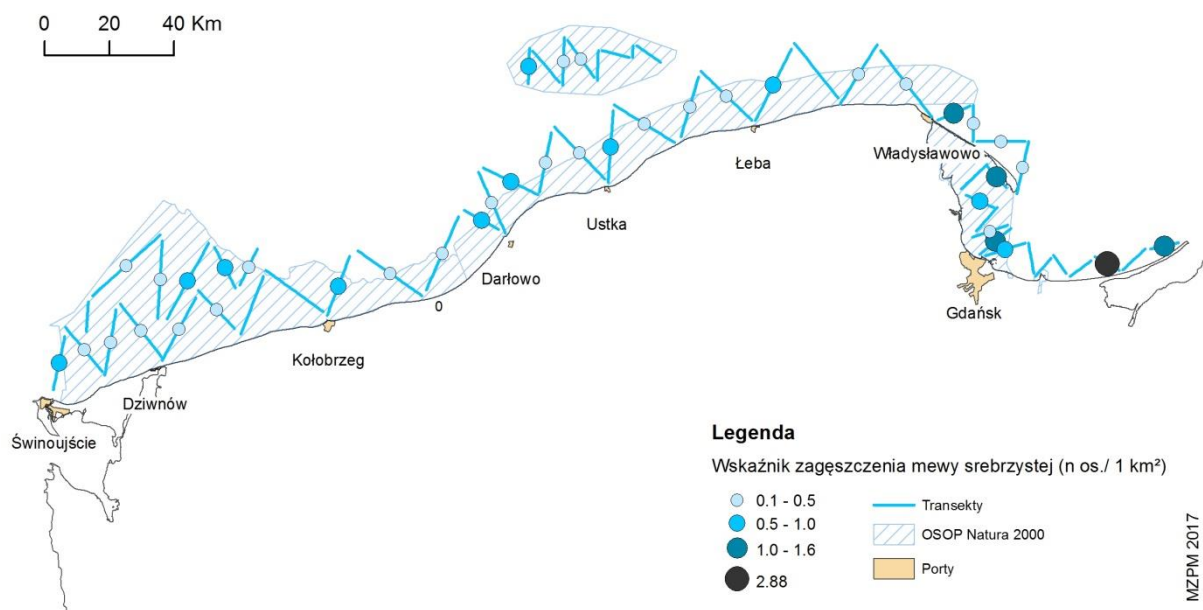
Rys. II.3.1.1.11. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku.

Rozmieszczenie alk w obrębie polskiej strefy Bałtyku w kolejnych latach objętych monitoringiem było podobne. Alka jest mało liczny w zachodniej i środkowej części wód terytorialnych, a na Zatoce Pomorskiej pojawia się rzadko. Tegoroczna obserwacja 6 ptaków na tym akwenie jest wyjątkowa.

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 dochodziła do 3 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.12). Poza Zatoką Gdańską mewa srebrzysta występowała w dużym rozproszeniu, nie tworząc dużych koncentracji (rys. II.3.1.1.12).

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.3.1.1.12. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej *sensu lato* w polskiej strefie Bałtyku.

Wskaźnik rozpowszechnienia

Gatunkami, które osiągnęły najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia były łódzka, uhl i mewa srebrzysta. Łódzkę stwierdzono na wszystkich, uhl na 87,5%, a mewę srebrzystą na 71,4% spośród 56 skontrolowanych transektów (tab. II.3.1.1.14). Pozostałe gatunki zaobserwowano na mniej niż połowie transektów. Trzecim pod względem wartości tego wskaźnika gatunkiem z grupy podstawowych była markaczka, zaobserwowana na 30,4% transektów. Wskaźniki rozpowszechnienia kolejnych gatunków z tej grupy: alki, nura czarnoszyjowego, perkoza rdzawoszyjowego, perkoza rogatego i nurzyka były wyraźnie niższe, choć przekroczyły wartość 10% (tab. II.3.1.1.14). Na co najmniej 20% skontrolowanych transektów odnotowano obecność kormorana i perkoza dwuczubego (tab. II.3.1.1.14). Pozostałe gatunki były mało liczne i z tego powodu nie mogły być szeroko rozpowszechnione.

Wskaźnik rozpowszechnienia jest silnie skorelowany z liczebnością danego gatunku (wskaźnik korelacji Pearsona $r=0,90$ $p<0,001$). Oznacza to, że najliczniejsze gatunki były jednocześnie najszerzej rozpowszechnione. Gatunkiem, który nie do końca wpisuje się w taką zależność jest mewa srebrzysta, która przy bardzo wysokim wskaźniku rozpowszechnienia (71,4%) pod względem liczebności była dopiero piąta (196 osobników stwierdzonych w pasie transektów). Wskazuje to na występowanie tego gatunku w dużym rozproszeniu.

Z 56 transektów, wzdłuż których liczono ptaki, 46 (82%) znajdowało się przynajmniej częściowo na Obszarach Specjalnej Ochrony Ptaków sieci NATURA 2000 (OSOP). Tak wysoki udział obiektów znajdujących się w obrębie OSOP wynika z faktu, że duża część polskiej strefy Bałtyku objęta jest tą formą ochrony. Znajdują się tu cztery bardzo rozległe takie obszary: Przybrzeżne Wody Bałtyku, Zatoła Pomorska, Ławica Słupska oraz Zatoła Pucka.

Tabela II.3.1.1.14. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków morskich. Gruba czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych.

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
Lodówka	56	100,0%
Uhla	49	87,5%
Mewa srebrzysta <i>sensu lato</i>	40	71,4%
Markaczka	17	30,4%
Kormoran	14	25,0%
Perkoz dwuczuby	13	23,2%
Alka	10	17,9%
Nur czarnoszyi	9	16,1%
Mewa siwa	9	16,1%
Perkoz rogaty	8	14,3%
Perkoz rdzawoszyi	6	10,7%
Nurzyk	6	10,7%
Mewa siodłata	5	8,9%
Edredon	5	8,9%
Nur rdzawoszyi	4	7,1%
Szlachar	3	5,4%
Nurogęs	2	3,6%
Gęgawa	1	1,8%
Nurnik	1	1,8%

W obrębie Obszarów Specjalnej Ochrony Ptaków (OSOP) przebywało 88% ze wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Wartość ta jest nieco wyższa niż w latach 2011–2012 i 2016, kiedy to wyniosła odpowiednio 81%, 86% i 84%. W 2013 roku na akwenach wchodzących w skład OSOP stwierdzono najwięcej, bo aż 97% ptaków, a w latach 2014 i 2015 udział ten wyniósł odpowiednio 89% i 90%. Różnice te wynikają z faktu, że w wschodniej części Zatoki Gdańskiej, która leży poza akwenami objętymi OSOP obserwuje się duże różnice w liczbie przebywających tam ptaków, a w szczególności uhli. Akwen przylegający do granicy z Obwodem Kaliningradzkim jest ważnym miejscem koncentracji tego gatunku, jednak dużą liczbę uhli obserwuje się tu nie każdego roku. Najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących Obszary Specjalnej Ochrony Ptaków wystąpił w grupie kaczek morskich i nurów, gdzie 90% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP (tab. II.3.1.1.15). Wszystkie markaczki i prawie wszystkie lodówki przebywały na Obszarach Specjalnej Ochrony Ptaków. Natomiast w przypadku uhli udział ten był wyraźnie niższy i wyniósł podobnie jak w ubiegłym roku tylko 68% (tab. II.3.1.1.15). Duże zgrupowanie uhli przebywa w każdym roku (także w 2016) na wschód od granicy obszaru Natura 2000 „Przybrzeżne Wody Bałtyku” oraz przy granicy z Obwodem Kaliningradzkim.

Udział alk (alka, nurzyk i nurnik) przebywających w OSOP był wysoki w porównaniu z poprzednim sezonem (w 2016 roku 34%) (tab. II.3.1.1.15). Nie zaobserwowano tak jak w ubiegłym roku znacznej liczby alk w pasie wód terytorialnych na wschód od ujścia przekopu Wisty, oraz przy Półwyspie Helskim, które to obszary znajdują się poza granicami OSOP.

Wyniki uzyskane w roku 2017, a także w poprzednich latach objętych monitoringiem potwierdzają, że rozległe morskie Obszary Specjalnej Ochrony Ptaków gromadzą znaczną większość ptaków morskich zimujących w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Szczególnie dobrze widać to na przykładzie najliczniejszej grupy jaką są kaczki morskie. W żadnym z sześciu sezonów ich udział w tych obszarach nie spadł poniżej 80% (rys. II.3.1.1.13). Poza jednym sezonem bardzo wysoki był też udział nurów zimujących w obrębie OSOP, natomiast w przypadku alk i obu perkozów zaliczanych do gatunków podstawowych udział ten był bardzo zmienny (rys. II.3.1.1.13). Perkozy notowane są w niewielkiej liczbie, ponieważ na akwenach morskich zimują w dużym rozproszeniu. Alki i perkozy prawdopodobnie nie trzymają się stałych miejsc zimowania i w zależności od warunków środowiskowych, w tym rozmieszczenia i liczebności drobnych ryb pelagicznych, któ-

rymi się żywią, zmieniają miejsca swojego przebywania. Tak znacznych wahań udziału obserwacji w obrębie OSOP nie stwierdzono u nurów, które również są ichtiofagami. Jednak są one znacznie większe niż alki i perkozy, co może przekładać się na odmienny skład ich diety.

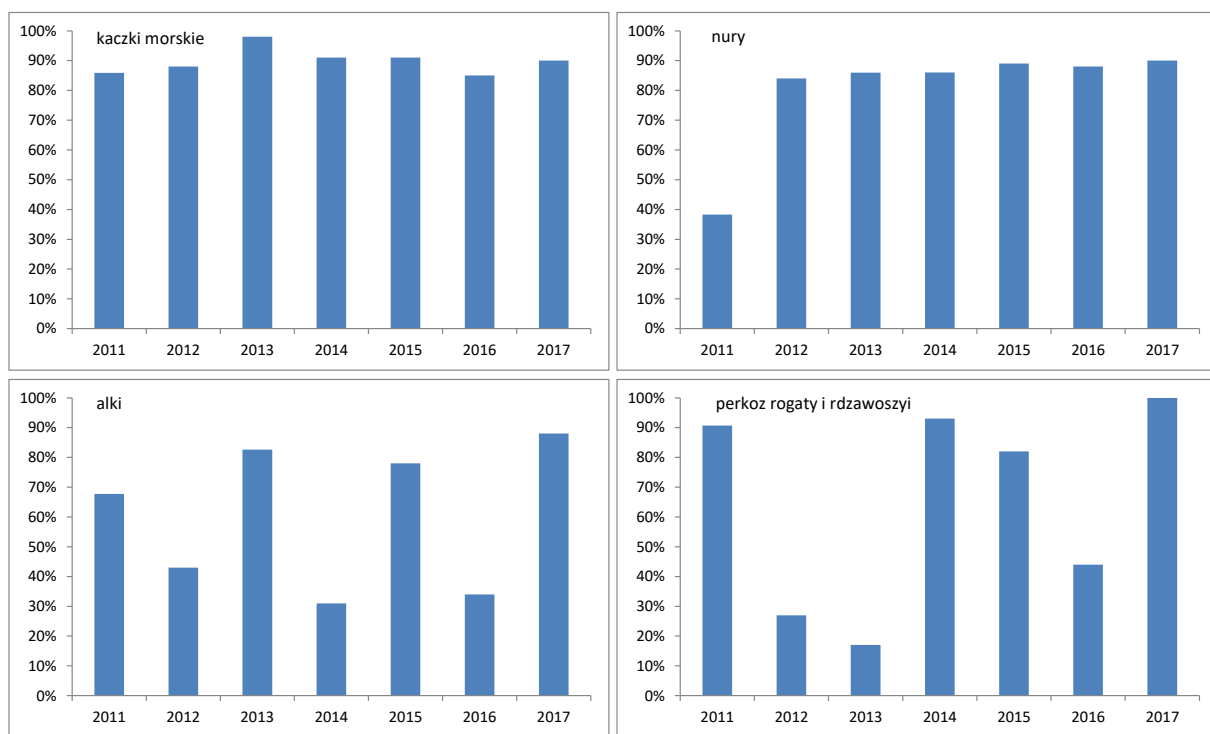
Tabela II.3.1.1.15. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających na Obszarach Specjalnej Ochrony Ptaków. Wymieniono tylko gatunki, które przebywały w OSOP w liczbie co najmniej 30 osobników.

Gatunek	Liczebność osobników przebywających w OSOP	Udział procentowy osobników przebywających w OSOP
kaczki morskie		
Markaczka	1.517	100%
Lodówka	41.667	99%
Uhla	12.777	68%
RAZEM KACZKI MORSKIE	55.998	90%
alki		
Nurzyk	38	95%
Alka	73	85%
RAZEM ALKI	138	88%
nury		
RAZEM NURY	71	90%
Mewy		
Mewa srebrzysta <i>sensu lato</i>	604	80%
Mewa siwa	30	7%
RAZEM MEWY	640	54%
pozostałe gatunki		
Szlachar	48	96%
Kormoran	123	88%
Perkoz dwuczuby	69	72%
RAZEM POZOSTAŁE GATUNKI	318	69%

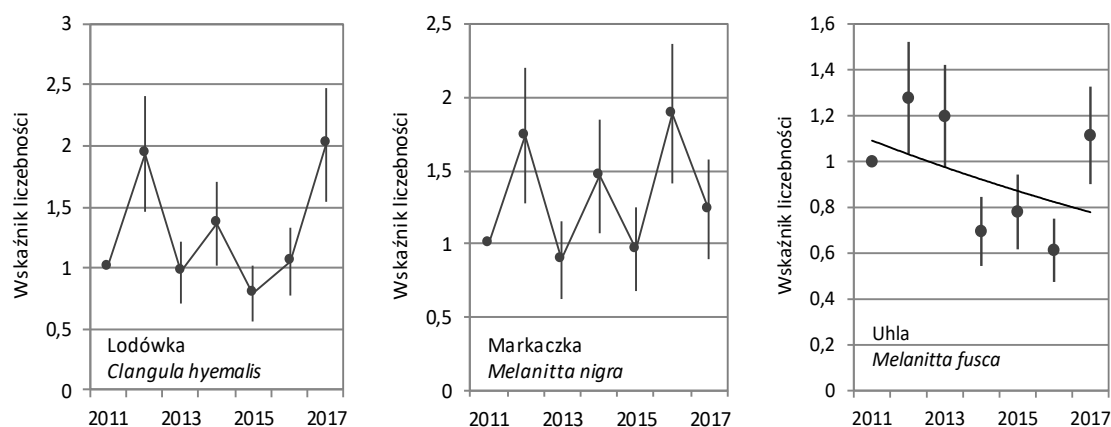
Przedstawione tu wyniki badań pokazują, że Obszary Specjalnej Ochrony Ptaków w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję, choć skuteczność ochrony ptaków zimujących w ich obrębie zależeć będzie od zapisów w ich planach ochrony obszarów Natura 2000, które mają zostać zatwierdzone w najbliższych latach.

Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011–2017 przeprowadzono dla czterech najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych oraz dla nura czarnoszyjowego. Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych. Zbyt krótki okres czasu trwania monitoringu (poniżej 10 lat) uniemożliwia wykonanie tego typu analizy dla pozostałych gatunków.

Spośród kaczek morskich, tylko uhla, wykazała istotny statystycznie lekki trend spadkowy ($b = 0,95$; $p < 0,05$). Liczebność lodówki i markaczki w omawianym okresie można uznać za stabilną, choć brak jest istotnego statystycznie trendu zmian liczebności (rys. II.3.1.1.14). W ostatnich kilkunastu latach kaczki morskie zimujące na Bałtyku wykazały silny trend spadkowy (Skov et al. 2011). Wyniki uzyskane podczas sześciu lat monitoringu wskazują, że tylko w przypadku uhli mamy do czynienia z niewielkim spadkiem jej liczebności, natomiast pozostałe dwa gatunki wydają się pod tym względem stabilne. 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 markaczki i lodówki w polskiej strefie Bałtyku wynika z przemieszczeń ptaków między różnymi zimowiskami.

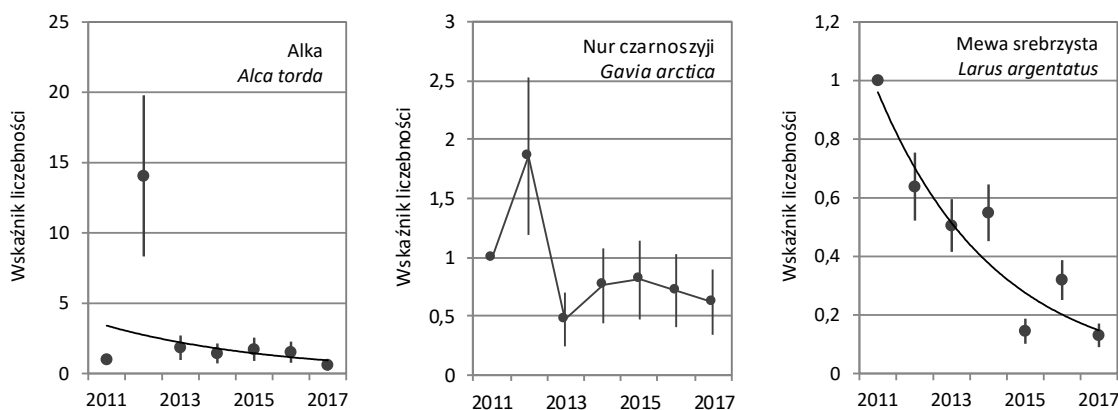


Rys. II.3.1.1.13. Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP w kolejnych latach.



Rys. II.3.1.1.14. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2017.

Nur czarnoszyi nie wykazał istotnego statystycznie trendu zmian liczebności, natomiast w przypadku mewy srebrzystej zanotowano silny, istotny statystycznie spadek liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku ($b=0,73$; $p<0,01$) (rys. II.3.1.1.15). 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. Także u alki zaznaczył się silny spadek liczby osobników przebywających na obszarze objętym badaniami ($b=0,81$; $p<0,01$). Jednak w dużym stopniu na taki obraz zmian liczebności wpływa wynik z roku 2012, gdy zaobserwowano wyjątkowo dużą liczebność ptaków tego gatunku (rys. II.3.1.1.15).



Rys. II.3.1.1.15. Trendy liczebności alki, nura czarnoszyjgo i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2017.

II.3.2.2. Indeks wielkich ryb w wodach otwartych (LFI)

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

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

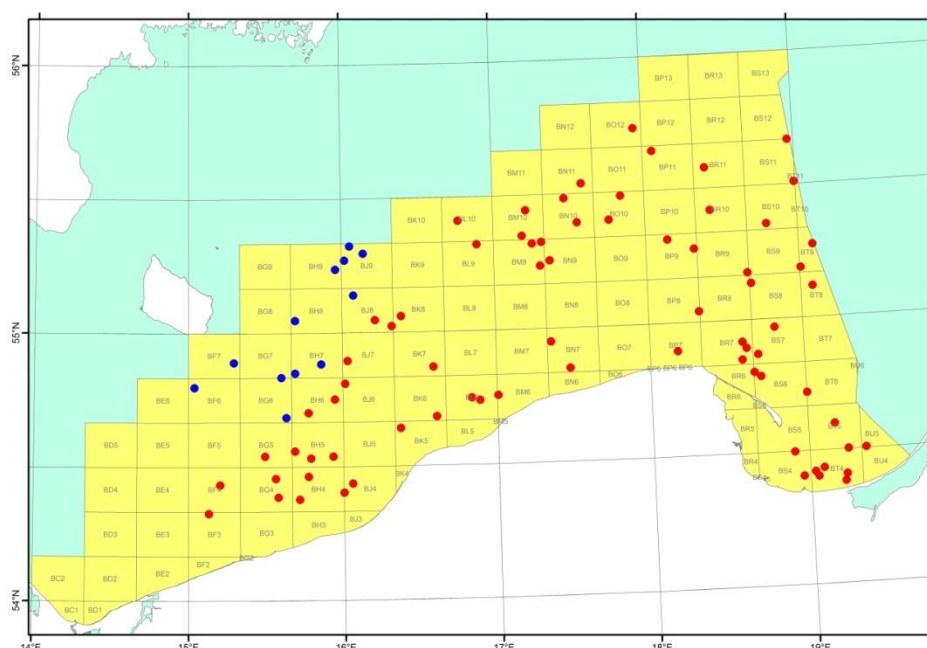
Duże ryby, obecne w połowach badawczych, wskazują na dobry stan Morza Bałtyckiego. Indeks ma wyrażać zmiany śmiertelności połowowej na poziomie zbiorowisk. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich 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 biogeny. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI a presją połowową, zastosowana zostanie wyznaczona w 2011 roku granica pomiędzy subGES a GES.

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).

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

Do obliczenia wartości wskaźnika LFI w 2017 roku użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskiej strefie ekonomicznej, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 74 stacji polskich oraz 12 stacji duńskich (rys. II.3.2.2.1).



Rys. II.3.2.2.1. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2017 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (74); ● stacje duńskie (12).

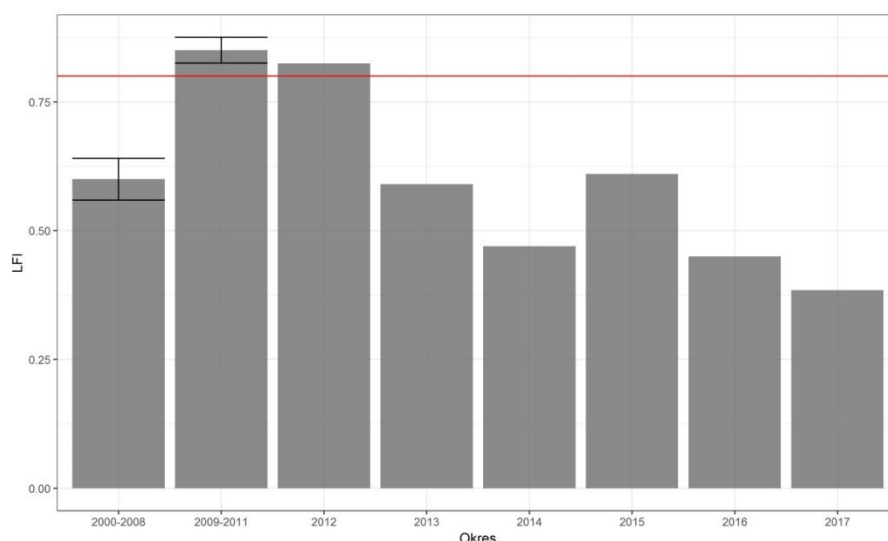
Ocena stanu środowiska w zakresie cechy 1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2017 roku przyjęto zasadę oceny stanu środowiska morskiego jak dla wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES. Jest to założenie, które wymaga weryfikacji w toku dalszych prac projektów HELCOM odpowiedzialnych za rozwój wskaźników.

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

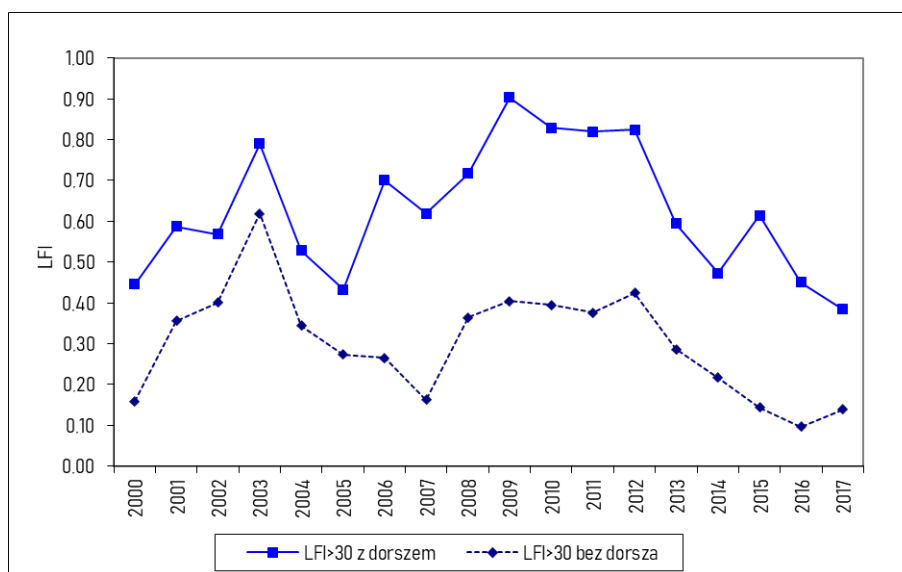
Wartość progową (*threshold value*) dla strefy otwartego morza – część zachodnia (ICES 25) wyznaczono na poziomie 0,8. W 2017 roku wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,38 dla podobszaru ICES 25. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES (rys. II.3.2.2.2, rys. II.3.2.2.6, tab. II.3.2.2.1)

Na rysunku II.3.2.2.3 zamieszczono krzywe przedstawiające udział dużych ryb w połowach BITS w okresach 2000–2011 i 2012–2017. Udział dużych ryb z wyłączeniem dorsza (pozostały: stornia, gładzica, skarp oraz witlinek) przedstawiony został za pomocą linii przerywanej. Sposób prezentacji wyników również z wyłączeniem dorsza pozwala na zobrazowanie dużego znaczenia tego gatunku, jako mającego istotny wpływ na wartość wskaźnika LFI w obrębie Polskich Obszarów Morskich, mieszczących się w podobszarze ICES 25 Morza Bałtyckiego.



Rys. II.3.2.2.2. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2017 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

W przypadku podobszaru ICES 25, uzyskana wartość wskaźnika LFI (0,38) wskazuje na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w populacji. Jest to najniższa wartość wskaźnika jaką zaobserwowano począwszy od 2000 roku. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza nieznacznie wzrosła w stosunku do ubiegłego roku. Analiza obu wskaźników pokazuje, że spadła biomasa dużych dorszy, ale za to wzrosła biomasa dużych storni w podobszarze 25.



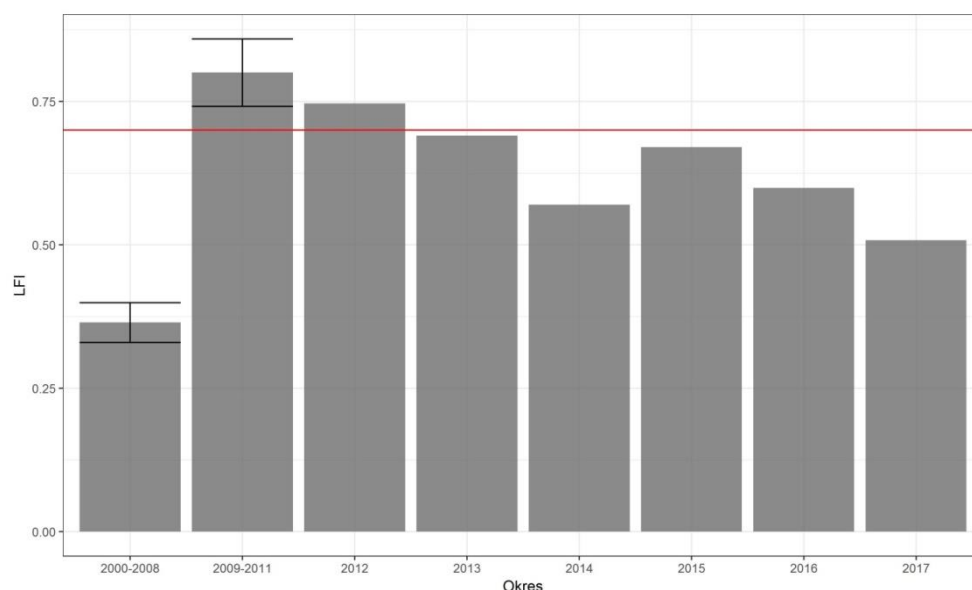
Rys. II.3.2.2.3. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2017 w podobszarze ICES 25.

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

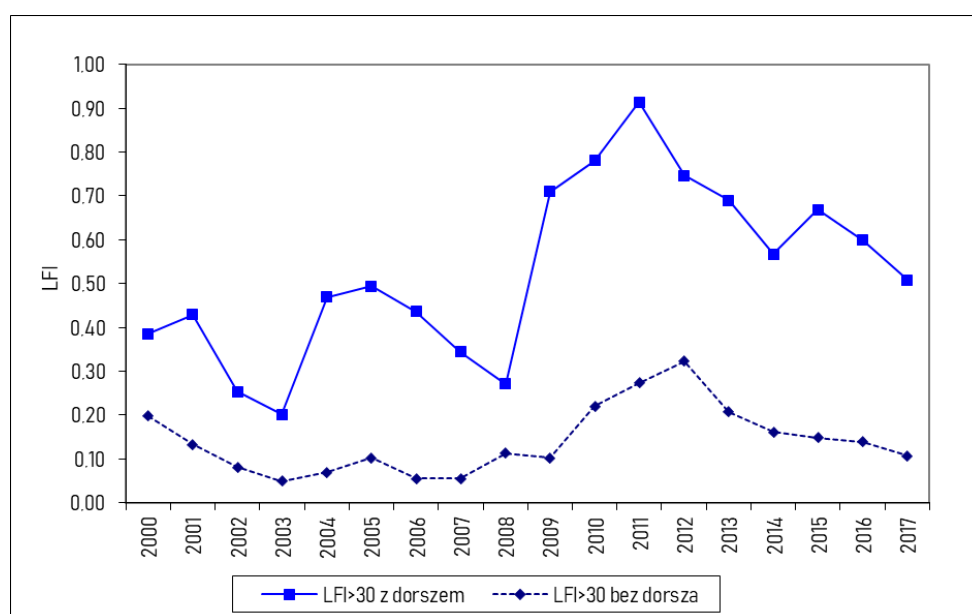
Wartość progową (*threshold value*) dla strefy otwartego morza – część wschodnia (ICES 26) wyznaczono na poziomie 0,7. W 2017 roku wartość wskaźnika LFI wynosiła dla podobszaru ICES 26 0,51. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu – subGES (rys. II.3.2.2.4, rys. II.3.2.2.6, tab. II.3.2.2.1).

Wykres obrazujący udział dużych ryb w okresach 2000–2011 oraz 2012–2017 dla podobszaru ICES 26 (rys. II.3.3.3.5.) 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.

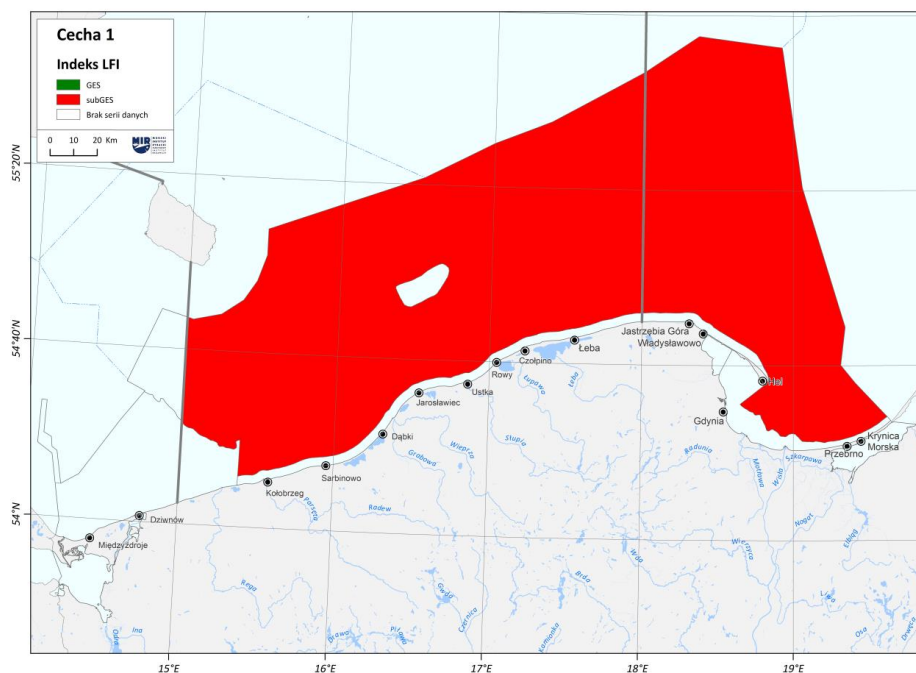


Rys. II.3.2.2.4. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2017 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES



Rys. II.3.2.2.5. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2017 w podobszarze ICES 26.

W podobszarze ICES 26, wartość wskaźnika LFI (0,51), wskazuje na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza również się zmniejszyła. W ciągu ostatnich 6 lat oba wskaźniki – z dorszem i bez – osiągnęły najniższy poziom. Na obniżenie wartości LFI wpłynął głównie spadek biomasy dorszy większych niż 30cm, a w dalszej kolejności również storni. Uzyskana wartość LFI jest zdecydowanie niższa niż wyznaczona dla tego rejonu wartość progowa.



Rys. II.3.2.2.6. Ocena stanu środowiska dla cechy 1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2017 r.

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

Tabela II.3.2.2.1. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2017 roku.

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

II.3.2. Łańcuchy pokarmowe

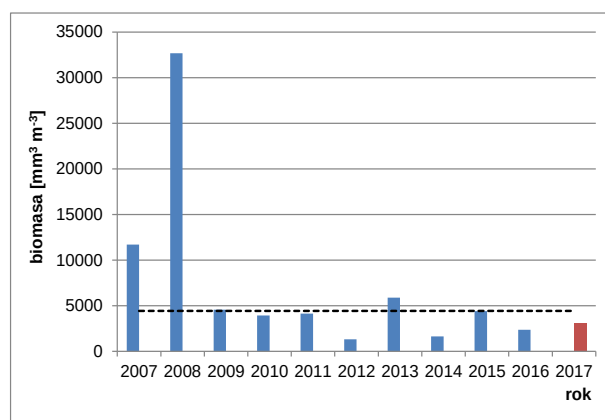


II.3.2.1. Fitoplankton

W ramach Monitoringu Bałtyku w 2017 roku badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 26) – stacja P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz stacja wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego (ZP6), w wodach otwartych Basenu Gdańskiego (st. P1), w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w okolicach Łeby (st. Ł7) oraz w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140), a także w wodach Basenu Bornholmskiego w strefie płytkowodnej (st. P16 i K6), w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) i w Głębi Bornholmskiej (st. P5). Poboru prób dokonano również w Zalewie Wiślanym (st. KW).

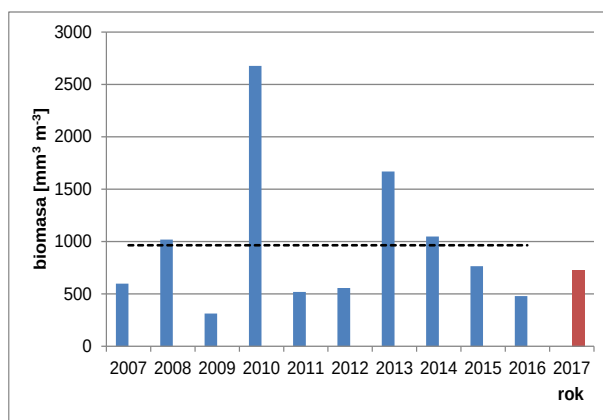
Biomasa fitoplanktonu

W niniejszym opracowaniu dokonano porównania wartości średniej całkowitej biomasy z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2007–2016 z wynikami uzyskanym w 2017 roku. Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasę z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2006–2015, do wyliczenia wartości średnich nie włączano pojedynczych wartości ekstremalnych (np. w przypadku stacji P110 w 2013, K6 oraz KW 2008 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 2017 roku wartości biomasy fitoplanktonu były, w większości przypadków, zdecydowanie niższe od średniej z dziesięciolecia 2007–2016. W rejonie Zalewu Wiślanego – stacja KW (rys. II.3.2.1.1) wartości biomasy w miesiącach letnich, były wyższe w stosunku do roku 2016 jednakże akwen ten charakteryzował się znacznymi fluktuacjami biomasy fitoplanktonu w wieloleciu 2007–2016, dodatkowo wartość uzyskana w 2017 roku znajdowała się poniżej wartości średniej z wielolecia.

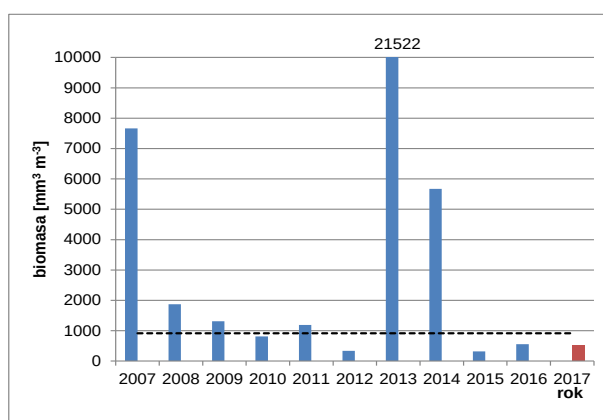


Rys. II.3.2.1.1. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r.

W wodach przejściowych Zatoki Gdańskiej na stacji wysokiej częstotliwości ZP6 (rys. II.3.2.1.2) zanotowano wyższe średnie wartości biomasy w stosunku do stacji z rejonu centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110; rys. II.3.2.1.3) pomimo, iż w 2016 roku stacje te charakteryzowały się zbliżonymi średnimi wartościami biomasy w miesiącach letnich oraz w wieloleciu 2007–2016. Wartości biomasy w 2017 roku znajdowały się poniżej wartości średniej z wielolecia dla tych stacji.

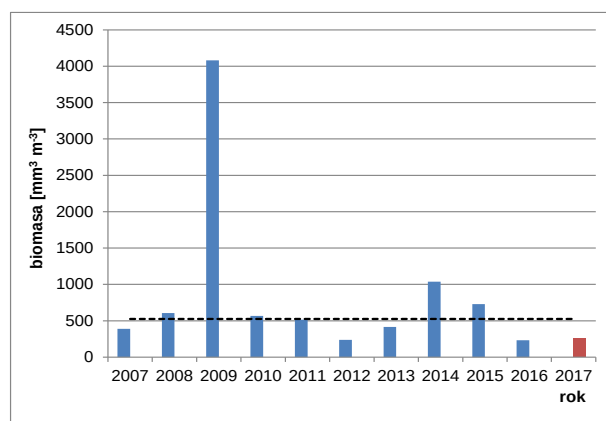


Rys. II.3.2.1.2. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r.

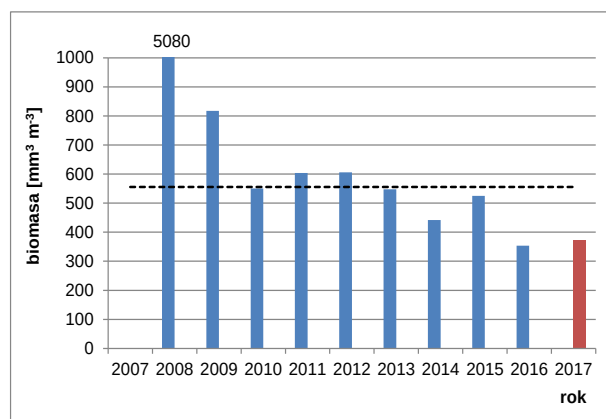


Rys. II.3.2.1.3. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r.

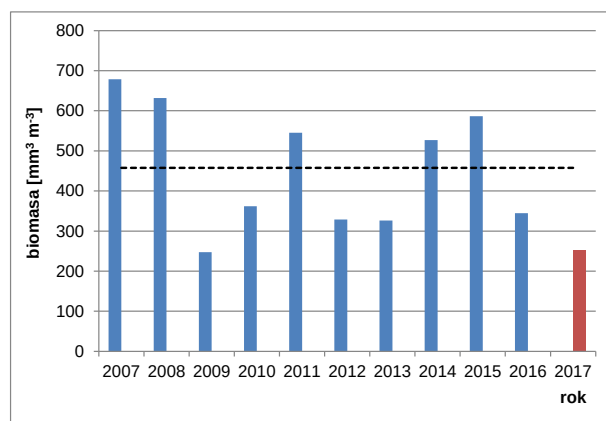
W przypadku stacji monitoringowych położonych w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża tj. Ł7 (rys. II.3.2.1.4), K6 (rys. II.3.2.1.5) oraz P16 (rys. II.3.2.1.6) średnie wartości biomasy w miesiącach letnich, pomimo wyłączenia z obliczeń nielicznych epizodycznych przypadków wysokich wartości związanych z zakwitami glonów, ulegały większym (st. Ł7, st. P16) lub mniejszym (st. K6) fluktuacjom. Na stacjach Ł7 oraz K6 zanotowane wartości biomasy nie różniły się istotnie od wartości zanotowanych w 2016 roku i były zdecydowanie niższe od średniej z wielolecia 2007–2016, natomiast w przypadku stacji ulokowanej na przedpolu ujścia rzeki Słupi (st. P16) średnia biomasa z miesięcy letnich w 2017 r. była zdecydowanie niższa niż 2016 roku i wykazywała wartości zbliżoną do najniższej w wieloleciu. W rejonie Zatoki Pomorskiej na stacji B13 notowano znaczne fluktuacje wartości biomasy w miesiącach letnich od początku serii danych pomiarowych (rys. II.3.2.1.7). 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, niemniej jednak wartości biomasy z lata w 2017 roku wykazywały wyższe wartości w stosunku do tych z 2016 roku, jednakże będące znacznie poniżej wartości średniej z wielolecia 2007–2016 dla tej stacji.



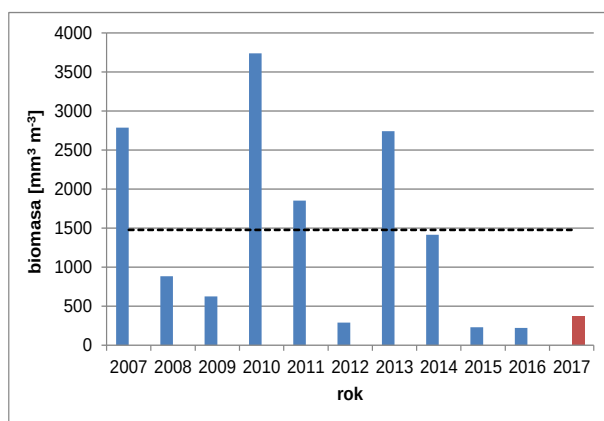
Rys. II.3.2.1.4. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2007-2016 oraz w 2017 r.



Rys. II.3.2.1.5. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2007-2016 oraz w 2017 r.

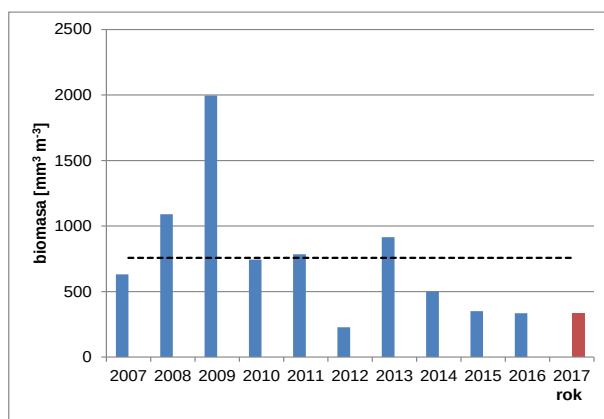


Rys. II.3.2.1.6. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2007-2016 oraz w 2017 r.

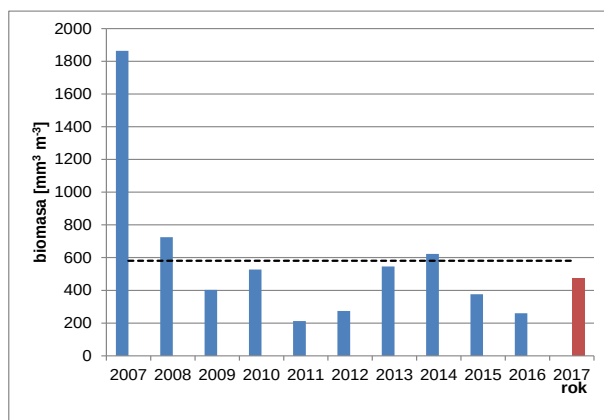


Rys. II.3.2.1.7. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2007-2016 oraz w 2017 r.

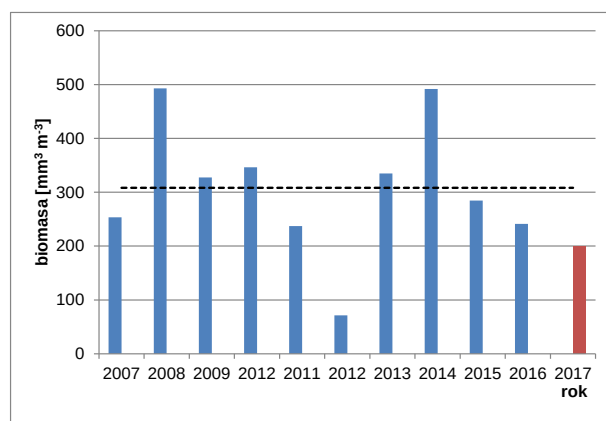
W przypadku strefy głębokowodnej rozkład średnich wartości biomasy w miesiącach letnich charakteryzował się zbliżonymi wartościami w stosunku do stacji strefy płytkowodnej. Najwyższe średnie wartości biomasy z lata notowano w 2017 roku w rejonie pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (rys. II.3.2.1.9), niższe w rejonie Głębi Gdańskiej (rys. II.3.2.1.8), a najniższe, podobnie jak w 2016 roku, w rejonie Głębi Bornholmskiej (rys. II.3.2.1.10). Sytuacja ta jest odmienna od tej zanotowanej w 2016 roku, kiedy to notowano spadek średnich wartości w lecie od obszaru otwartych wód Basenu Gdańskiego (st. P1) poprzez otwarte wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) po otwarte wody Basenu Bornholmskiego (st. P5) co pokrywa się z analizą średnich wartości z wielolecia 2007-2016 dla tych stacji.



Rys. II.3.2.1.8. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2007-2016 oraz w 2017 r.



Rys. II.3.2.1.9. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2007-2016 oraz w 2017 r.



Rys. II.3.2.1.10. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2007-2016 oraz w 2017 r.

Podsumowując z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż średnia biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich w 2017 roku nie przekroczyła wartości średnich z lat 2007-2016. W przypadku wód środkowego wybrzeża (poza stacją P16) wartości średniej biomasy z miesięcy letnich nie zmieniły się znacząco w stosunku do 2016 roku. Jedynymi stacjami, w przypadku których zanotowano wzrost biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich były: stacje z zalewów Puckiego (st. ZP6) oraz Wiślanego (st. KW), stacja ulokowana w wodach otwartych wschodniego Basenu Bornholmskiego (st. P140) oraz stacja z rejonu Zatoki Pomorskiej (st. B13). W przypadku stacji KW, P110, Ł7, K6 oraz P16 pojawiają się, w serii danych, wartości biomasy znacznie przewyższające wartości średnie, co ma związek z zakwitami fitoplanktonu. Ze względu na epizodyczny charakter zakwitów, wartości biomasy w latach, kiedy notowano takie zdarzenia, nie zostały uwzględnione przy wyliczeniach średniej biomasy z wielolecia, gdyż deformują one całościowy obraz zmienności fitoplanktonu.

Wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy

W 2017 roku w ramach przeprowadzania drugiej holistycznej oceny stanu Morza Bałtyckiego zaproponowano do oceny stanu fitoplanktonu wykorzystanie wskaźnika podstawowego stosunek biomasy okrzemek do biomasy sinic w miesiącach wiosennych (HELCOM, 2017). W związku z faktem, iż warunkiem koniecznym do spełnienia w celu wyliczenia w/w wskaźnika jest osiągnięcie średniej biomasy okrzemek bądź bruzdnic, w miesiącach luty – maj, powyżej wartości $1000 \mu\text{g dm}^{-3}$ możliwe było dokonanie oceny jedynie dla akwenu wód otwartych Basenu Bornholmskiego, w obrębie którego zanotowano biomasę okrzemek na stacji B13 na poziomie $2174,13 \mu\text{g dm}^{-3}$.

Wartość wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego wyliczono z poniższego wzoru.

$$\text{wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy} = \frac{\text{biomasa okrzemek}}{\text{biomasa okrzemek} + \text{biomasa bruzdnic (auto + mikсотroficznych)}}$$

Wartości progowe wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego zaproponowane w ramach aktualizacji oceny wstępnej Morza Bałtyckiego zamieszczono w tabeli II.3.2.1.1

Tabela II.3.2.1.1. Wartości progowe GES dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego.

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

Wartość wskaźnika wyliczona dla obszaru wód otwartych Basenu Bornholmskiego wynosiła w 2017 roku 0,99 w związku z czym wskaźnik uzyskał ocenę GES.

II.3.2.2. Zooplankton

Zooplankton jest elementem istotnym w funkcjonowaniu ekosystemów Morza Bałtyckiego. Ze względu na specyficzny rozkład zasolenia tego morza bioróżnorodność zooplanktonu zmniejsza się w miarę przesuwania się od Kattegatu do zatoki Fińskiej i Botnickiej. Corocznie w ramach programu monitoringu polskich obszarów morskich Morza Bałtyckiego realizowane są prace nad mezozooplanktonem dotyczące oznaczenia składu gatunkowego, liczebności i biomasy. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2017r. przeprowadzono na 10 stacjach: w Zalewie Wiślanym (st. KW), Zalewie Puckim (st. ZP6), w Zatoce Gdańskiej (st. P110), w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7, P16 i K6), w otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13) oraz w strefie pełnomorskiej: w Głębi Gdańskiej (st. P1), w Głębi Bornholmskiej (st. P5) i w południowo – wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140). Na każdej ze stacji pobierano materiał do badań po 5 razy w roku z wyjątkiem stacji ZP6, gdzie pobierano 12 razy. Narzędziem jakie wykorzystano do połowu mezozooplanktonu była siatka WP2 którą użyto na stacjach P1, P140, P5, P110. Na stacjach Ł7, P16, K6, B13, KW, ZP6 użyto małej siatki zooplanktonowej.

W roku 2017 roku stwierdzono 27 taksonów, wśród których przeważały organizmy należące do podgromady Copepoda oraz do nadrzędu Cladocera (tab. II.3.2.2.1). Pozostałe taksony należały do organizmów meroplanktonowych czyli takich, które w skład planktonu biorą udział wyłącznie podczas niektórych stadiów rozwojowych.

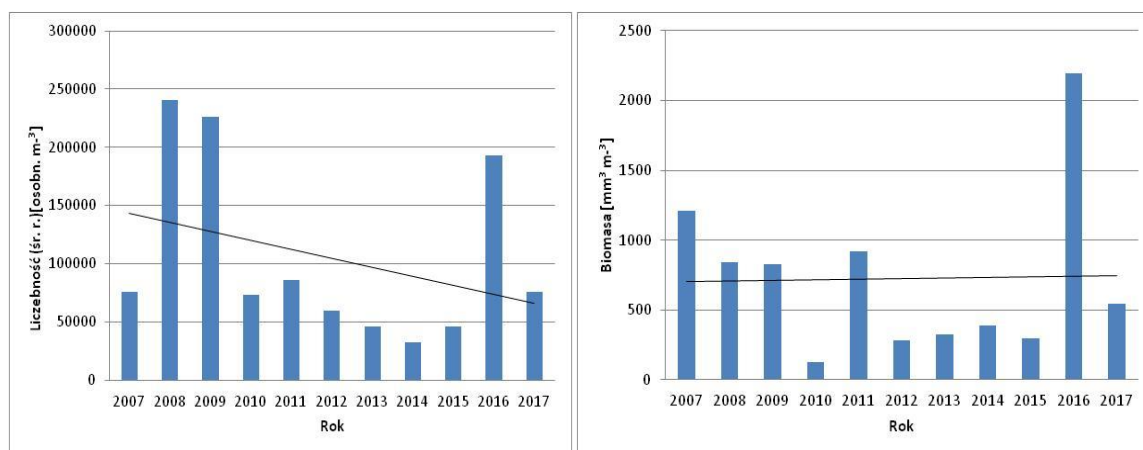
W 2017 roku skład jakościowy dla rejonów południowego Bałtyku pod względem gatunków był uboższy niż w roku 2016 – 29 taksonów (tab. II.3.2.2.1). Punktem poboru najbardziej bogatym w różnorodność gatunkową była stacja B13 (20 taksonów) (tab. II.3.2.2.1).. Najuboższą okazała się stacja Zalewu Wiślanego - KW (13 taksonów) (tab. II.3.2.2.1). Punktem poboru z największą różnorodnością gatunkową ze strefy pełnomorskiej była stacja z obszaru Głębi Bornholmskiej stacja P5 – 19 taksonów (tab. II.3.2.2.1).

Tabela II.3.2.2.1. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2017r.

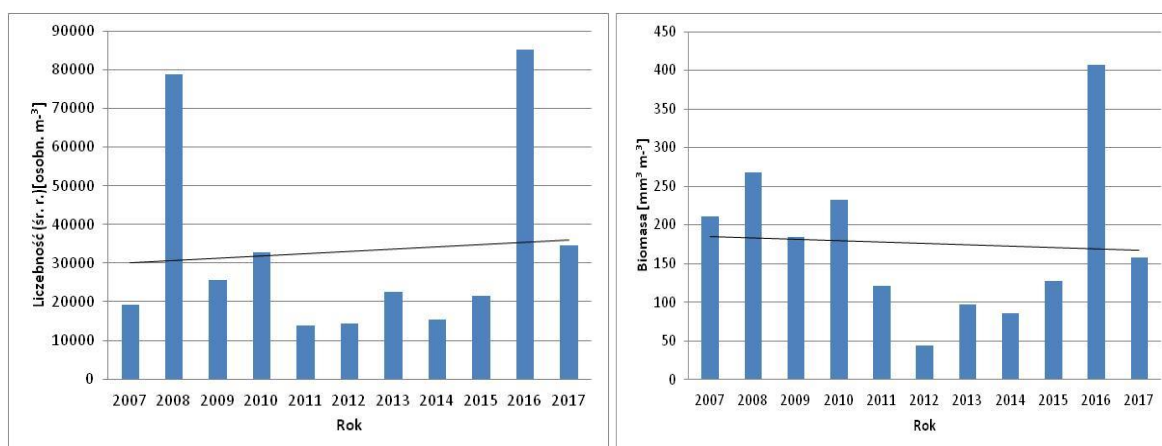
Grupa	Takson	B13	K6	KW	Ł7	P1	P110	P140	P16	P5	ZP6
Cladocera	<i>Bosmina longispina</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		X	X							
	<i>Evadne nordmanni</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon intermedius</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon leuckarti</i>								X	X	
	<i>Podon polyphemoides</i>	X	X				X	X			X
Copepoda	Copepoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Calanoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia bifilosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia longiremis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia tonsa</i>		X		X	X					X
	<i>Centropages hamatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eurytemora affinis</i>	X		X		X	X		X	X	X
	<i>Pseudocalanus minutus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Temora longicornis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae	X	X	X			X		X		X
	<i>Oithona similis</i>	X				X				X	
	Harpacticoida	X	X					X			X
Varia	Hydromedusae					X		X			
	Bivalvia	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Gastropoda	X	X						X	X	
	Nematoda								X		
	Pisces					X		X		X	
	Polychaeta	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Fritillaria				X	X	X	X	X	X	X
	Decapoda	X			X						
	Rotifera	X	X	X	X		X	X	X	X	X
Razem		20	19	13	16	18	17	18	19	19	18

W 2017 r. na wszystkich stacjach dominowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Acartia longiremis*, *Centropages hamatus*, *Temora longicornis* stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I-III (Calanoida) (tab.II.3.2.2.1). Z nadrzędu Cladocera na wszystkich stacjach pojawiła się *Bosmina longispina*. Kolejnymi przedstawicielami podgromady Cladocera, które dominowały w analizach na poszczególnych stacjach był gatunek *Evdane nordmanni* oraz *Podon intermedium* (tab.II.3.2.2.1). W roku 2017 zauważono spadek różnorodności gatunkowej wioślarek dla zalewowych stacji ZP6 oraz KW. Nie odnotowano obecności drapieżnej wioślarki *Cercopagis pengoi* ani wioślarek *Alona quadrangularis* oraz *Chydrous sphaericus* gdzie obecne były w roku 2016. W 2017 r. odnotowano obecność słonolubnego widłonoga *Oithona similis* zaliczanego do rzędu Cyclopoida. Z uwagi na jego wąski zakres tolerancji w stosunku do zasolenia można określić go mianem gatunku wskaźnikowego. *Oithona similis* pojawił się tylko w Zatoce Pomorskiej w listopadzie, w Głębi Gdańskiej w ciągu całego roku i w Głębi Bornholmskiej w kwietniu, czerwcu i wrześniu. Wąski zakres występowania tego widłonoga w 2017 roku, świadczy o braku wlewu słonych mas wody z Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie do Bałtyku. Z gatunków opisanych w tabeli (tab.II.3.2.2.1) jako „Varia” na każdej stacji przez cały rok stwierdzono obecność larw Polychaeta. Podobna sytuacja dotyczyła Rotiferia których nie stwierdzono tylko na stacji P1 oraz Bivalvia gdzie nie zaobserwowano na stacji KW (tab.II.3.2.2.1).

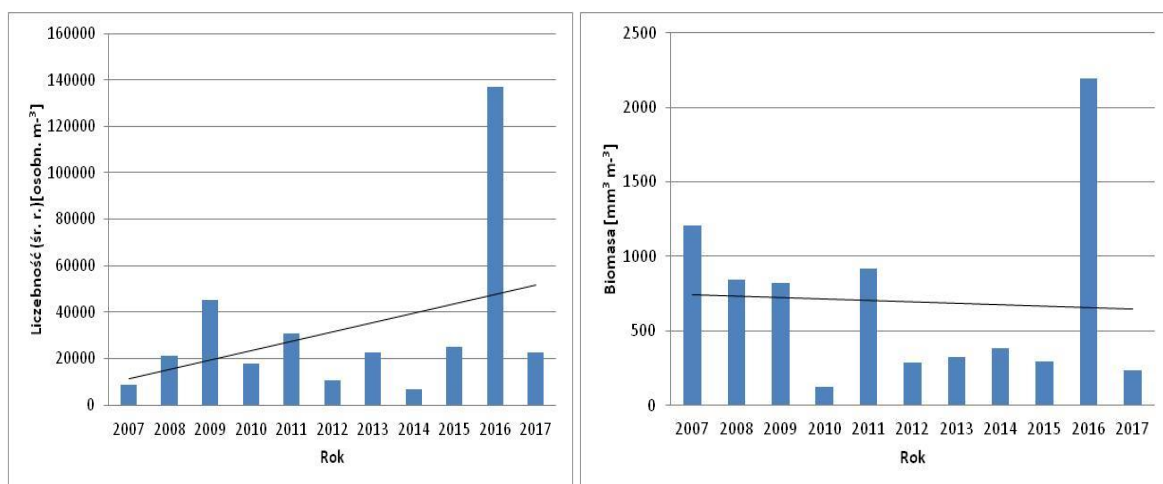
Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w roku 2016 (rys. II.3.2.2.1-10).



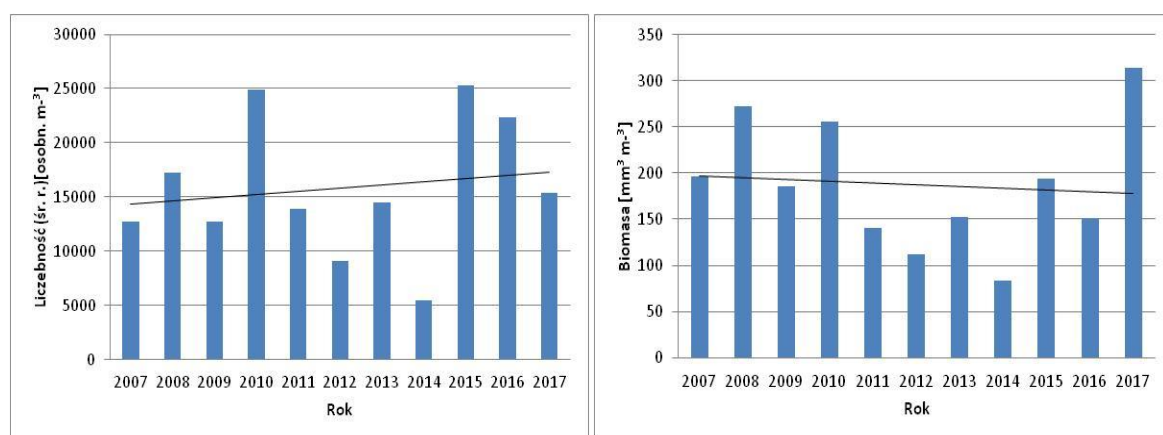
Rys. II.3.2.2.1. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja



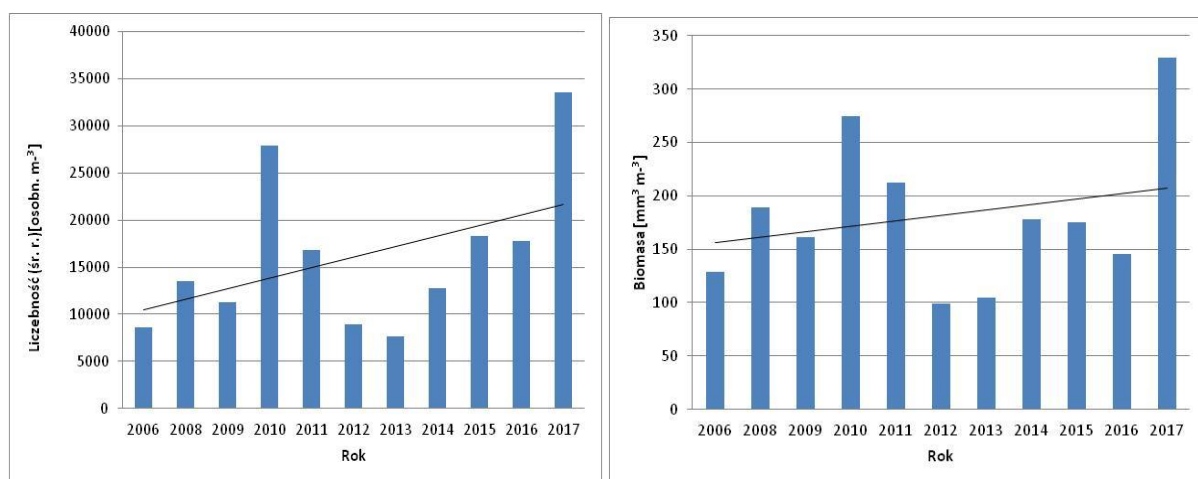
Rys. II.3.2.2.2. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja



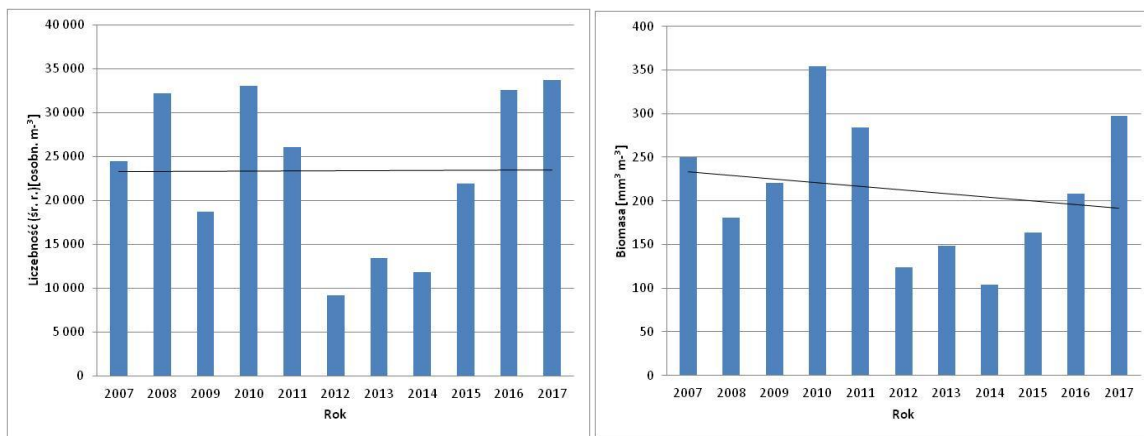
Rys. II.3.2.2.3. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja



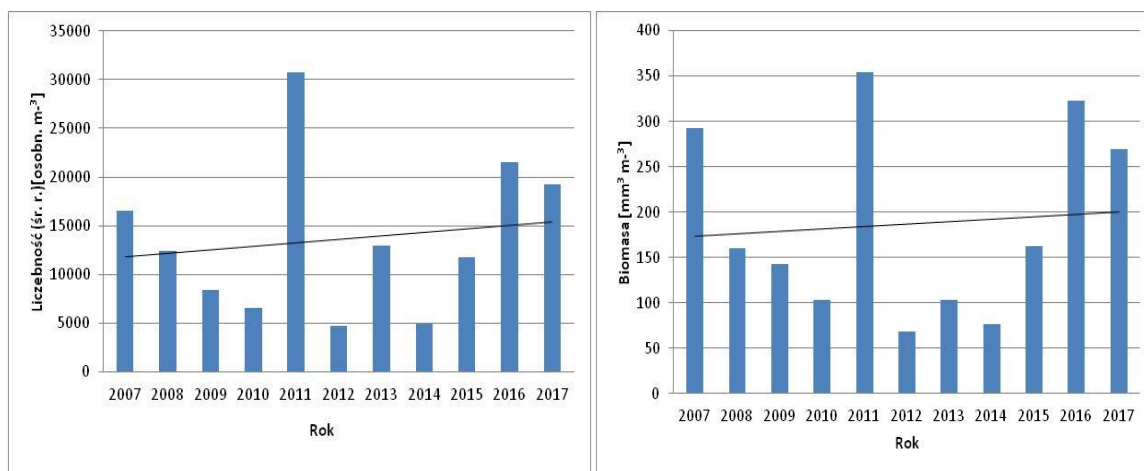
Rys. II.3.2.2.4. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja



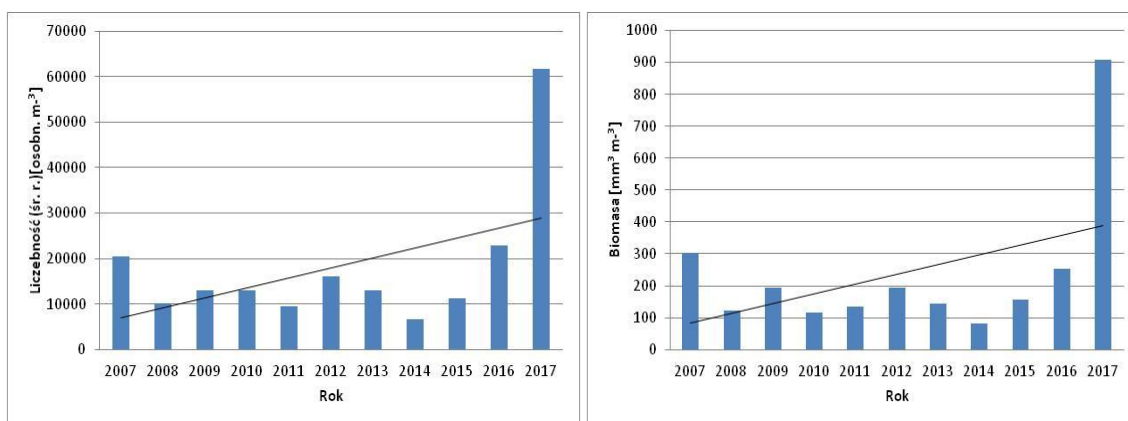
Rys. II.3.2.2.5. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja



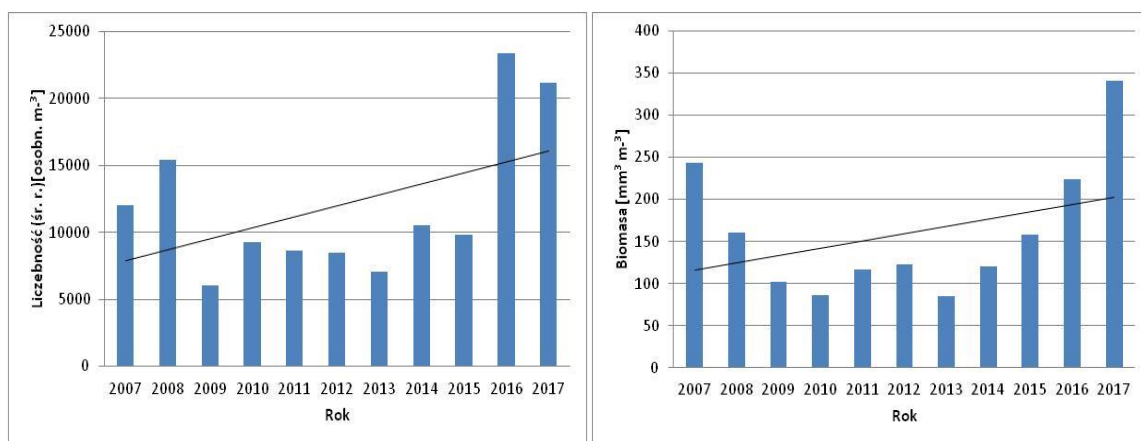
Rys. II.3.2.2.6. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja



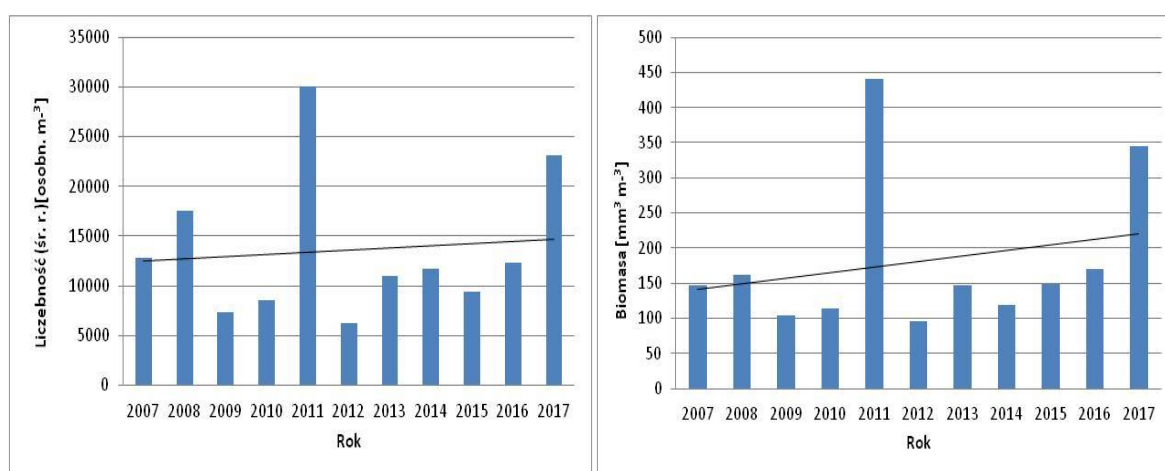
Rys. II.3.2.2.7. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.3.2.2.8. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja

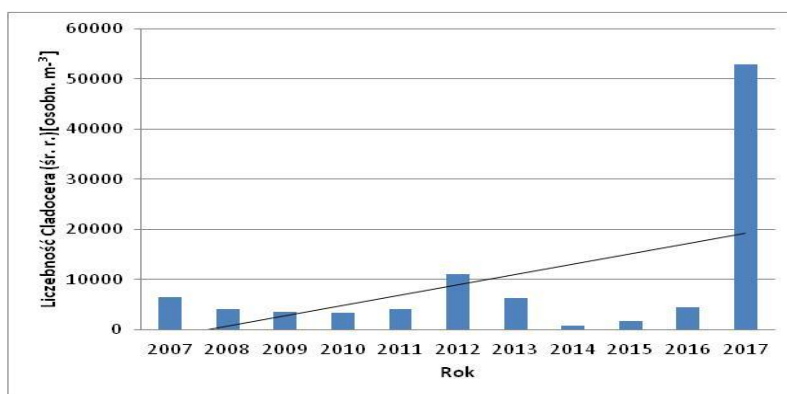


Rys. II.3.2.2.9. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2007-2016 i w 2017 r.; linia ciągła – tendencja



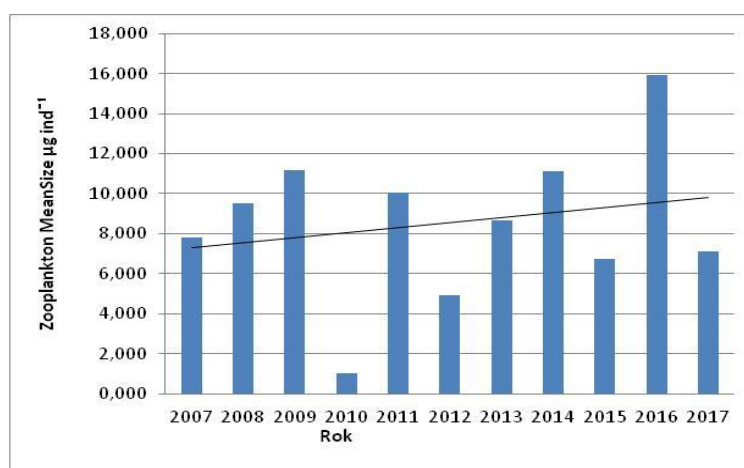
Rys. II.3.2.2.10. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja

Liczebność (średnia roczna) zooplanktonu w 2017 r. jest wyraźnie niższa niż w roku ubiegłym na stacjach KW, ZP6, Ł7. Stacje gdzie zaobserwowano gwałtowny wzrost liczebności jak i biomasy to stacje K6, P110, P5. Reszta stacji obrazuje podobną średnią liczebność i biomasę w stosunku do roku 2016. Stacja P110 wykazała wysoką liczebność osobników *Bosmina longispina* z nadrzędu Cladocera w miesiącach sierpień-wrzesień (rys. II.3.2.2.8) czego nie stwierdzono w poprzednich latach monitoringu. Wysoka średnia roczna liczebność Cladocera na stacji P110 wyraźnie odstaje od lat poprzednich co zobrazowano na wykresie (rys. II.3.2.2.11.) Taka anomalia na tle dziesięciolecia może być przyczyną intensywnego zakwitnięcia w Zatoce Puckiej w letnich miesiącach fitoplanktonu, na którym żerują wioślarki (Cladocera). Prawdopodobną przyczyną wyraźnego wzrostu liczebności na stacji P5 jest liczna obecność słonolubnych widłonogów *Oithona similis*. Zmiany liczebności zooplanktonu w Morzu Bałtyckim w stosunku do roku poprzedniego mogą mieć związek ze zmianami klimatycznymi, co koreluje ze zjawiskiem eutrofizacji oraz brakiem wlewów świeżych, zasolonych mas wodnych z rejonów Morza Północnego, co ma kluczowy wpływ na rozkład oraz liczebność różnych gatunków wchodzących w skład mezozooplanktonu. W przyszłości należałoby dokładnie omówić związek pomiędzy liczebnością zooplanktonu a czynnikami fizyko-chemicznymi w polskiej strefie Bałtyku.

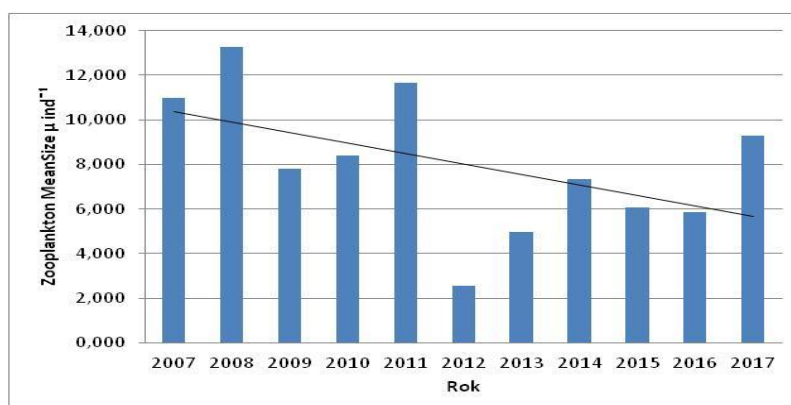


Rys. II.3.2.2.11. Zmiany średniej liczebności i biomasy Cladocera w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2007–2017r.; linia ciągła – tendencja

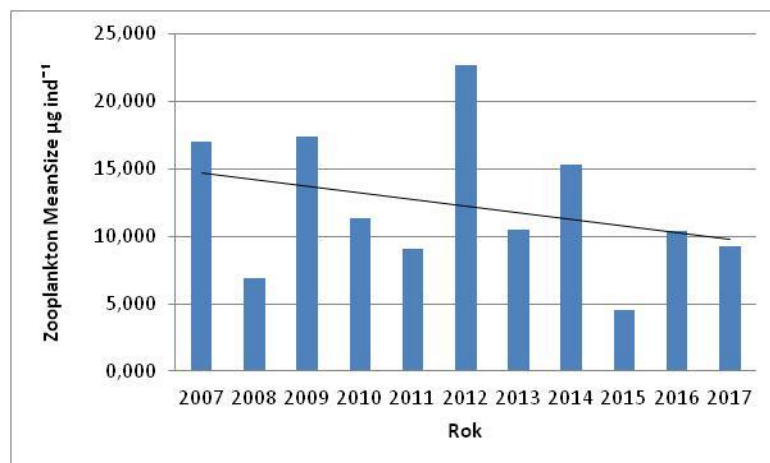
Ze względu na nieukończone i niez zaakceptowane przez grupę roboczą HELCOM HOLAS II propozycje wskaźników do oceny zooplanktonu w zakresie cechy D1 – bioróżnorodność (pelagial) i D4 – łańcuchy troficzne, zmiany w frakcji zooplanktonowej przedstawiono na przykładzie średnich liczebności i biomasy w roku 2017 w odniesieniu do 10-letnia. W celu zobrazowania zmiany wielkości zooplanktonu użyto wskaźnika MeanSize dzieląc średnią roczną biomasę przez średnią roczną liczebność (rys. II.3.2.2.12–21)



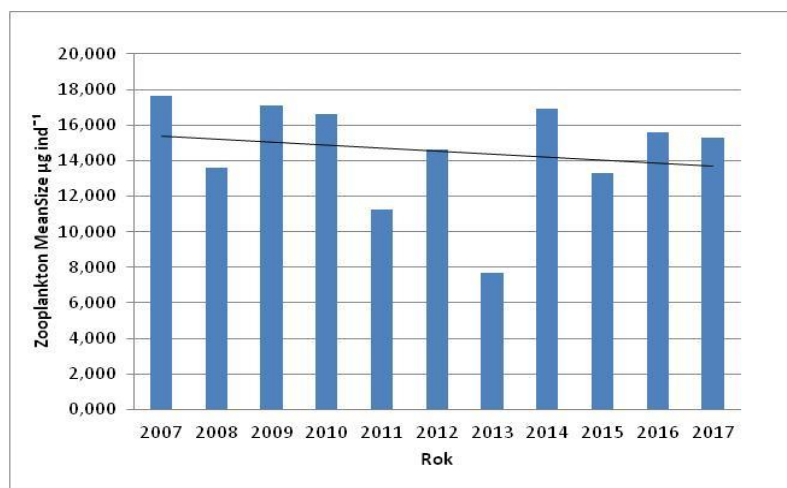
Rys. II.3.2.2.12. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Wiślan (st. KW) w latach 2007–2017r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



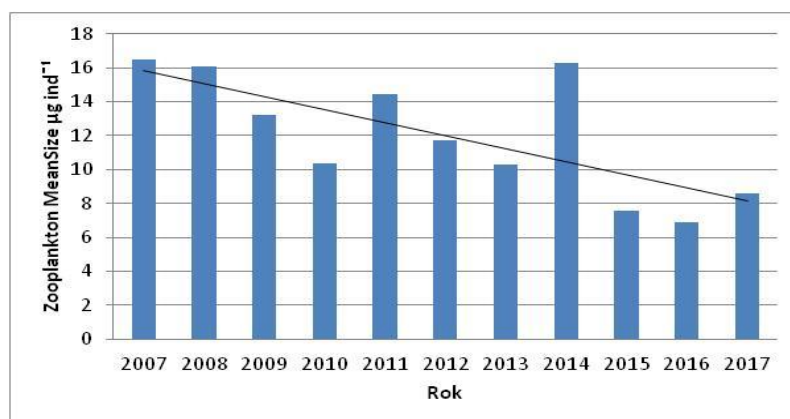
Rys. II.3.2.2.13. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Pucki (st. ZP6) w latach 2007–2017r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



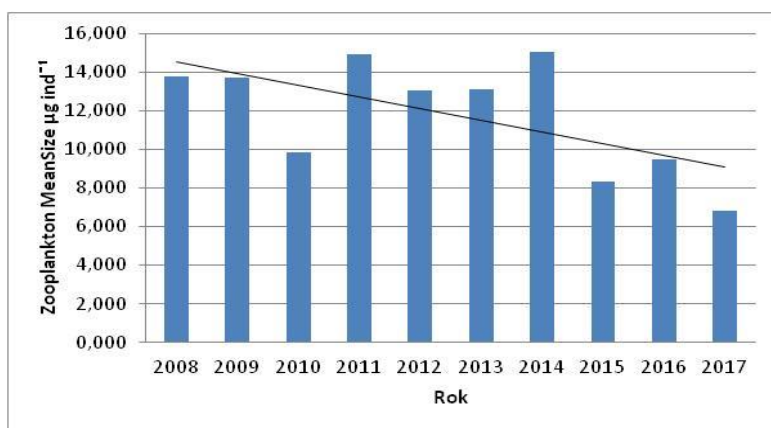
Rys. II.3.2.2.14. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2007–2017r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



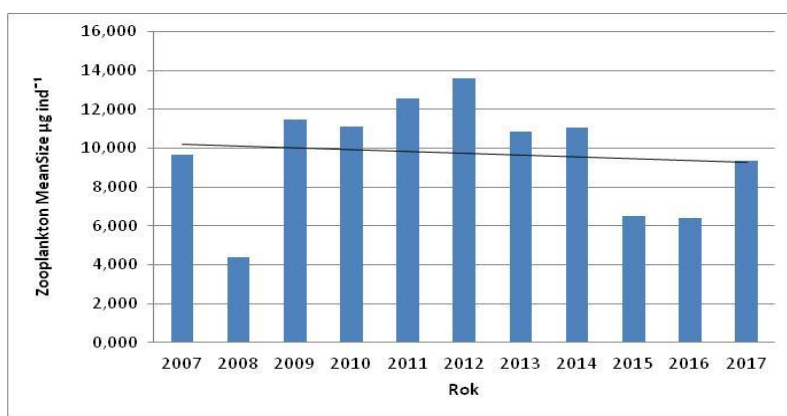
Rys. II.3.2.2.15. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2007–2017r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



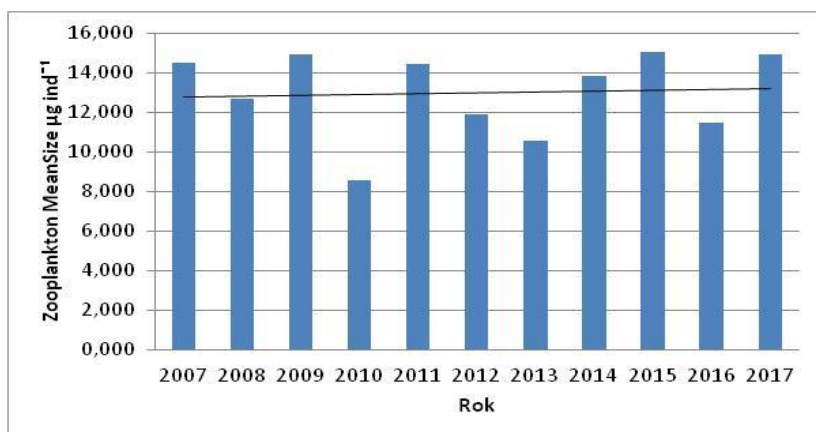
Rys. II.3.2.2.16. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2007–2017r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



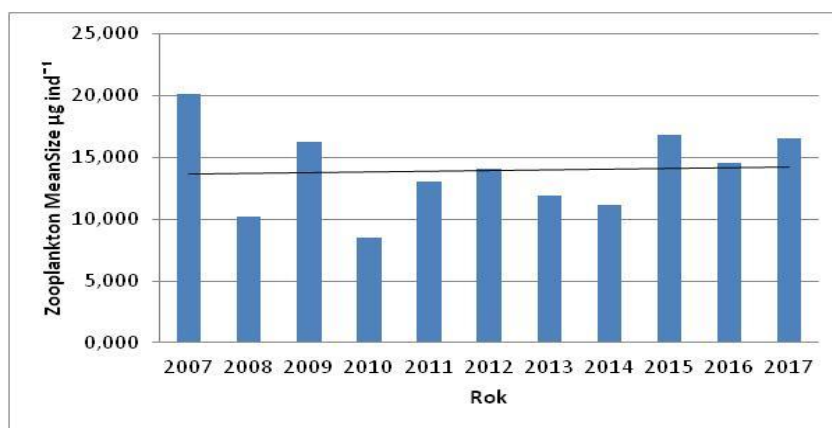
Rys. II.3.2.2.17. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st.K6) w latach 2007–2017r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



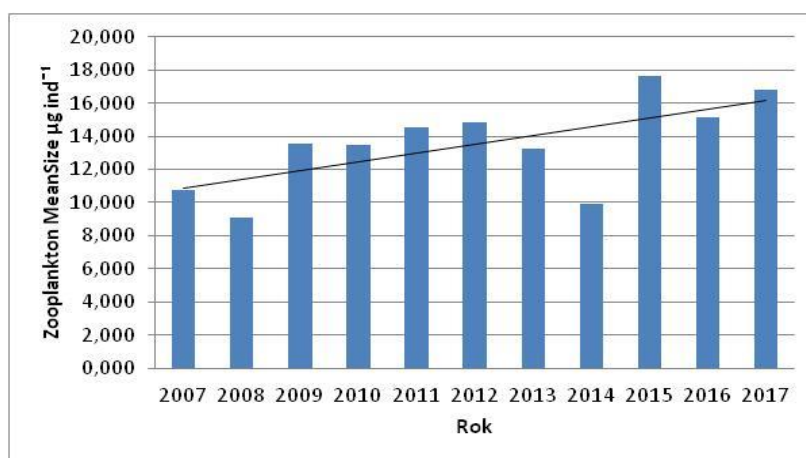
Rys. II.3.2.2.18. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2007–2017r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



Rys. II.3.2.2.19. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2007–2017r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja

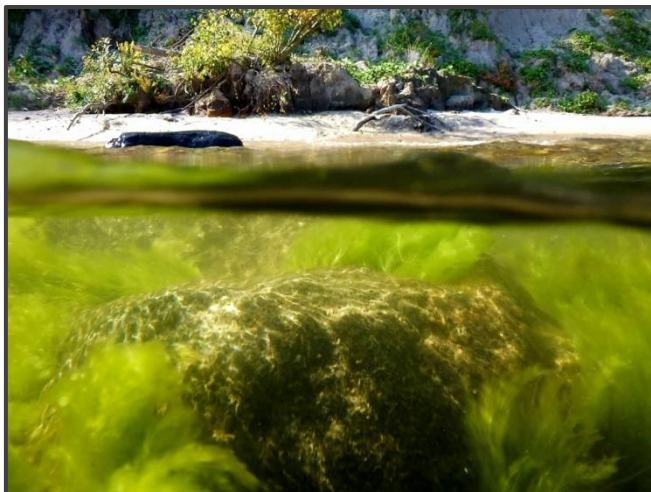


Rys. II.3.2.2.20. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2007-2017r. w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



Rys. II.3.2.2.21. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2007-2017r. w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja

II.3.3. Integralność dna morskiego



II.3.3.1. Fitobentos

SM_i

W 2017 roku 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. I.1.1). Na podstawie próbek zebranych w okresie szczytu rozwoju roślin zakorzenionych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie zanikania czynności fizjologicznych makrofitobentosu (wrzesień), wyliczono wskaźnik stanu makrofity (SM_i). Jest on oparty na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do biomasy całkowitej makrofity, na podstawie średnich wartości z dwóch sezonów pomiarowych.

gdzie:

B_p – biomasa taksonów „pozytywnych” (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccolytus truncatus*, *Ceramium* spp., *Polysiphonia fucoides*, *Ceratophyllum demersum*, *Chara* spp., *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton* spp., *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*),

B_c – całkowita biomasa makrofity.

Granice pomiędzy stanem dobrym (GES) a stanem poniżej dobrego (subGES), w klasyfikacji Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM), wyznacza wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), odpowiadająca SM_i=0,8. W klasyfikacji wg RDW, wartości wskaźnika SM_i podzielono na pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (tab. II.3.3.1.1).

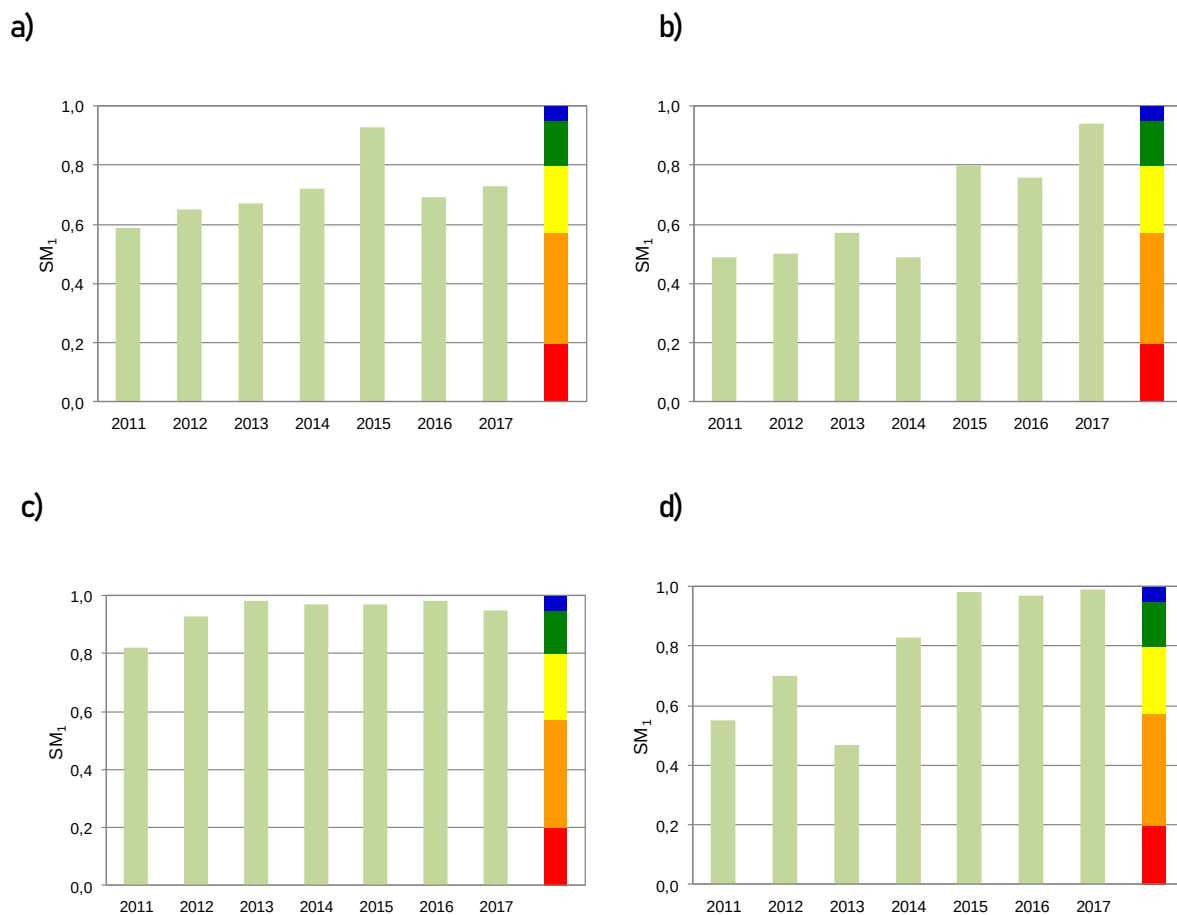
Tabela II.3.3.1.1. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_i, wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM)

Przedział wartości wskaźnika SM _i	Stan ekologiczny	
	wg RDW	wg RDMS
0,95 < SM _i ≤ 1,0	bardzo dobry (5)	GES
0,80 < SM _i ≤ 0,95	dobry (4)	
0,57 < SM _i ≤ 0,80	umiarkowany (3)	subGES
0,2 < SM _i ≤ 0,57	słaby (2)	
0 ≤ SM _i ≤ 0,2	zły (1)	

W 2017 roku na profilu Jama Kuźnicka podobnie jak w latach poprzednich najczęściej notowanym gatunkami były rośliny naczyniowe (*Myriophyllum spicatum*, *Stuckenia pectinata*, *Potamogeton filiformis*, *Potamogeton rutilus*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*, *Ceratophyllum demersum*) i zielenice (*Cladophora glomerata*, *Cladophora rupestris*, *Cladophora* spp.).

dophora sp., *Ulva compressa*). W rejonie Klif Orłowski w roku 2017 stwierdzoną występowanie 15 gatunków makrofytobentosu, z czego najliczniej były reprezentowane przez krasnorosty (*Ceramium diaphanum*, *Ceramium circinatum*, *Ceramium virgatum*, *Ceramium* sp., *Coccotylus truncatus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia fucoides*) i zielenice (*Cladophora glomerata*, *Cladophora fracta*, *Cladophora* sp., *Ulva intestinalis*, *Ulva compressa*, *Ulva* sp.). Na Ławicy Słupskiej podobnie jak w latach poprzednich najliczniej występowały przedstawiciele krasnorostów (*Ceramium diaphanum*, *Ceramium virgatum*, *Coccotylus truncatus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia fucoides*) i brunatnic (*Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, *Dictyosiphon foeniculaceus*). W rejonie Głazowiska Rowy podobnie jak w przypadku pozostałych dwóch obszarów kamienistych licznie notowane były krasnorosty (*Polysiphonia fucoides*, *Ceramium diaphanum*, *Ceramium tenuicorne*, *Ceramium virgatum*, *Furcellaria lumbricalis*) oraz w małym stopniu zielenice (*Cladophora rupestris*, *Cladophora glomerata*, *Acrosiphonia arcta*, *Ulva clathrata*). W trakcie badań monitoringowych skład jakościowy makrofytobentosu nie uległ większym zmianom sezonowym. Zmienił się jedynie ich skład ilościowy (latem przy wyższej temperaturze wody, intensywniej rozwijały się zielenice, które stanowiły w obrębie Klifu Orłowskiego 53% całkowitej biomasy. W obrębie Jamy Kuźnickiej i Ławicy Słupskiej, odpowiedni 13,3% i 21% całkowitej biomasy w okresie letnim stanowiły nitkowate brunatnice, których udział we wrześniu był znikomy. W obrębie Głazowiska Rowy zarówno w sezonie wegetacji jaki i pod koniec sezonu wegetacyjnego (wrzesień), zielenice i brunatnice występowały sporadycznie a głównym dominantem w całkowitej biomasy były krasnorosty.

Na podstawie wskaźnika SM_1 , stwierdzono podobnie jak w poprzednim roku bardzo dobry stan makrofytobentosu w obszarze Głazowiska Rowy – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego (rys. II.3.3.1.1.d).



Rys. II.3.3.1.1. Ocena stanu makrofytobentosu i okrytozależnych 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 – tab.1

W rejonie Ławicy Słupskiej – otwarte wody Basenu Bornholmskiego (rys. II.3.3.1.1.c) stwierdzoną niewiele gorszy stan niż w latach poprzednich (spadek z bardzo dobrego do dobrego). W przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego zaobserwowano zdecydowaną poprawę stanu ekologicznego (dobry) w stosunku do roku poprzedniego (umiarkowany) w obrębie Jamy Kuźnickiej (rys II.3.3.1.1.b). W rejonie Klifu Orłowskiego stwierdzono podobnie jak w roku poprzednim umiarkowany stan makrofytobentosu, z niewielkim wzrostem wskaźnika SM₁ w stosunku do roku 2016 (rys. II.3.3.1.1.a).

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 (IMGW-PIB 2012, 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 (tab. II.3.3.2.1), zgodnie z Załącznikiem 3 do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 21 lipca 2016r. (Anon. 2016).

Przedstawioną klasyfikację zastosowano dla następujących podakwenów wydzielonych w polskich obszarach morskich Bałtyku:

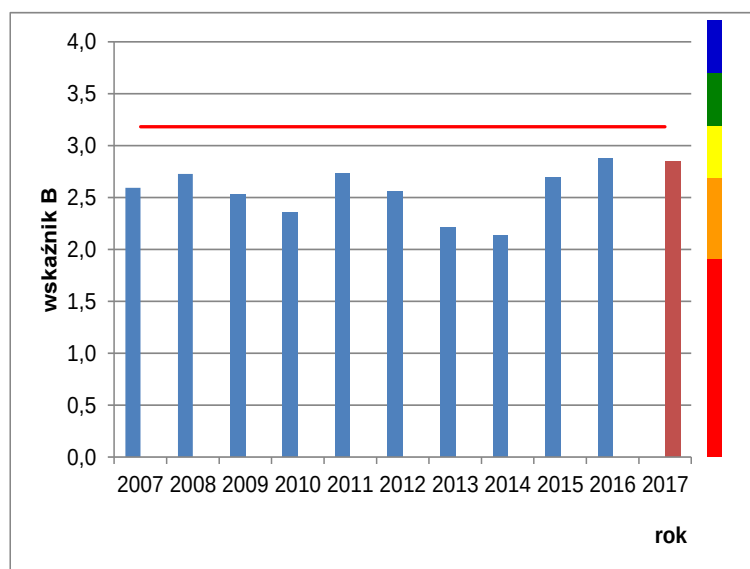
- polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; stacje: P104 oraz ZP6,
- wody otwarte Basenu Gdańskiego; stacje: P1, P110 oraz ZN4,
- wody otwarte wschodniego Basenu Gotlandzkiego; stacje: P140, Ł7, Z oraz P2
- wody otwarte Basenu Bornholmskiego; stacje: B13, K6, M3, P16, P3 oraz P5.

Tabela II.3.3.2.1. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Zał. 3 Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód

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

Na wykresach (rys. II.3.3.2.1-II.3.3.2.10) przedstawiono wartości wskaźnika B, obliczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2017 r. na tle jego zmian w dziesięciolecie 2007–2016 na stacjach z odpowiednią serią danych pomiarowych. 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. W celu przedstawienia oceny makrozoobentosu w danej jednostce oceny dokonano uśrednienia wartości wskaźników B uzyskanych dla pojedynczych czerpaczy w obrębie danej stacji a następnie wyniki uzyskane dla stacji uśredniano w całej jednostce oceny.

Stan środowiska morskiego akwenu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego analizowano w zakresie stanu makrozoobentosu na podstawie wyników ze stacji (st. P104), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej oraz stacji ZP6 zlokalizowanej w Zalewie Puckim. Graficznie zilustrowano wyniki ze stacji P104 (rys. II.3.3.2.1).



Rys. II.3.3.2.1. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupki brązowy) na tle dziesięciolecia 2007–2016 (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

W pobliżu Helu, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej (st. P104), makrozoobentos charakteryzował się w 2017 r. stanem umiarkowanym środowiska w rozumieniu RDW (rys. II.3.3.2.1). Stacja ZP6, położona w Zalewie Puckim, odbiega znacząco, w kontekście panujących warunków abiotycznych od tych panujących na znacznie głębszej stacji P104 (58 m). Stacja ZP6 znajduje się w ostnietej wewnętrznej Zatoce Puckiej, jej głębokość wynosi zaledwie 4,5 m, podłoże stanowi piasek mulisty, kamienie oraz żwir, a występująca roślinność denna sprzyja pojawianiu się gatunków makrozoobentosu, których bytowanie jest ściśle uzależnione od obecności roślinności podwodnej (Żmudziński 1982, 1994, Warzocha 1994). Różnica w warunkach abiotycznych oraz biotycznych znajduje swoje odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, który w przypadku stacji P104 wskazuje na średni stan środowiska (2,84), natomiast na stacji ZP6 stan dobry (3,62).

Dodatkowo należy dodać, iż w jednej z próbek pobranych na stanowisku ZP6 stwierdzono obecność nowego dla fauny Polski gatunku wieloszczeta z grupy *Polydora* (rodzina *Spionidae*). Osobniki znalezione w Zatoce Puckiej oznaczone zostały jako *Boccardiella* sp². Biorąc pod uwagę brak wcześniejszych wzmianek o zanotowaniu w/w gatunku w wodach południowego Bałtyku należy zakwalifikować go jako gatunek obcy w wodach polskich. Jednocześnie do czasu weryfikacji rozmieszczenia w/w taksonu w polskich wodach Morza Bałtyckiego przez ekspertów AquaNIS nie jest możliwe jednoznaczne stwierdzenie czy gatunek ten jest gatunkiem inwazyjnym.

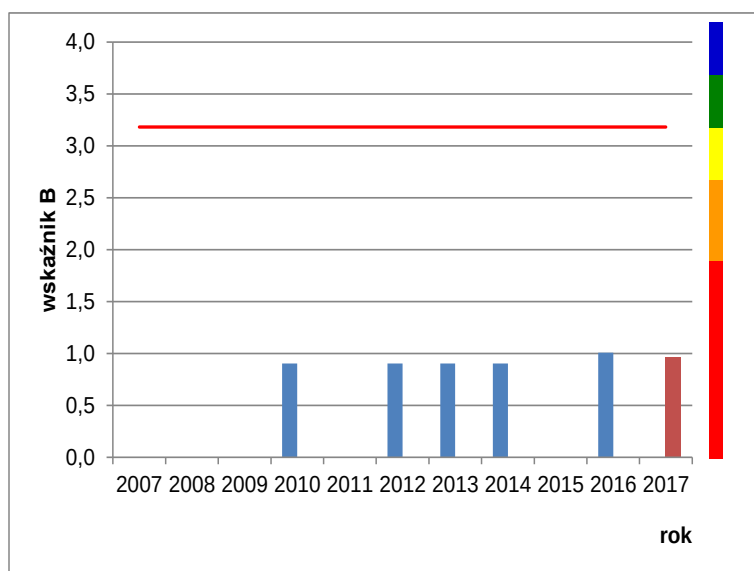
W ujęciu ogólnym stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w zakresie makrofauny dennej należy ocenić jako dobry – 4 klasa w systemie ocen RDW, co w klasyfikacji RDSM przenosi się na stan odpowiedni –GES (średnia wartość wskaźnika B dla akwenu wyniosła 3,23).

W wodach otwartych Basenu Gdańskiego znajdują się 3 stanowiska pobierania makrozoobentosu: 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 akwenu zilustrowano graficznie jedynie na przykładzie Głębi Gdańskiej – stacji P1 posiadającej najdłuższą serię wyników badań monitoringowych (rys. II.3.3.2.2).

Na stacji ZN4 w pobliżu zewnętrznej krawędzi Helu stan makrozoobentosu określono jako umiarkowany wg RDW, co odpowiada subGES wg RDSM. Natomiast w przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1) w 2017 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 stan określono jako zły.

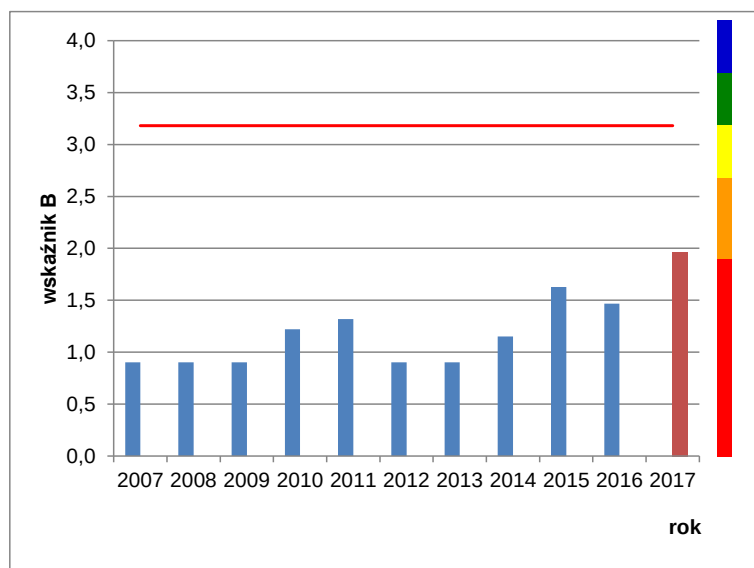
² identyfikacja dokonana przez dr Piotra Gruszkę (Instytut Morski w Gdańsku)

W centralnej Zatoce Gdańskiej, na stacji P110, stan makrozoobentosu w 2017 r. podobnie jak w roku 2016 został określony jako słaby. 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 makrozoobentosu. W związku z powyższym ogólny stan makrozoobentosu w Basenie Gdańskim, a dokładniej w jego głębokowodnej części, określono jako słaby zgodnie z zasadami RDW (klasa 2), czyli nieodpowiedni – subGES – wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,02).



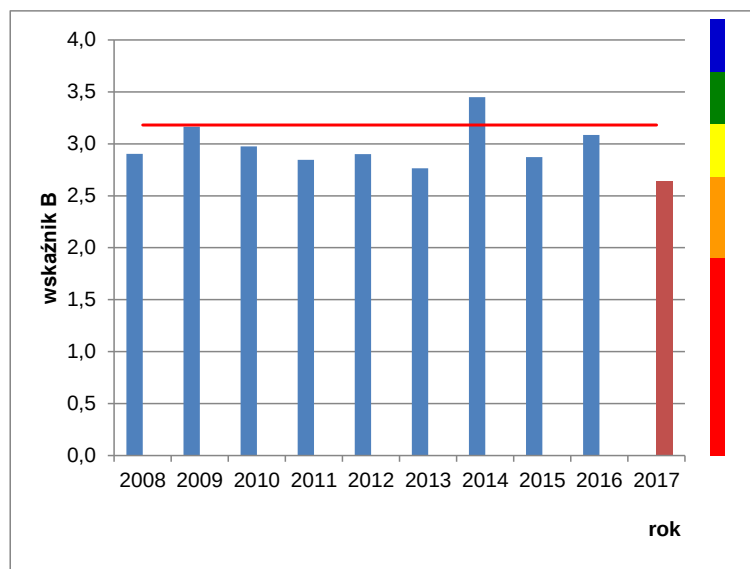
Rys. II.3.3.2.2. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupki brązowy) na tle dziesięciolecia 2007–2016 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (Basen Gdański) – st. P1; czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W przypadku otwartych wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wyniki makrozoobentosu przedstawiono, w sposób graficzny, dla stacji głębokowodnej P140 (rys. II.3.3.2.3) z rejonu pód.-wsch. Basenu Gotlandzkiego oraz dla stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (rys. II.3.3.2.4 i II.3.3.2.5).

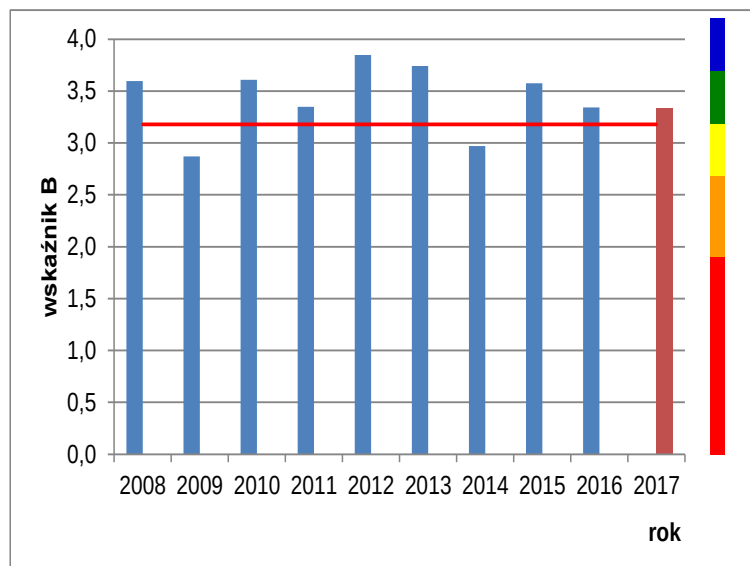


Rys. II.3.3.2.3. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupki brązowy) na tle dziesięciolecia 2007–2016 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) stan makrozoobentosu wykazał stan słaby, w rozumieniu RDW, po raz pierwszy w całym analizowanym wieloleciu (2005-2015). Od 2015 notowano na stacji P140 nieznaczny wzrost wskaźnika dla tej stacji na skutek pojawienia się wieloszczeta z gatunku *Scoloplos armiger*, który jest gatunkiem tolerującym gorsze warunki, a przede wszystkim niedobór tlenu i wpłynął korzystnie na wartość wskaźnika na skutek zwiększenia różnorodności makrozoobentosu. Pojawienie się tego gatunku w tym rejonie ma przypuszczalnie związek z wlewem wód słonych do Morza Bałtyckiego i „przepchnięciem” wieloszczeta z rejonu Rynny Słupskiej, gdzie występuje powszechnie w większych ilościach (Warzocha 1994).



Rys. II.3.3.2.4. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2016 (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



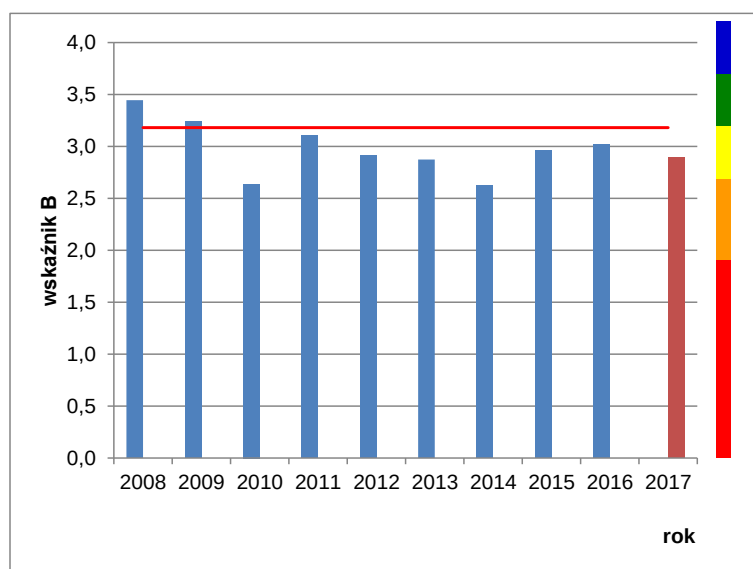
Rys. II.3.3.2.5. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2016 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Na pozostałych stanowiskach monitorowania fauny dennej w tym podakwenie, tj. płytkowodnych stacjach Ł7 (rys. II.3.3.2.4) oraz Z (rys. II.3.3.2.5), stan makrozoobentosu, a zatem i wartości wskaźnika B, różniły się znacznie od strefy głębokowodnej, pomimo, iż w 2017 roku zanotowano spadek wartości wskaźnika B dla stacji Ł7 do najniższej wartości w wieloleciu 2008-2017 co skutkowało określeniem stanu makrozoobentosu jako słaby, natomiast w przypadku stacji

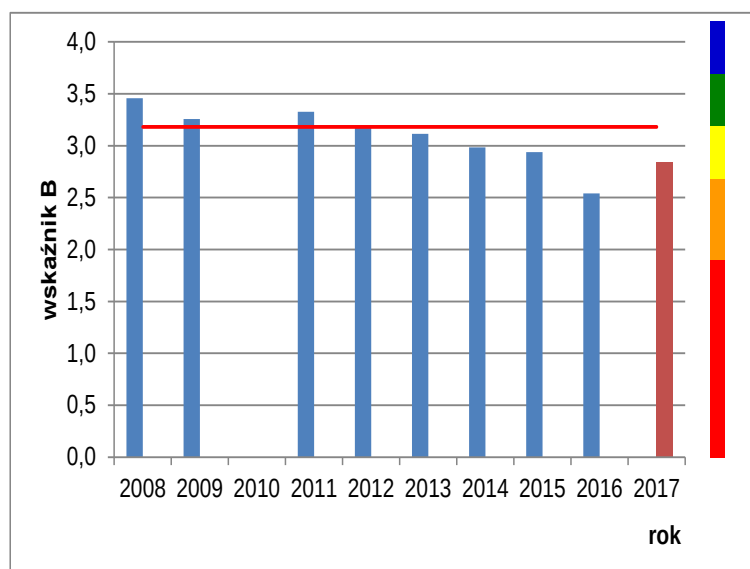
Z, wartość wskaźnika B wskazywała podobnie jak miało to miejsce w roku ubiegłym na dobry stan środowiska. Pomimo osiągnięcia na st. Ł7 w 2017 jedynie słabego stanu makrozoobentosu, a także ze względu na fakt występowania wahań w wartości wskaźnika w wieloleciu nie można w jednoznaczny sposób stwierdzić co było przyczyną osiągnięcia wartości wskaźnika poniżej stanu umiarkowanego. W okolicach Żarnowca (st. Z) wskaźnik B wykazuje większe zróżnicowanie w wieloleciu, jednak makrozoobentos osiągał tu zazwyczaj dobry stan. Sytuację osiągnięcia przez struktury makrozoobentosu dobrego stanu środowiska należy traktować jako zjawisko typowe dla tego obszaru. W obszarze wód otwartych wschodniego Basenu Gotlandzkiego, najwyższą ocenę ($B = 3,57$) uzyskał w 2017 r. makrozoobentos na stacji P2 położonej w rejonie Rynny Słupskiej.

Ogólny stan makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za umiarkowany wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa 3, oraz za stan poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,86).

W wodach otwartych Basenu Bornholmskiego znajduje się szereg lokalizacji płytkowodnych monitorowania makrofauny dennej (rys. I.1.1) – st. P16, M3 i K6 w strefie płytkowodnej polskiego środkowego wybrzeża i st. B13 w otwartej Zatoce Pomorskiej, a także głębokowodne stacje – P5 w obszarze Głębi Bornholmskiej oraz P3 w rejonie Rynny Słupskiej. W 2017 r. zoobentos w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego wykazywał podobnie jak w roku poprzednim, umiarkowany stan środowiska (rys. II.3.3.2.6 – II.3.3.2.9). W przypadku zbiorowiska zoobentosu na stacji M3 (rys. II.3.3.2.7) zanotowano obniżanie wartości wskaźnika od stanu dobrego w 2011 roku, aż po osiągnięcie słabego stanu środowiska po raz pierwszy w historii danych pomiarowych w 2016 roku. W roku 2017 stan ten uległ poprawie do umiarkowanego. Obserwowana sytuacja 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.

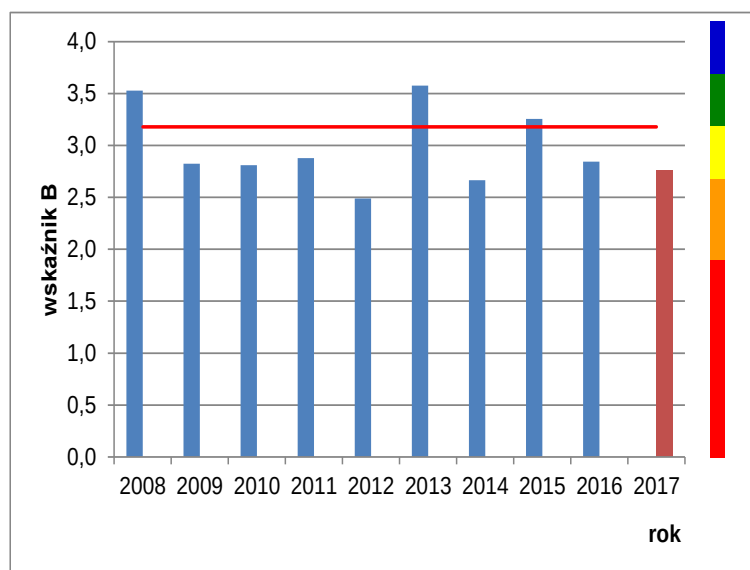


Rys. II.3.3.2.6. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008–2016 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

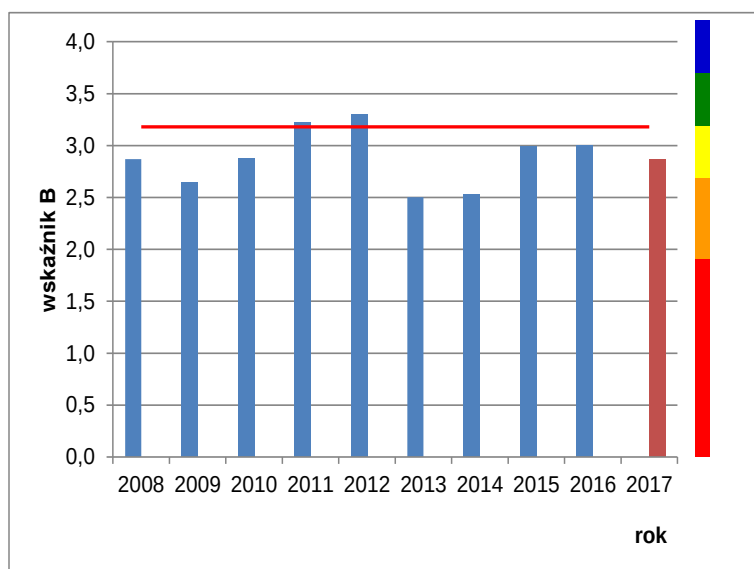


Rys. II.3.3.2.7. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2008-2016 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W dziesięcioleciu odniesienia 2007-2016, wartości wskaźnika B dla stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej wód otwartych Basenu Bornholmskiego (rys. II.3.3.2.8, rys. II.3.3.2.9), charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska (szczególnie w przypadku st. K6), jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika.



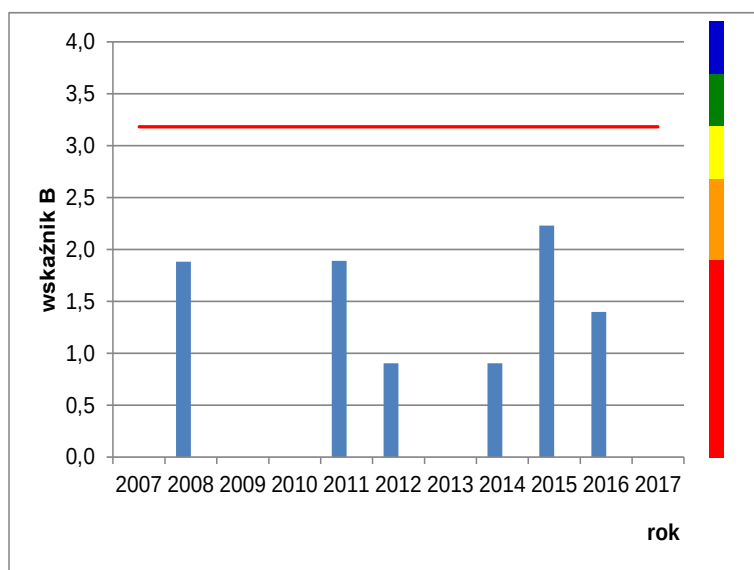
Rys. II.3.3.2.8. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2008-2016 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.3.3.2.9. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2016 (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

W 2017 r., podobnie jak rok wcześniej, pobrano próbki fauny dennej w rejonie Rynny Słupskiej (st. P3). Uzyskane wartości wskaźnika B wskazywały na bardzo dobry stan środowiska, pomimo znacznej głębokości tej stacji (89 m). Warunki hydrodynamiczne panujące tutaj odbiegają w znacznym stopniu od panujących na stacji P5 (90 m), położonej w Głębi Bornholmskiej (rys. II.3.3.2.10), ze względu na inny rodzaj 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 2006-2015 wykazywał stan zły lub co najwyżej osiągał dolną granicę stanu słabego. W 2015 r., jako jedynym w serii danych pomiarowych, makrozoobentos w rejonie Głębi Bornholmskiej osiągnął stan słaby (rys. II.3.3.2.10).



Rys. II.3.3.2.10. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2017 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2007-2016 (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

Ta korzystna, na tle wielolecia, sytuacja jest zapewne związana z epizodem wlewu bardziej natlenionej wody z rejonu Morza Północnego (IOW 2015, SMHI 2015a), co skutkowało poprawą stanu natlenienia wód przydennych, ogólną poprawą stanu makrozoobentosu oraz przeniesieniem gatunku *Trochochaeta multisetosa*, który występuje w rejonie Głębi Arkońskiej, ale nigdy nie był notowany w Głębi Bornholmskiej na stacji P5. W 2017 roku nie zanotowano przedstawicieli makrozoobentosu w rejonie Głębi Bornholmskiej, na skutek czego stan określono jako zły.

Ogólny stan makrozoobentosu w rejonie wód otwartych Basenu Bornholmskiego został sklasyfikowany jako słaby (na granicy stanu umiarkowanego) wg zasad RDW, średnia wartość wskaźnika z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 2,62 oraz **poniżej dobrego (subGES)** wg zasad RDSM.

Mimo, iż na poszczególnych stanowiskach monitoringowych makrozoobentos osiągał stan dobry, a nawet stan bardzo dobry, to jedynie w przypadku wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej został osiągnięty dobry stan środowiska (GES). Decydujący wpływ na ostateczną klasyfikację stanu akwenów miały wartości wskaźnika B uzyskane dla stacji z rejonów głębokowodnych o podłożu mulistym, gdzie niesprzyjające warunki tlenowe w znacznym stopniu wpływają na możliwość występowania przedstawicieli makrozoobentosu.

Podsumowując, należy stwierdzić, że dobór i rozmieszczenie stacji pomiarowych może mieć duże znaczenie dla oceny stanu makrofauny 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 niekorzystne oddziaływanie 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 substratu, jak również miejsc z okresowym występowaniem warunków beztlenowych, poprzez szacowanie procentowego udziału takich obszarów w ocenianych akwenach. 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. Obecnie jest brak wskaźników do przeprowadzenia pełnej oceny tej cechy (HELCOM 2012, GIOŚ 2014b). 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 (SM₁) 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).

Na potrzeby niniejszego opracowania zastosowano zabieg uśredniania wyników wskaźników w ramach akwenów (tab. II.3.3.3.1.).

Tabela II.3.3.3.1. Ocena cechy D6 w oparciu o klasyfikację RDW w 2017 r. (w nawiasie odpowiednia ocena wg RDSM)

Akwen	Klasa RDW			Stan
	Fitobentos	Zoobentos	Średnia	
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	3	4	3,5	Umiarkowany (sub-GES)
wody otwarte Basenu Bornholmskiego	4	2	3	Umiarkowany (subGES)
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	5		5	Bardzo dobry (GES)

Ocena cechy D6 w 2017 r. wskazuje na występowanie warunków poniżej dobrego stanu środowiska morskiego sub-GES (klasa 3 w rozumieniu RDW) w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz wód otwartych Basenu Bornholmskiego, natomiast obszar wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego osiągnął bardzo dobry stan środowiska – GES (tab. II.3.3.3.1). Znaczne pogorszenie oceny cechy 6 w rejonie wód otwartych Basenu Bornholmskiego należy przypisać braku makrozoobentosu na stacji z rejonu Głębi Bornholmskiej oraz nieznacznemu pogorszeniu stanu makrofitów w rejonie Ławicy Słupskiej.

II.4. Cechy presji

II.4.1. Eutrofizacja



Ocenę stanu środowiska w roku 2017 w zakresie eutrofizacji w polskich obszarach morskich przeprowadzono zgodnie z zaleceniami Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) ((Dz. Urz. UE L 164 z 25.06.2008, str. 19), zwanej dalej „RDSM”). Do oceny wykorzystano wyniki badań prowadzonych w programie monitoringu jakości wód COMBINE. Ocena została wykonana na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla cechy D5-eutrofizacja, jako jednego ze wskaźników opisowych presji. 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 opisywane przez poziom soli odżywczych w środowisku morskim
- skutki bezpośrednie nadmiaru substancji pokarmowych, scharakteryzowane poprzez koncentracje chlorofilu-a oraz zmiany przezroczystości wody morskiej
- skutki pośrednie wzbogacenia środowiska w substancje odżywcze, określane przez natlenienie wód przydennych („RDSM”, Dz. Urz. UE L 232 z 02.09.2010, str. 14)

Stężenia substancji biogenicznych i tlenu w wodzie morskiej, a także koncentracje chlorofilu-a oraz przezroczystość, badane są regularnie od wielu lat w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ), według wytycznych HELCOM COMBINE. W 2017 r. odbyło się 6 rejsów, podczas których, na 21 stacjach badawczych, rozmieszczonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ), przeprowadzono pomiary w/w parametrów. Analizę zmienności stężeń substancji odżywczych, tlenu, chlorofilu-a oraz przezroczystości przeprowadzono dla wydzielonych akwenów (rys.II.1.1) na tle dziesięciolecia poprzedzającego rok oceny.

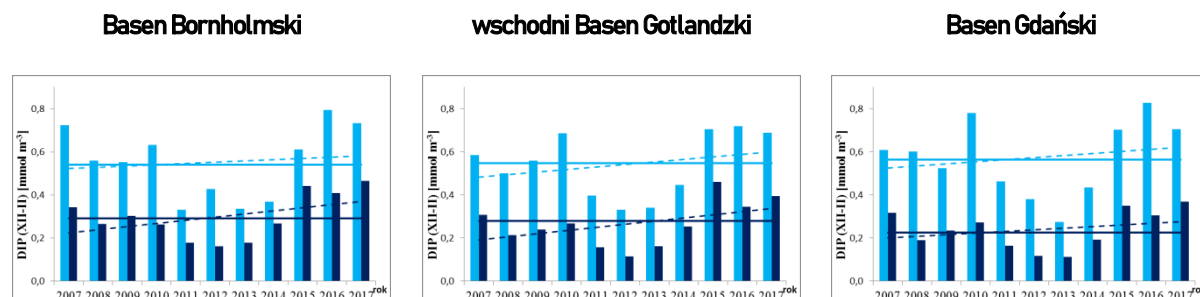
Czynniki sprawcze

Najistotniejszym wskaźnikiem opisującym proces eutrofizacji Morza Bałtyckiego jest zawartość soli odżywczych w wodzie morskiej. Substancje te mają największy, bezpośredni lub pośredni, wpływ na pozostałe wskaźniki eutrofizacji, m.in. na rozwój fitoplanktonu. Analizując wielkość ładunku substancji biogenicznych należy mieć na uwadze wpływ nietypowych zjawisk przyrodniczych, które miały miejsce w rozpatrywanym okresie, takich jak wlewy z Morza Północnego z apogeum w 2014 r. (IMGW-PIB, 2015), odpływ fal powodziowych wodami Wisły do Zatoki Gdańskiej w 2010 r. (Łysiak-Pastuszek 2011). Mogą one zakłócać obraz zmian długoterminowych wpływając na wartości średnie bądź przebieg linii trendu.

Zawartość fosforanów (DIP) i nieorganicznego azotu (DIN) badana jest głównie w okresie zimowym gdy, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym, zanika produkcja pierwotna, a wartości stężeń soli biogennych są najwyższe w ciągu roku. Ta zimowa pula substancji pokarmowych w głównej mierze decyduje o intensywności produkcji pierwotnej w następnym sezonie wegetacyjnym. Zgodnie z aktualną wersją Przewodnika Oceny Eutrofizacji HELCOM (www.helcom.fi) jako miesiące zimowe traktuje się grudzień, styczeń i luty.

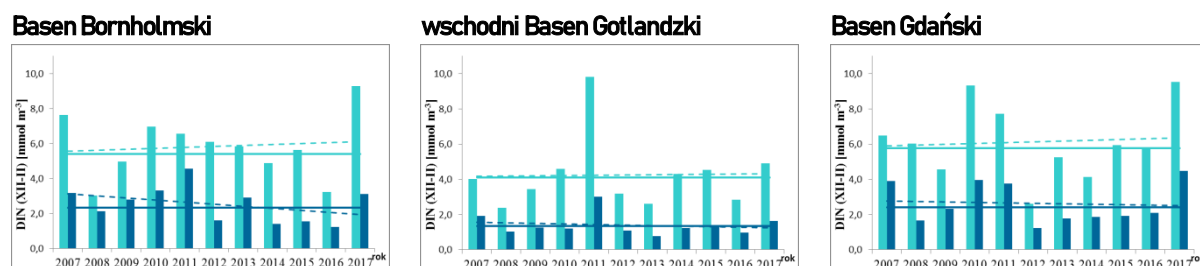
Kontrola stanu środowiska morskiego polskiej EEZ przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, przeprowadzona na początku lutego 2017 r., wykazała niewielki spadek zawartości fosforanów stężeń nieorganicznych fosforanów w warstwie powierzchniowej poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej dla wartości zimowych

w poprzednim roku. Jednak we wszystkich badanych akwenach 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 2017 r. utrzymywały się na wysokim poziomie i były wyższe niż średnia z ostatniego dziesięciolecia (rys. II.4.1.1).



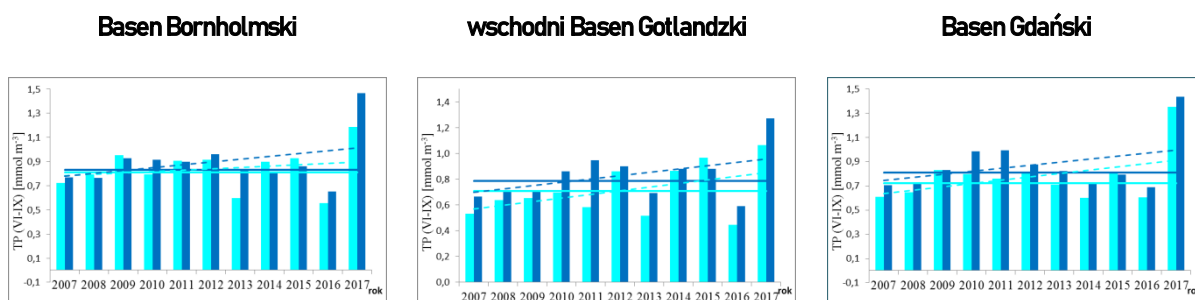
Rys. II.4.1.1. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2007–2016, linie przerywane – tendencje

W przypadku azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej nie zaobserwowano wyraźnych tendencji w ostatnim dziesięcioleciu. Natomiast stężenia tych związków w 2017 r. były dużo wyższe niż w roku poprzednim zarówno w okresie zimowym jak i w całym roku, były również wyższe niż odpowiednie średnie z wielolecia 2007–2016 (tab. II.4.1.1). Najmniejsze przekroczenia zanotowano we wschodnim Basenie Gotlandzkim. W pozostałych akwenach wartości średnich w 2017 r. były prawie dwukrotnie wyższe niż średnia z poprzedniej dekady (rys. II.4.1.2). W Basenie Bornholmskim oraz Basenie Gdańskim zimowa pula nieorganicznych związków azotu w warstwie powierzchniowej była również najwyższa w ciągu ostatnich dziesięciu lat.



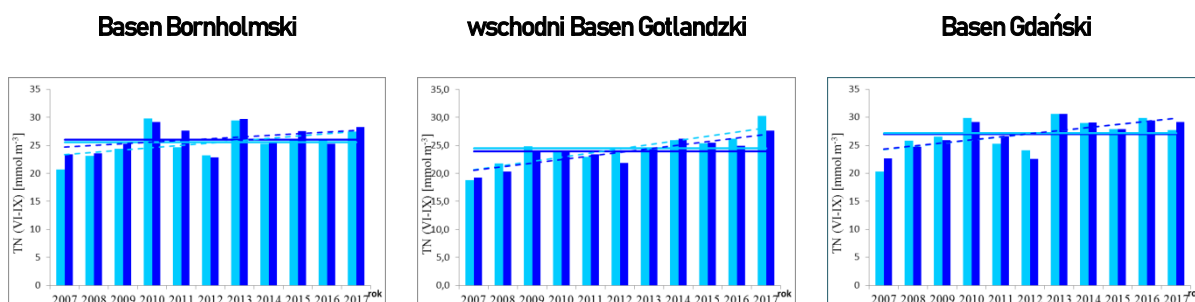
Rys. II.4.1.2. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2007–2016, linie przerywane – tendencje

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 rysunkach II.4.1.3 i II.4.1.4. Średnie stężenia fosforu całkowitego z miesięcy letnich w warstwie 0–10 m były w 2017 r. znacznie wyższe niż latem 2016 r. we wszystkich badanych akwenach. Utrzymywały się również powyżej wartości średnich dla ostatniego dziesięciolecia. Podobne zależności dotyczyły średnich rocznych stężeń fosforu całkowitego. We wszystkich basenach zarysowała się wzrostowa tendencja stężeń całkowitego fosforu, zarówno w odniesieniu do średnich sezonowych jak i rocznych (rys. II.4.1.3).



Rys. II.4.1.3. Zmiany stężeń fosforu całkowitego w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2007–2016, linie przerywane – tendencje

Wartości stężeń azotu całkowitego, zarówno w okresie letnim 2017 r. jak i w cyklu całorocznym, były wyższe od średniej wieloletniej, a także w porównaniu z rokiem 2016, we wszystkich monitorowanych akwenach z wyjątkiem Basenu Gdańskiego. Potwierdziła to wzrostowa tendencja średnich z miesięcy letnich oraz rocznych stężeń azotu całkowitego w tych obszarach, najbardziej widoczna w Basenie Gotlandzkim (rys. II.4.1.4).



Rys. II.4.1.4. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2007–2016, linie przerywane – tendencje zmian

Tabela II.4.1.1. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2017 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (I–III) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2007–2016)

Akwen	DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	0,73	9,29	1,19	27,44
	(0,54)	(5,41)	(0,81)	(25,53)
wschodni Basen Gotlandzki	0,71	4,90	1,07	30,28
	(0,55)	(4,12)	(0,71)	(24,44)
Basen Gdański	0,69	9,54	1,35	27,76
	(0,56)	(5,78)	(0,72)	(27,21)

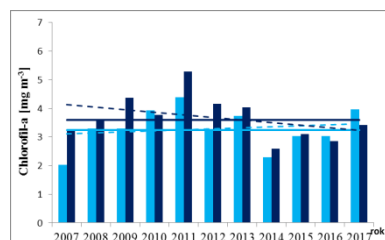
Skutki bezpośrednie

Skutkiem wzrostu dostępności substancji odżywczych w środowisku morskim są intensywne zakwity fitoplanktonu. Ich efektem w większości przypadków jest zwiększenie koncentracji chlorofilu-a w wodzie morskiej. Zmiany zawartości chlorofilu-a analizuje się w dwóch zakresach czasowych: średnia koncentracji w miesiącach letnich: od czerwca do

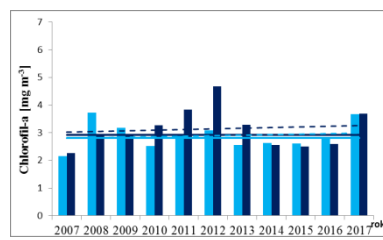
września oraz średnia roczna dla całego okresu wegetacyjnego, uwzględniająca zakwit wiosenny i późno-jesienny, podczas których mogą również pojawiać się znaczące zawartości chlorofilu-a w wodzie morskiej.

W Basenie Bornholmskim oraz wschodnim Basenie Gotlandzkim zawartość chlorofilu-a w 2017 r. w okresie letnim oscylowała wokół wartości średnich z ostatniego dziesięciolecia 2007–2016. W porównaniu z rokiem 2016 średnie sezonowe z 2017 r. były wyższe w wodach Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego, natomiast w Basenie Gdańskim niższe, niż w roku ubiegłym, koncentracje chlorofilu przełożyły się na zmniejszenie wzrostowej tendencji obserwowanej w poprzednich latach. Podobne zależności obserwowano dla średnich rocznych. Generalnie pozytywny kierunek zmian – słabą tendencję spadkową – zanotowano w cyklu całorocznym w Basenie Bornholmskim. Na pozostałym obszarze utrzymywała się, zauważona w poprzednich latach, tendencja wzrostowa (rys. II.4.1.5).

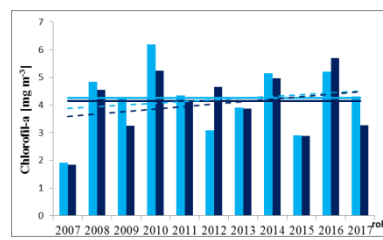
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański



Rys. II.4.1.5. Zmiany zawartości chlorofilu-a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2007–2016, linie przerywane – tendencje.

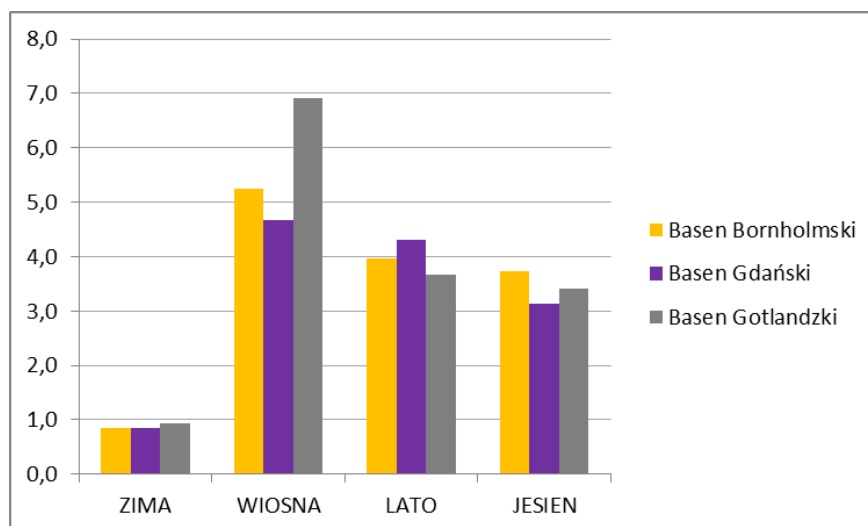
Średnie roczne zawartości chlorofilu-a w 2017 roku w wodach badanych akwenów były zbliżone. W Basenie Bornholmskim pozostawały na, niższym od średniej z ostatniej dekady, poziomie, wpisując się w obserwowaną dla ostatniego dziesięciolecia słabą tendencję spadkową. Wartości te nie różniły się znacząco od tych dla poprzedniego roku zarówno w Basenie Bornholmskim jak i wschodnim Basenie Gotlandzkim. Natomiast w Basenie Gdańskim dużo niższa koncentracja pigmentu znacząco (>25%) różniła się od średniej z okresu 2007–2016, oraz była prawie dwukrotnie niższa od wartości z 2016 r. (rys. II.4.1.5, tab. II.4.1.2)

Tabela II.4.1.2. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2017 r.; (średnie z okresu 2007–2016)

Akwen	Chl-a (VI–IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	3,96	3,41
	(3,24)	(3,60)
wschodni Basen Gotlandzki	3,67	3,69
	(2,81)	(2,93)
Basen Gdański	4,32	3,27
	(4,26)	(4,15)

W 2017 r. największy zakwit przypadał na okres wiosenny. Najintensywniejsza produkcja pierwotna została zaobserwowana we wschodnim Basenie Gotlandzkim (rys. II.4.1.6)

Przezroczystość wody jest, podobnie jak zawartość chlorofilu, parametrem powiązanym z produkcją pierwotną. Spadek przezroczystości wody, wywołany wzrostem ilości glonów unoszących się w toni wodnej, jest pośrednio również efektem wzrostu stężeń soli odżywczych limitujących zakwity fitoplanktonu. 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 z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany, wyrażone widzialnością krążka Secchi'ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zawartości chlorofilu-a.



Rys. II.4.1.6. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu-a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2017 r.

W 2017 r. przezroczystość w polskich obszarach morskich zmieniała się w zakresie od 2 m podczas zakwitów wiosennego w strefie płytkowodnej Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego, do 12 m, przed zakwitami wiosennymi, w strefie głębokowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz w zachodniej części Rynny Słupskiej. Podobnie jak w poprzednim roku, najniższą średnią (zarówno dla miesięcy letnich jak i roczną) przezroczystość notowano w Basenie Gdańskim, natomiast najwyższe średnie wartości stwierdzono we wschodnim Basenie Gotlandzkim (tab.II.4.1.3).

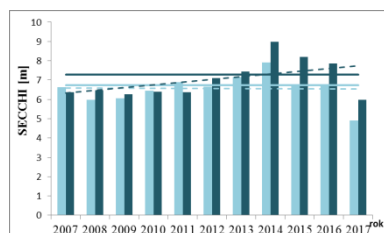
Tabela II.4.1.3. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2017 r.; (średnie z okresu 2007–2016)

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

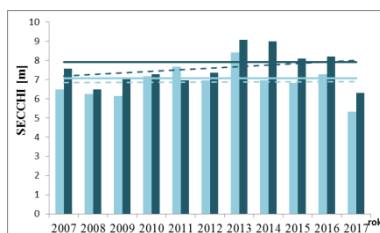
We wszystkich akwenach polskich obszarów morskich Średnia przezroczystość z miesięcy letnich w 2017 r. była zdecydowanie niższa od średniej z poprzedniego roku oraz średniej z ostatniej dekady. W odniesieniu do średniej rocznej wartości z 2017 r. były niższe od średniej z ostatniej dziesięcioletki. Były również najniższe w ciągu ostatnich dziesięciu lat (rys. II.4.1.7).

Mimo opisanych różnic między akwenami, w całym monitorowanym obszarze utrzymywała się wzrostowa tendencja przezroczystości o niewielkim nasileniu w zakresie średnich całorocznych. Wyjątkiem był tu Basen Gdański, gdzie zanikowi uległa słaba tendencja wzrostu przezroczystości zauważona w poprzednim roku. W odniesieniu do średnich z miesięcy letnich nie stwierdzono żadnych inklinacji w monitorowanych akwenach.

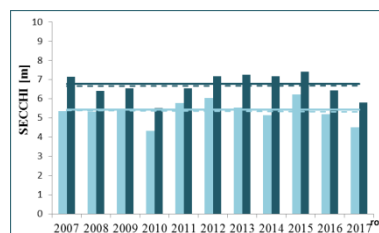
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański



Rys. II.4.1.7. Zmiany przezroczystości wody morskiej w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2007–2016 oraz w 2017 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2007–2016, linie przerywane – tendencje.

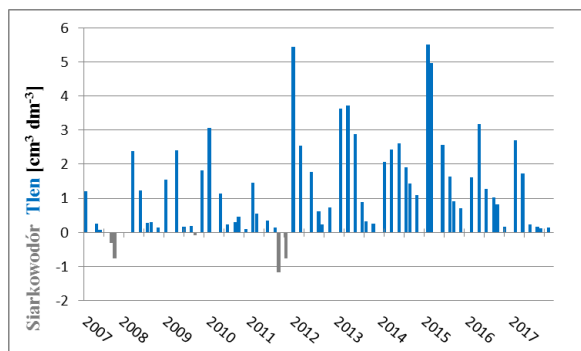
Skutki pośrednie

Wtórny skutkiem nadmiaru substancji biogenych w środowisku morskim Bałtyku jest spadek 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).

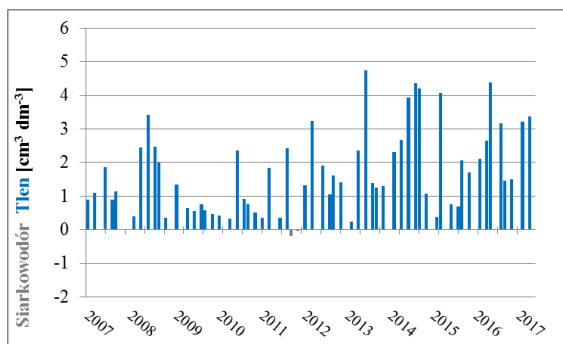
Ocena poziomu deficytu tlenu wykonywana jest na podstawie analizy zmian stężeń tlenu rozpuszczonego w warstwie przydennej. Wskaźnikiem jest minimalne stężenie tlenu przy dnie w okresie letnim, w miesiącach od czerwca do września.

W 2017 r. warunki tlenowe przy dnie obszarów głębokowodnych były kształtowane przez wlewy wód z rejonu Kattégatu. Po olbrzymim wlewie z grudnia 2014 (IMGW-PIB 2015) nastąpiły kolejne, słabe lub umiarkowane, które wpłynęły na sytuację tlenową przy dnie głębi południowego Bałtyku w 2017 r. (rys. II.4.1.8).

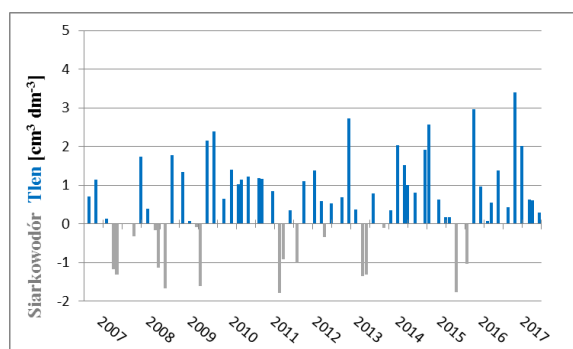
Głębina Bornholmska



pd.-wsch. Głębina Gotlandzka



Głębina Gdańska



Rys. II.4.1.8. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2007–2017

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że wlewy które wystąpiły w zimie 2015/2016, podobnie jak wlew z 2014 roku, spowodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego. W kolejnych miesiącach po wlewie obserwowano sukcesywny spadek stężenia tlenu, który doprowadził do powrotu deficytu tlenowego pod koniec 2017 r. w strefie przydennej we wszystkich głębiach polskich obszarów morskich, z wyjątkiem południowo-wschodniego stoku Głębi Gotlandzkiej gdzie stężenie tlenu w warstwie przydennej osiągnęło poziom nawet $3,40 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$.

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 utrzymywało się powyżej wartości $4,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ (tab. II.4.1.4).

Tabela II.4.1.4. Minimalne stężenie tlenu przy dnie w lecie 2017 r. w polskich obszarach morskich (min. 2007–2016)

Akwen	strefa	O ₂ min (M–IX)
Basen Bornholmski	głębokowodna	0,1 (–1,2)
	płytkowodna	5,6 (4,6)
	Zatoka Pomorska	5,8 (4,2)
wschodni Basen Gotlandzki	głębokowodna	0,7 (–0,2)
	płytkowodna	5,8 (4,5)
Basen Gdański	głębokowodna	0,6 (–1,8)
	płytkowodna	5,8 (4,3)

siarkowodor wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

Ocena eutrofizacji

W 2017 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich przeprowadzono ocenę stanu środowiska w zakresie eutrofizacji zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM), na podstawie podręcznika eutrofizacji przygotowanego na potrzeby bieżącej oceny holistycznej Morza Bałtyckiego w HELCOM w ramach projektu HOLAS II. Ocenę eutrofizacji wykonano dla trzech głębokowodnych basenów otwartego morza zbieżnych z akwenami zastosowanymi w II holistycznej ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego HOLAS II (rys.II.1). Do oceny wykorzystano wskaźniki podstawowe, które posłużyły do wyliczenia współczynników eutrofizacji 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).

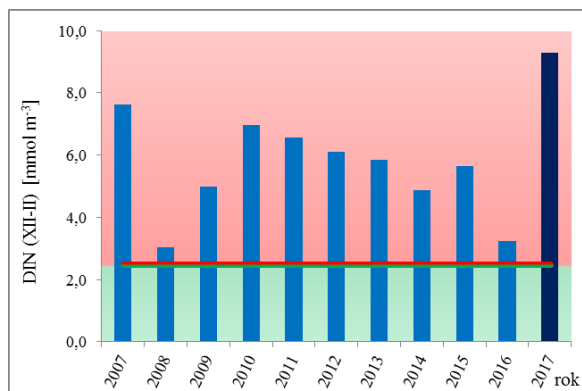
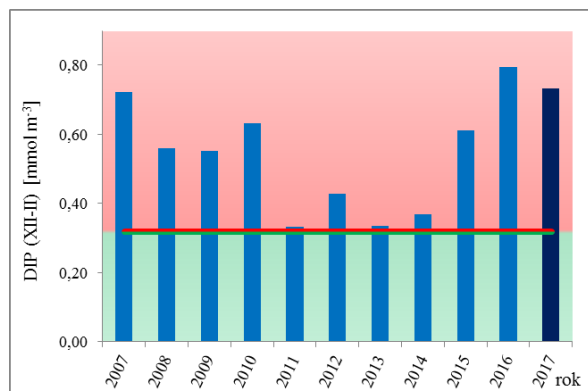
W 2017 r. żaden ze wskaźników nie osiągnął wartości GES, a w konsekwencji żaden z akwenów nie osiągnął dobrego stanu.

W zakresie eutrofizacji stan środowiska polskich obszarów morskich w 2017 r. uznano za nieodpowiedni wg RDSM.

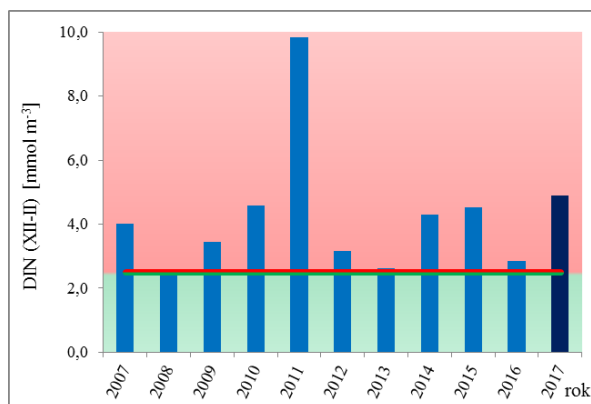
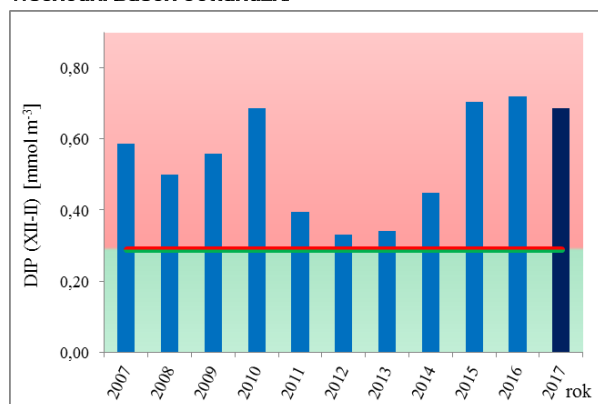
Na taki stan złożyły się przede wszystkim wysokie stężenia azotu oraz fosforu, zarówno całkowitego jak i mineralnego, złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach, a także nadmierne zakwity fitoplanktonu, co przełożyło się na przekroczenie wartości granicznej dla koncentracji chlorofilu oraz przezroczystości (rys.II.4.1.9–12).

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

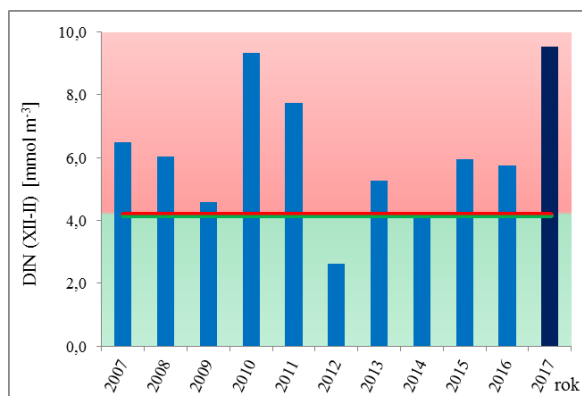
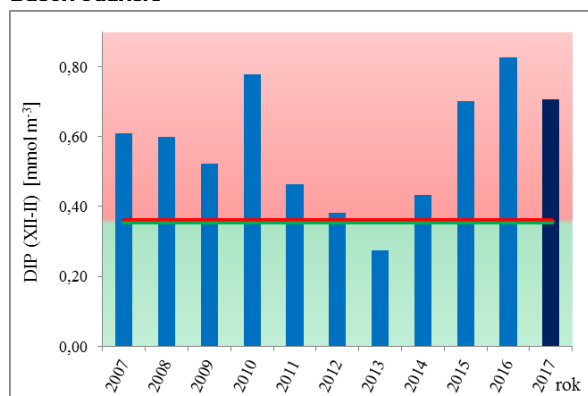
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



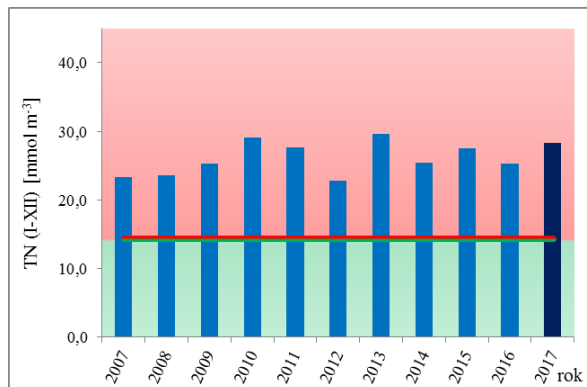
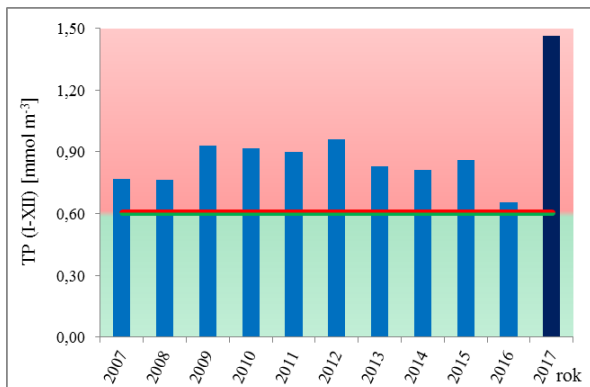
Basen Gdański



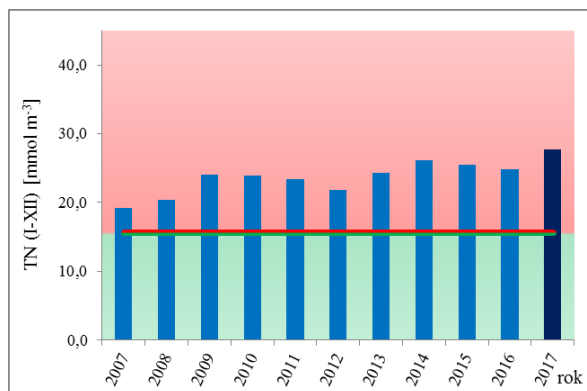
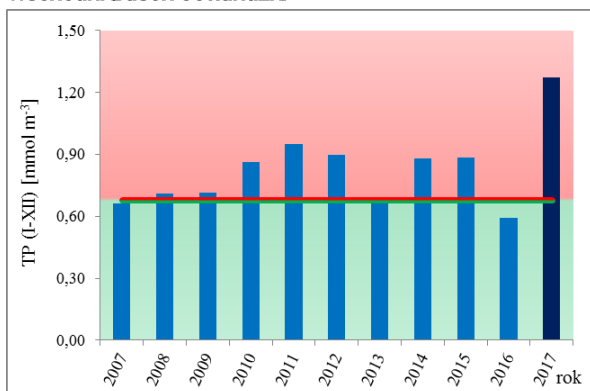
Rys. II.4.1.9. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10m, w okresie zimowym w latach 2007–2017 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

TP	TN
----	----

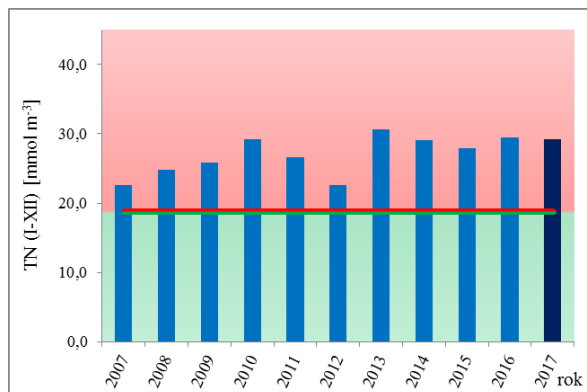
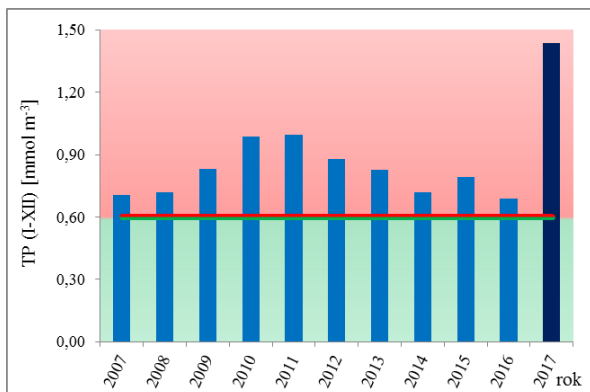
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



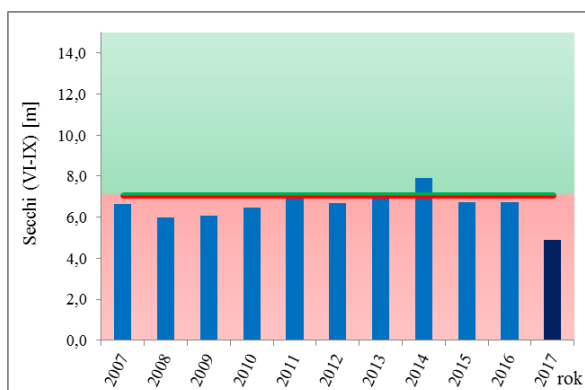
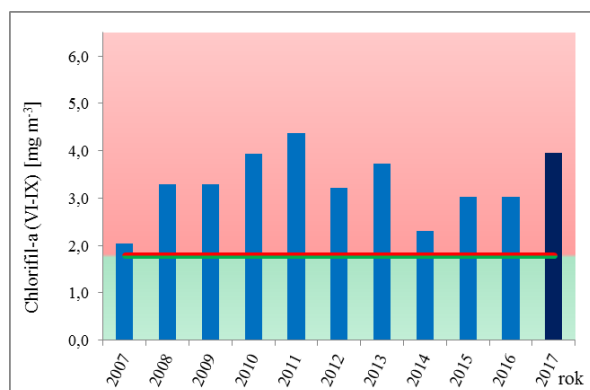
Basen Gdański



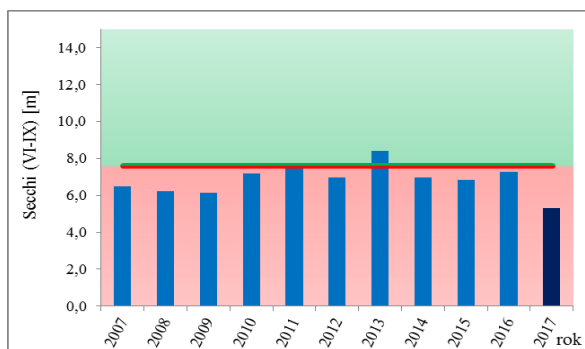
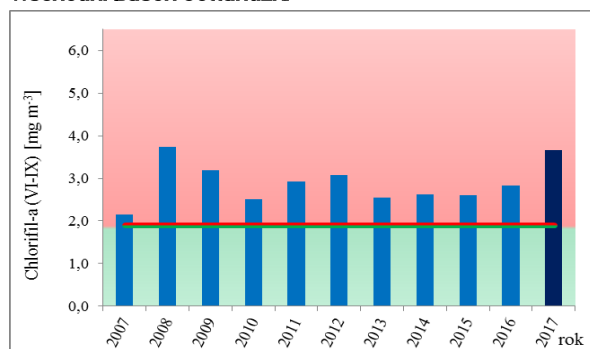
Rys. II.4.1.10. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10m w latach 2007–2017 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

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

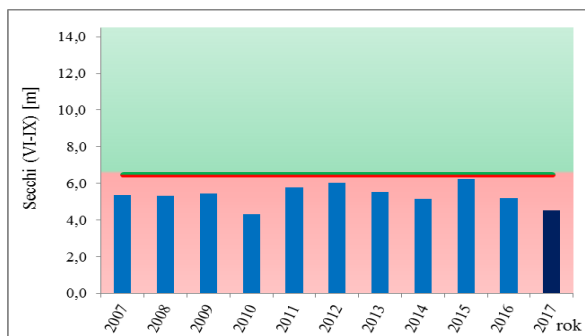
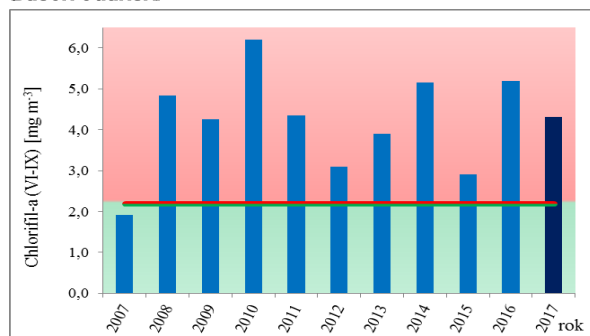
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

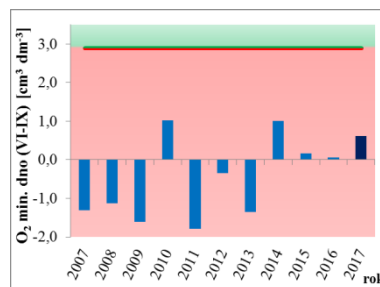
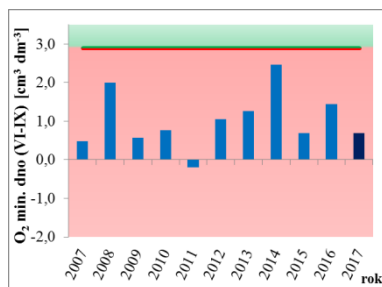


Basen Gdański



Rys. II.4.1.11. Zmiany koncentracji chlorofilu-a w warstwie 0-10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2007-2017 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.4.1.12. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2007-2017. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

II.4.2. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji



W 2017 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 z prac realizowanych w ramach Projektu HELCOM HOLAS II mającego na celu przeprowadzenie holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku obejmującej lata 2011–2016 i opartej na uzgodnionych regionalnie wskaźnikach podstawowych (HELCOM 2012). Do wskaźników podstawowych należą wybrane grupy substancji niebezpiecznych lub pojedyncze substancje.

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.

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 (sub-GES) środowiska. Wartości progowe ustalane są na poziomie UE, najczęściej w postaci środowiskowych norm jakości lub regionalnie (w ramach HELCOM). Dopuszcza się stosowanie wskaźników i powiązanych z nimi wartości 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).

Stężenia wytypowanych substancji w wybranych matrycach: organizmach (rybach i małżach), osadach dennych i wodzie odniesione zostały do wartości docelowych w celu wyznaczenia współczynnika skażenia (WS) zgodnie ze wzorem:

$$WS = \frac{C_{SR}}{C_{GR}}$$

C_{SR} aktualne stężenie substancji zanieczyszczającej w określonej matrycy w środowisku

C_{GR} graniczne, docelowe stężenie substancji zanieczyszczającej, poniżej którego stan środowiska uznaje się za nienaruszony w wyniku obecności substancji zanieczyszczającej; wartości stężeń docelowych zostały określone na pod-

stawie wartości EQS (ang. Environmental Quality Standards (Anon 2013)), wartości progowych rekomendowanych przez regionalne konwencje morskie: HELCOM (HELCOM 2012) oraz OSPAR (OSPAR 2009) oraz wartości określonych na poziomie krajowym.

Na podstawie wyznaczonych wartości WS określono stan środowiska w zakresie każdej z badanych substancji niebezpiecznych w omawianych akwenach (rys. II.1.1), przy czym stan dobry wyznaczany był przez wartości WS mniejsze od 1. Kolejnym etapem było określenie stanu środowiska poszczególnych obszarów w zakresie grup substancji zanieczyszczających, poprzez agregację wyników metodą uśredniania wartości WS. Należy jednak podkreślić, że różnym matrycom nadano różne wagi.

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.

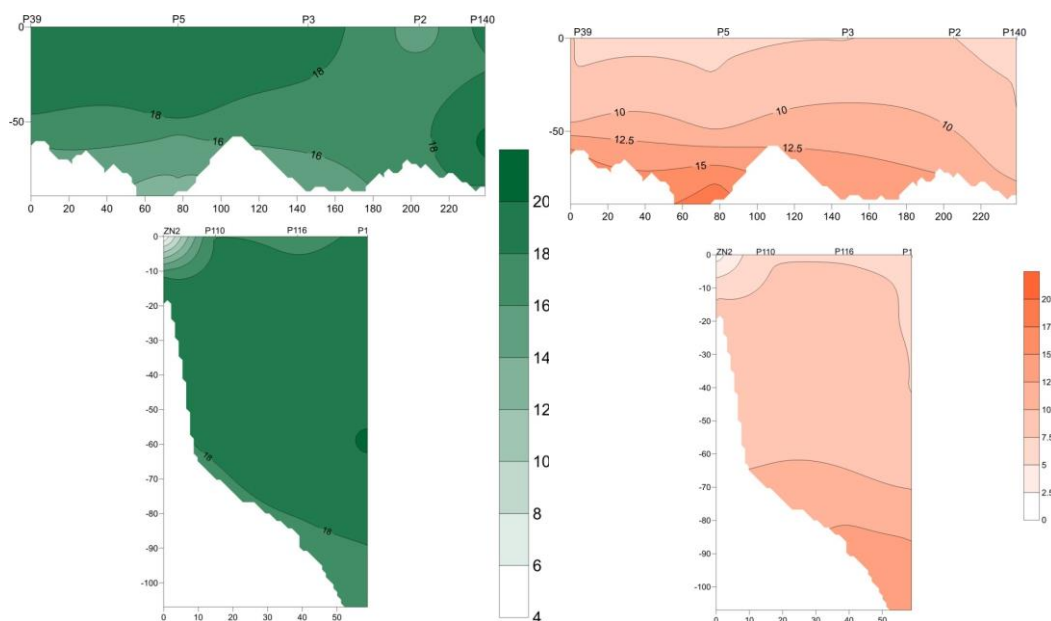
II.4.2.1. Radionuklidy

Woda morska

W 2017 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 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 promieniowej w środowisku morskim wpływają głównie rozpad promieniotwórczy, procesy bioakumulacji w organizmach fauny i flory morskiej, procesy sedymentacji oraz wymiana wód z Morzem Północnym (Zalewska i Lipska 2006, Zalewska i Suplińska 2013).

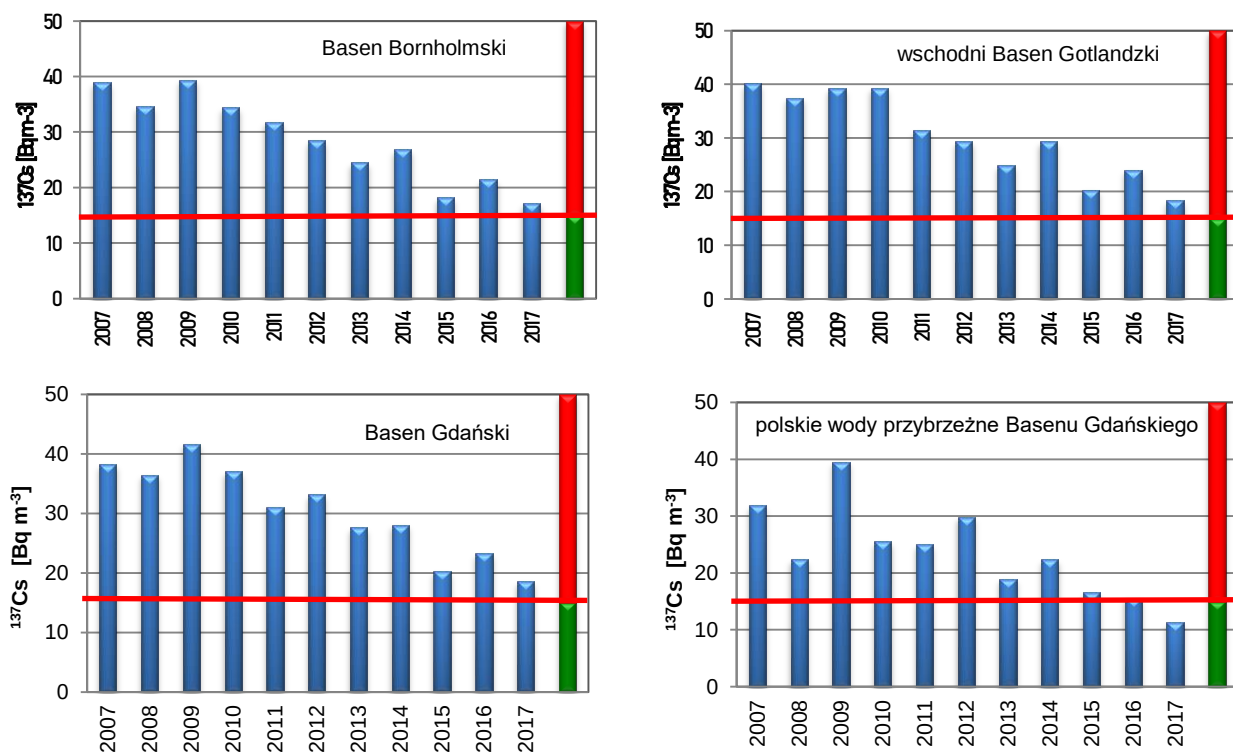
Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2017 roku, obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło $17,2 \text{ Bq m}^{-3}$ i było niższe od średniego stężenia odnotowanego w roku poprzednim o 5 Bq m^{-3} (Krzyński 2017), i jednocześnie niższe o ponad 20 Bq m^{-3} od średniej aktywności omawianego izotopu w 2007 roku ($38,7 \text{ Bq m}^{-3}$) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny (IMGW 2010).

W 2017 roku, stężenia ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku pozostawały w zakresie od $12,4 \text{ Bq m}^{-3}$ do $20,4 \text{ Bq m}^{-3}$ bez uwzględnienia obszarów bezpośredniego ujścia rzek, gdzie odnotowano wartości na poziomie $4,1 \text{ Bq m}^{-3}$ u ujścia Wisły i $7,6 \text{ Bq m}^{-3}$ w Zatoce Pomorskiej na stacji SW3. W obszarach tych udział wód rzecznych jest znaczący, o czym świadczą niskie wartości zasolenia obserwowane w tych rejonach, które w czerwcu 2017 wynosiły odpowiednio 1,3 i 3,4. Najwyższe stężenia ^{137}Cs , przekraczające nieznacznie 20 Bq m^{-3} , odnotowano na głębokości 60 m w rejonie Głębi Gdańskiej, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz w okolicach Płw. Helskiego, jak również w wodach przydennych na stacji brzegowej w okolicach Łeby. Najniższe aktywności, pomijając obszary wód ujściowych, wystąpiły w wodach przybrzeżnych Głębi Bornholmskiej ($12,4 \text{ Bq m}^{-3}$), ale również w wodach przybrzeżnych na stacjach P3 i P2 (na poziomie 15 Bq m^{-3}) znajdujących się w strefie pełnomorskiej. Podobnie, jak w latach poprzednich, w zachodnich obszarach strefy morza otwartego, zmiany stężeń ^{137}Cs w profilu pionowym pozostawały w związku z wielkością zasolenia, przy czym wyższemu zasoleniu towarzyszyły niższe stężenia izotopu (rys. II.4.2.1.1). Było to szczególnie widoczne w rejonie Głębi Bornholmskiej i ma to ścisły związek z tym, że napływające, bardziej zasolone wody z Morza Północnego charakteryzują się mniejszymi stężeniami omawianego izotopu. Rozkłady pionowe stężeń ^{137}Cs w Głębi Gdańskiej i w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego były już znacznie bardziej na wyrównane. Natomiast na profilu ujścia Wisły w wodach powierzchniowych obowiązywała zależność odwrotna, ponieważ wody o niższym zasoleniu charakteryzowały się również mniejszymi stężeniami ^{137}Cs (rys. II.4.2.1.1), co związane jest ze znacznym udziałem wód rzecznych w tym rejonie.



Rys. II.4.2.1.1. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2017

W 2017 średnie stężenia ^{137}Cs w czterech obszarach poddawanych ocenie były widocznie mniejsze, średnio o 4 – 5 Bq m^{-3} od wartości odnotowanych w roku poprzednim (rys. II.4.2.1.2). Wynosiły odpowiednio 17,1 Bq m^{-3} w Basenie Bornholmskim, 18,4 Bq m^{-3} we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 18,6 Bq m^{-3} w Basenie Gdańskim i tylko 11,3 Bq m^{-3} w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, co wynikało przede wszystkim z małych stężeń ujścia Wisły. Średnie stężenie ^{137}Cs w 2017 roku były ponad dwukrotnie mniejsze od wartości wyznaczonych dla tych samych obszarów w roku 2007, który stanowi punkt odniesienia dla dziesięcioletniego okresu oceny.

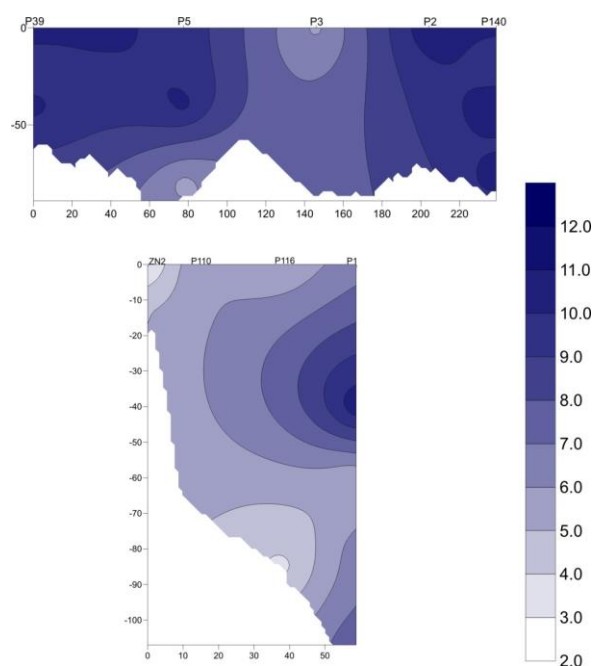


Rys. II.4.2.1.2. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2007–2017, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

Biorąc pod uwagę średnie wartości stężeń ^{137}Cs oraz rekomendowaną wartość stężenia docelowego wynoszącą 15 Bq m^{-3} (wartość charakterystyczna dla okresu poprzedzającego awarię elektrowni w Czarnobylu w 1986 roku), stwierdzono, że w trzech obszarach oceny: Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs w 2017 roku jest nieodpowiedni według wymagań RDSM, natomiast w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego został osiągnięty dobry stan środowiska. Należy jednak podkreślić, że zakładając obserwowane obecnie trendy i dynamikę zmian, dobry stan środowiska może zostać osiągnięty w założonym przez RDSM czasie, czyli do 2020 roku we wszystkich ocenianych obszarach.

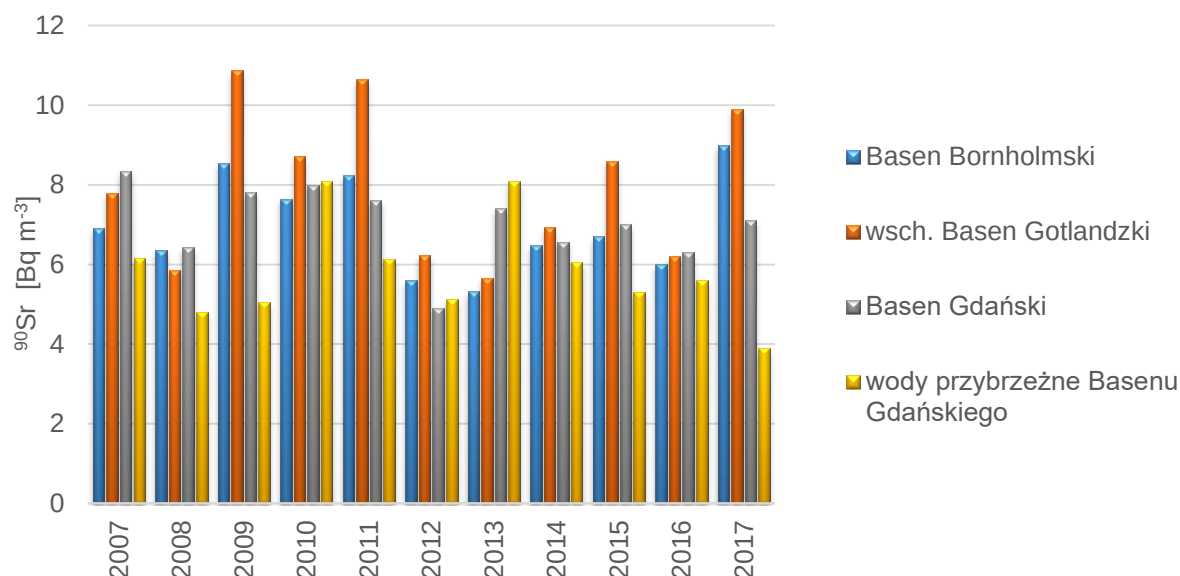
Ze względu na to, że w przypadku drugiego z omawianych izotopów – ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznego spadku jego stężeń w wodzie morskiej, co oznacza, że jego rola w kształtowaniu poziomu radioaktywności wzrasta w porównaniu do ^{137}Cs (Saniewski i Zalewska 2015), w opracowaniu przedstawiono również dane dla ^{90}Sr . Dla tego izotopu nie wyznaczono wartości granicznych i w związku z tym nie dokonano oceny stanu środowiska zgodnie z przyjętymi zasadami.

W roku 2017 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła $8,4 \text{ Bq m}^{-3}$ i była większa od obserwowanej w roku poprzednim o ponad 2 Bq m^{-3} . Najmniejsze stężenia ^{90}Sr na poziomie $5 - 6 \text{ Bq m}^{-3}$ odnotowano w wodach przydennych obszarów morza otwartego: w Głębi Bornholmskiej oraz na stacji P3 w Rynnie Słupskiej, jak również na głębokości 60 m w Głębi Gdańskiej (rys. II.4.2.1.3). Podobne poziomy odnotowano w wodzie powierzchniowej i wodzie przydennej na stacji P110 znajdującej się na profilu ujścia Wisły, co może mieć związek z bardzo małymi stężeniami ^{90}Sr obserwowanymi na stacji ZN2 (3 Bq m^{-3} na powierzchni i 5 Bq m^{-3} przy dnie), czy w obszarach, gdzie udział wód Wisły jest największy. Największe stężenia tego izotopu, na poziomie $11 - 12 \text{ Bq m}^{-3}$ odnotowano w wodach powierzchniowych obszarów przybrzeżnych.



Rys. II.4.2.1.3. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2017

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w okresie objętym oceną w żadnym w akwenów (rys. II.4.2.1.4). Jednak w 2017 roku wystąpiły widoczne różnice pomiędzy wartościami średnimi. Najmniejsze średnie stężenie ($3,9 \text{ Bq m}^{-3}$) charakteryzowało wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i było mniejsze o $1,7 \text{ Bq m}^{-3}$ od obserwowanego w roku poprzednim. W Basenie Gdańskim średnia aktywność wynosiła $7,1$ i była nieznacznie wyższa od wyznaczonej dla roku 2016. W dwóch pozostałych basenach wartości były zbliżone: $9,0 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim i $9,9 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim, co oznaczało wzrost o ponad 3 Bq m^{-3} w stosunku do roku ubiegłego. Wartości te były nawet nieznacznie większe od wartości odnotowanych w 2007 roku, w którym średnie stężenia ^{90}Sr wynosiły odpowiednio: $6,9 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim i $7,8 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim.

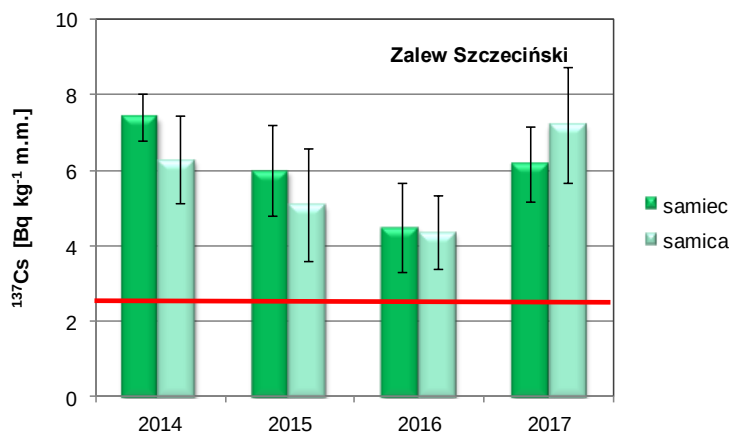


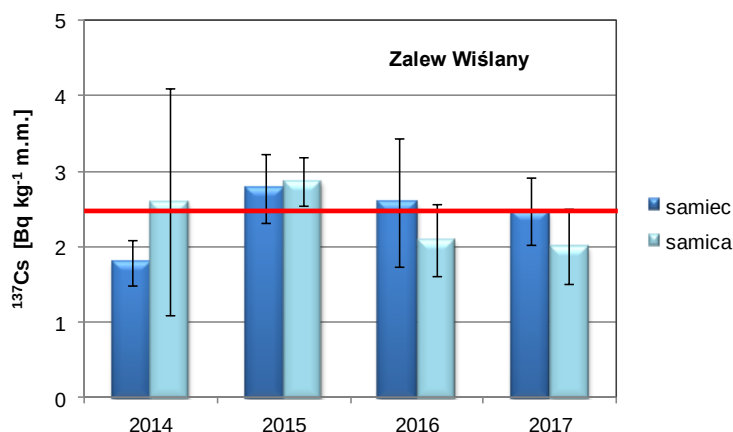
Rys. II.4.2.1.4. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2007–2017, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

Ryby

W 2017 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, analizy mające na celu określenie stężeń promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) odłowionych w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim. Aktywności ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w stosunkowo szerokim zakresie w przypadku samic: od 4,3 do 9,4 Bq kg^{-1} m.m. i nieco węższym od 4,9 do 7,8 Bq kg^{-1} m.m. w przypadku samców (rys. II.4.2.1.5). Wartości średnie dla obu płci były wyrównane i wynosiły odpowiednio 7,2 Bq kg^{-1} m.m. – samice i 6,2 Bq kg^{-1} m.m. – samce i były wyższe niż obserwowane w roku poprzednim: 4,4 Bq kg^{-1} m.m. i 4,5 Bq kg^{-1} m.m. W Zalewie Wiślanym stężenia w przypadku obydwu płci pozostawały na niższych poziomach, wartości średnie wynosiły odpowiednio 2,0 Bq kg^{-1} m.m. (samice) i 2,5 Bq kg^{-1} m.m. (samce) i były bardzo zbliżone do wartości obserwowanych w roku poprzednim: 2,1 Bq kg^{-1} m.m. (samice) i 2,6 Bq kg^{-1} m.m. (samce).

Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego równego 2,5 Bq kg^{-1} m.m. określonego dla śledzi (dla okoni taka wartość nie została wyznaczona), **stan środowiska Zalewu Szczecińskiego w zakresie skażenia ryb promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs należy uznać za nieodpowiedni według RDSM, natomiast w Zalewie Wiślanym stan dobry został osiągnięty.**





Rys. II.4.2.1.5. Stężenia ^{137}Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 – 2017 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.2.2. Metale ciężkie

Ryby i małże

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2017 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi wykonano w oparciu o wartości graniczne stężeń metali ciężkich – kadm (Cd), ołów (Pb) i rtęć (Hg) – w organizmach. Ocenę przeprowadzono dla siedmiu akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (rys. II.1.1). 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 $0,288 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$

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 kołobrzesczko-darłowskiego, storni z Zatoki Pomorskiej. Bazą do oceny stanu wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego były stężenia metali w małżach odławianych w rejonie Rowów i Sopotu. Stan Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego oceniono w oparciu o stężenia metali ciężkich w wątrobach i tkance mięśniowej okonia. Stan wód Basenu Gdańskiego oceniono na podstawie stężeń metali w tkankach storni pozyskanych w 2017 roku.

W tabeli II.4.2.2.1 przedstawiono stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus trossulus*) odławianych w ocenianych akwenach Bałtyku w 2017 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 – $0,646$ i $0,613 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Stężenia kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego były wielokrotnie niższe – $0,084$ i $0,154 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Stężenia kadmu w storni ($0,180$ i $0,221 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) były ponad 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 $0,035$ – $0,073 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się stosunkowo wysokimi stężeniami rtęci ($0,044$ – $0,098 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$), a jej stężenie w śledziu było na wyraźnie niższym poziomie ($0,025$ – $0,030 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$).

Tabela II.4.2.2.1. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2017 r.; w nawiasach średnia z okresu 2007–2016

Podakwen	Gatunek	Cd [$\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$]	Pb [$\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$]	Hg [$\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,646 (0,508)	0,045 (0,037)	0,030 (0,028)
Basen Bornholmski	śledź	0,613 (0,467)	0,048 (0,036)	0,025 (0,026)
	stornia	0,180 (0,249) ¹	0,041 (0,048) ¹	0,044 (0,038) ¹
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omulek	0,157 (0,109) ¹	0,087 (0,049) ¹	0,007 (0,007) ¹
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek	0,179 (0,182)	0,113 (0,135)	0,009 (0,011)
Zalew Szczeciński	okoń	0,084 (0,053) ²	0,054 (0,024) ²	0,064 (0,063) ²
Zalew Wiśłany	okoń	0,153 (0,102) ²	0,035 (0,026) ²	0,098 (0,076) ²
Basen Gdański	stornia	0,221 (0,217) ³	0,073 (0,041) ³	0,069 (0,058) ³

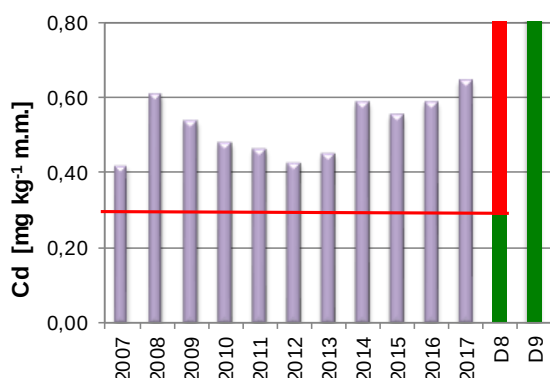
¹ – średnia wartość stężenia z lat 2012–2016, ² – średnia wartość stężenia z lat 2014–2016, ³ – stężenie z 2016r.

Średnie stężenia metali ciężkich w wieloleciu w omuleku pochodzącym ze strefy przybrzeżnej Basenu Bornholmskiego są znacznie niższe od ich stężeń w omuleku odławianym w Zatoce Gdańskiej. W 2017 roku w omuleku odłowionym w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, stężenia kadmu i ołowiu były niższe odpowiednio o 12% i 23%, a rtęci o 22% w porównaniu z ich stężeniami w małżach pozyskanych z Zatoki Gdańskiej.

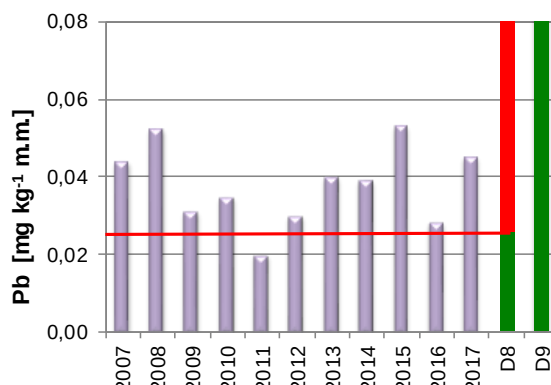
W okresie 2007–2013 odnotowano spadek, a w następnych latach wzrost stężenia kadmu do poziomu $0,646 \text{ mg kg}^{-1} \text{m.m.}$ w wątrobach śledzia z łowiska władysławowskiego (rys. II.4.2.2.1a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło granicy GES/subGES ($0,026 \text{ mg kg}^{-1}$) tylko w 2011 roku. Najwyższe stężenie ołowiu odnotowano w roku 2008 i 2015 – $0,053 \text{ mg kg}^{-1}$ (rys. II.4.2.2.1b). Stężenia rtęci w tkance mięśniowej tych ryb w omawianym dziesięcioleciu nie wykazywały istotnych kierunków zmian (rys. II.4.2.2.1c). Najwyższe stężenie rtęci, $0,047 \text{ mg kg}^{-1} \text{m.m.}$, stwierdzono w 2011 r. W latach 2012–2015 i w 2007 r. stężenia rtęci nieznacznie przekraczały granicę GES/subGES $0,020 \text{ mg kg}^{-1} \text{m.m.}$

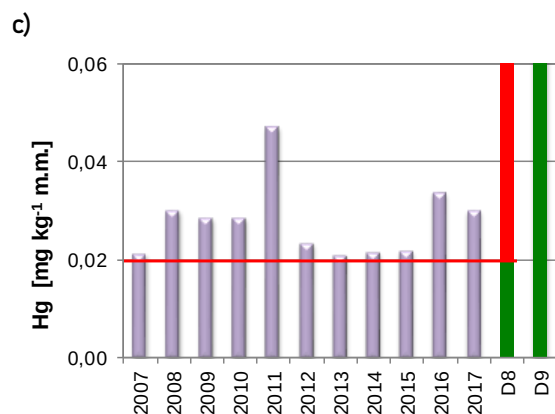
W 2017 roku, stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach oraz rtęci w mięśniach śledzia przekroczyły granice GES/subGES dla cechy D8. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).

a)



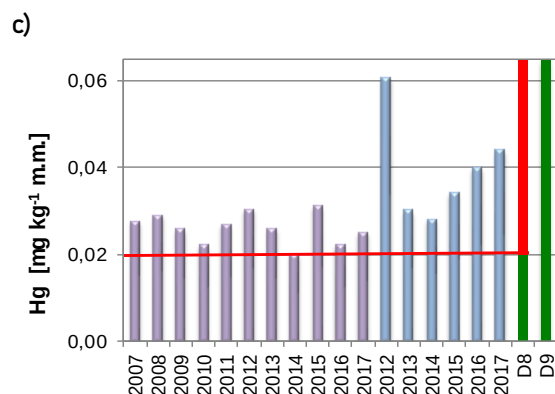
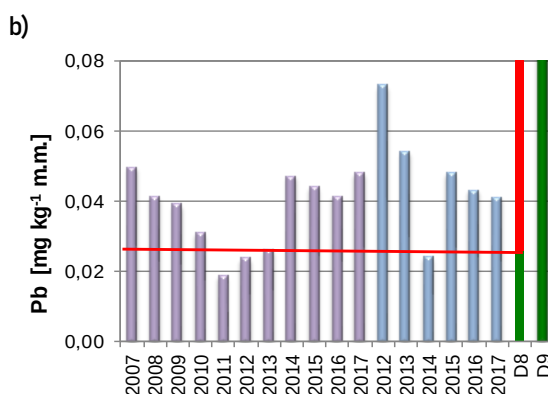
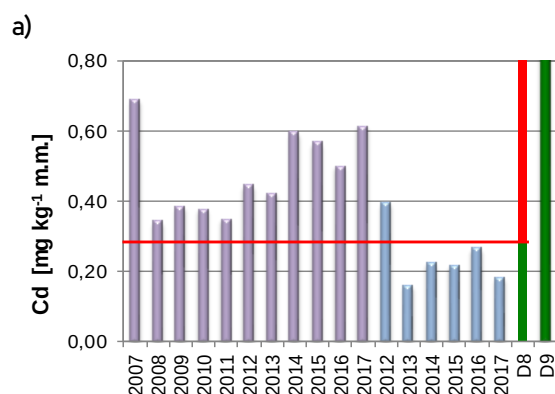
b)





Rys. II.4.2.2.1. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2007-2017; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

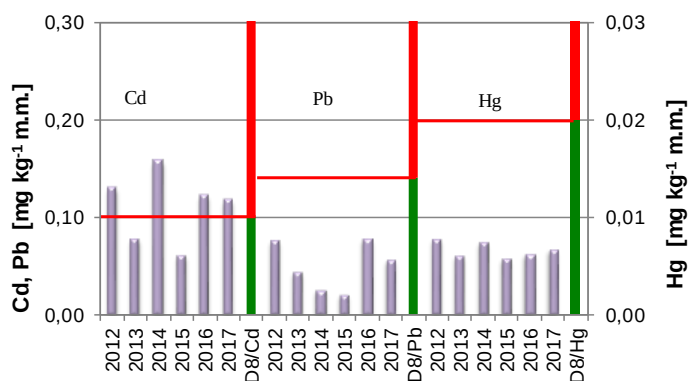
Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje stan wód Basenu Bornholmskiego jako nieodpowiedni w całym okresie 2007-2017 (rys. II.4.2.2.2a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło wartości $0,026 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, określającej granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu wód, tylko w latach 2011-2013 (rys. II.4.2.2.2b). Poziom rtęci w tkance śledzia w całym okresie 2007-2017 (z wyjątkiem roku 2014) przekraczał wartość graniczną GES/subGES – $0,020 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (rys. II.4.2.2.2c) Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Pomorskiej w latach 2013- 2017 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.4.2.2.2).



Rys. II.4.2.2.2. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Bornholmskiego w latach 2007-2017 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012-2017 (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 przekracza granicę GES/subGES dla cechy D8, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

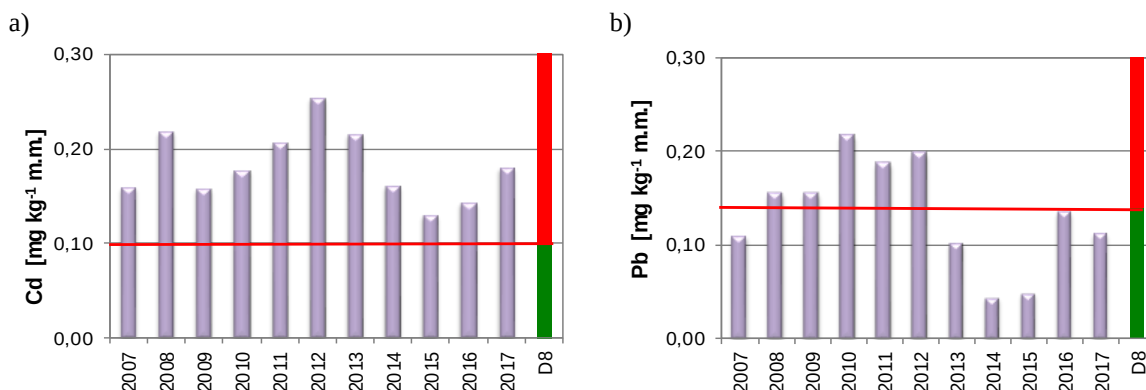
Monitoring wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi prowadzony jest od 2012 roku w oparciu o stężenia metali w małżach odławianych w rejonie Rowów. W tym okresie poziom kadmu w małżach wskazywał na umiarkowane zanieczyszczenie tym pierwiastkiem w 2012, 2014, 2016 i 2017 roku (stan wód nieodpowiedni) oraz dobry stan wód w 2013 i 2015 roku (rys. II.4.2.2.3). Pod względem stężenia ołowiu w małżach, stan wód należy ocenić jako dobry w całym okresie pomiarów. W przypadku rtęci w całym okresie pomiarów, stężenie w małżach wskazuje na dobry stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, pod względem zanieczyszczenia tym metalem.

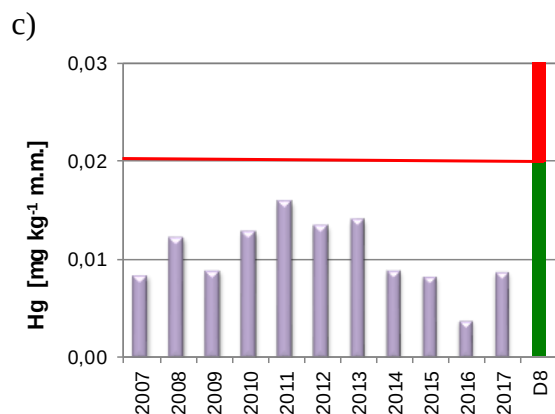


Rys. II.4.2.2.3. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w małżach [mg kg⁻¹ m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2012–2017; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku

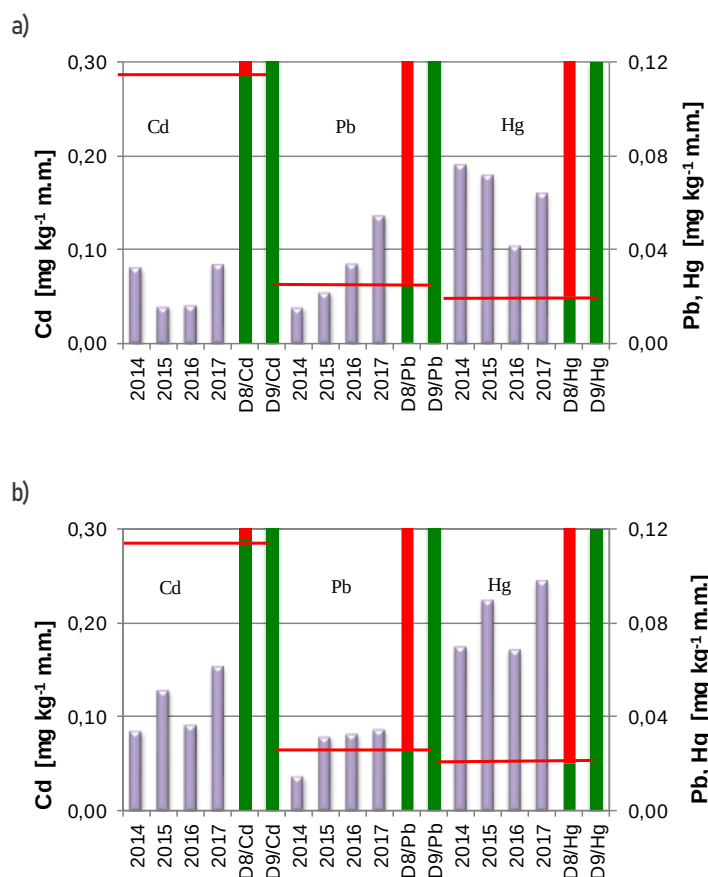
Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w całym okresie pomiarów (2007–2017) przekraczało poziom 0,10 mg kg⁻¹ m.m., określający dobry stan środowiska co wskazuje na nieodpowiedni stan strefy przybrzeżnej (rys. II.4.2.2.4a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2008–2012 polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem (stan wód nieodpowiedni), natomiast stan dobry obserwowano w latach 2006–2007, 2013, 2014–2015 i 2016–2017 (rys. II.4.2.2.4b). 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.4.2.2.4c).

Ocenę stanu wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń metali w tkankach okonia odławianego w latach 2014–2017. Stężenia kadmu w wątrobach okonia pochodzącego z obu zalewów mieściły się w granicach określonych dla dobrego stanu wód (rys. II.4.2.2.5a,b). Średnie stężenie kadmu w okoniu z Zalewu Wiślanego było dwukrotnie wyższe od jego stężenia w okoniu odławianym w Zalewie Szczecińskim. Stężenie ołowiu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 i 2015 oraz w okoniu z Zalewu Wiślanego w roku 2014 nie przekroczyło wartości 0,026 mg kg⁻¹ określającej granicę dobrego stanu dla zanieczyszczenia ołowiem.





Rys. II.4.2.2.4. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg⁻¹ m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2007–2017; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku

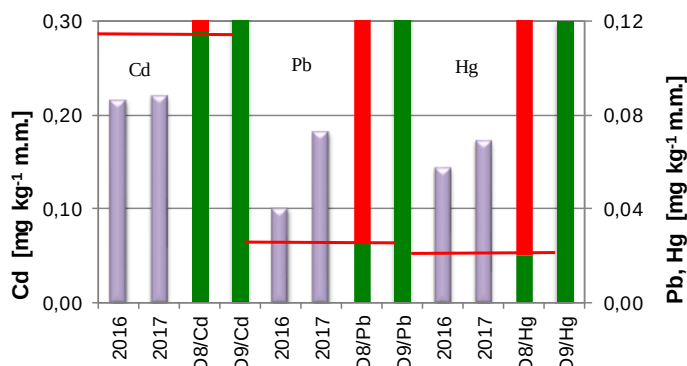


Rys. II.4.2.2.5. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [mg kg⁻¹ m.m.] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014–2017; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

W 2017 roku stężenie ołowiu w wątrobach okoni 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, że w 2017 r. stężenia ołowiu i rtęci w tkankach okonia przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, stan wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Gdańskiej w latach 2016–2017 mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska. Stężenie ołowiu oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekracza poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (rys.II.4.2.2.6). W 2017 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.4.2.2.6. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach storni [mg kg⁻¹ m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016–2017; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

Stężenia metali ciężkich w tkankach ryb przeznaczonych do spożycia nie mogą przekraczać wartości granicznych, które dla kadmu i ołowiu w wątrobie oraz rtęci w tkance mięśniowej ryb przeznaczonych do spożycia wynoszą odpowiednio: 1,00 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 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 2017 r. i przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekraczają poziomów ustanowionych dla cechy D9 i pod tym względem stan środowiska należy zakwalifikować jako dobry – GES.

Rośliny makrofytobentosowe

W 2017 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ¹³⁷Cs w wybranych gatunkach roślin makrofytobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w ramach monitoringu stanu makrofytobentosu w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Głazowisko Ławica Słupska w dwóch sezonach (czerwcu i wrześniu). Do badań wytypowano sześć gatunków: cztery reprezentujące algi i gromadę krasnorostów – *Polysiphonia fucooides*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccolytus truncatus* i *Ceramium diphanum* dwa należące do roślin naczyniowych – *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris*. *P. fucooides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi dla Klifu Orłowskiego i Głazowiska Rowy. W rejonie Głazowiska Ławica Słupska w znacznych ilościach wystąpiły *F. lumbricalis* i *C. truncatus*, natomiast *S. pectinata* i *Z. palustris* występują w rejonie Jamy Kuźnickiej.

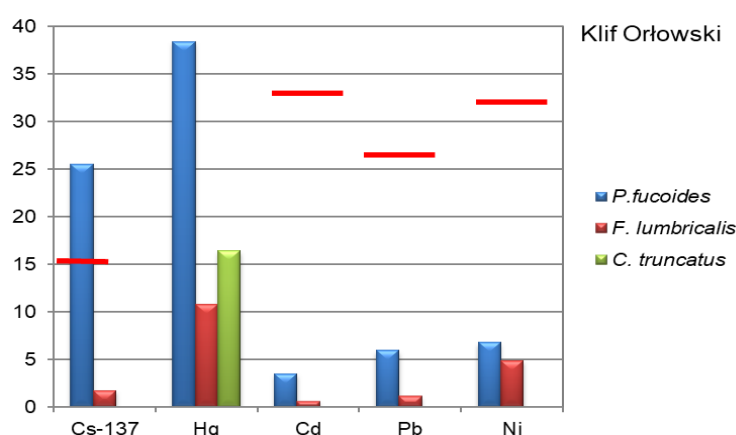
Dane prezentowane na wykresach (rys. II.4.2.2.7–10) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach.

W 2017 roku, podobnie jak w latach poprzednich, zasadniczo największymi stężeniami metali ciężkich charakteryzowała się *P. fucooides*. Średnie stężenia Hg w *P. fucooides* wynosiły odpowiednio 38,4 µg kg⁻¹ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego, 38,8 µg kg⁻¹ s.m. w rejonie Rowów oraz tylko 14,4 µg kg⁻¹ s.m. w rejonie Jamy Kuźnickiej. Stężenia Hg w *F. lumbricalis* pozostawały na poziomach 11 µg kg⁻¹ s.m., 22 µg kg⁻¹ s.m. i 18 µg kg⁻¹ s.m. odpowiednio w rejonach Klifu Orłowskiego, Rowów i Ławicy Słupskiej. W przypadku pozostałych dwóch gatunków krasnorostów stężenia zawierały się w stosunkowo wąskim zakresie: od 13,9 µg kg⁻¹ s.m. w przypadku *C. diaphanum* (Rowy) do 20,1 µg kg⁻¹ s.m. w przypadku *C. truncatus* (Ławica Słupska). Tkanki roślin naczyniowych z rejonu Jamy Kuźnickiej charakteryzowały się zawartością Hg na poziomie zbliżonym do poziomu obserwowanego w przypadku *P. fucooides*. Stężenia Hg wynosiły odpowiednio 12,2 µg kg⁻¹ s.m. w przypadku *Z. palustris*, 11,1 µg kg⁻¹ s.m. w przypadku *S. pectinata*.

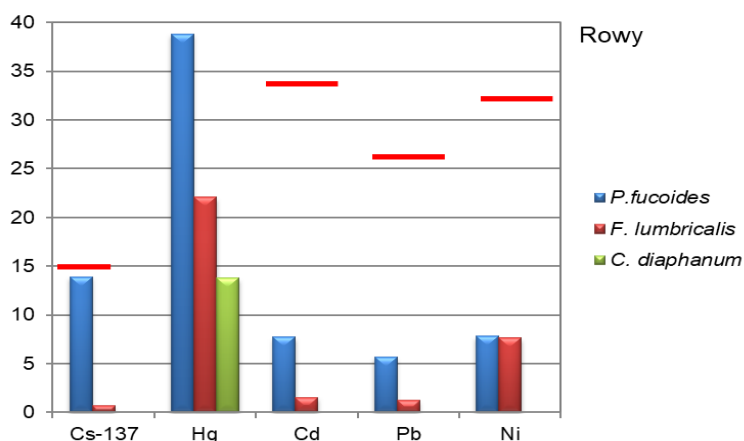
Stężenia Pb w *P. fucooides* w rejonach Klifu Orłowskiego i Rowów były praktycznie identyczne i wynosiły odpowiednio 5,9 mg kg⁻¹ s.m. i 5,7 mg kg⁻¹ s.m. Niższe stężenia Pb odnotowano w przypadku *F. lumbricalis*, które wynosiły 1,2 mg kg⁻¹ s.m. zarówno w rejonie Klifu Orłowskiego, jak i Rowów. W rejonie Ławicy Słupskiej stężenia Pb w tkankach *F. lumbricalis* i *C. truncatus* były na poziomie 1 mg kg⁻¹ s.m. Stężenia Pb w roślinach naczyniowych w Jamie Kuźnickiej wynosiły 1,1 mg kg⁻¹ s.m. – *Z. palustris* 3,4 mg kg⁻¹ s.m. – *S. pectinata*.

Również w przypadku Cd największe stężenia wystąpiły w tkankach *P. fucooides*, 7,7 mg kg⁻¹ s.m. w rejonie Rowów oraz 3,5 mg kg⁻¹ s.m. i 4 mg kg⁻¹ s.m. w rejonach Klifu Orłowskiego i Jamy Kuźnickiej pozostawały na stosunkowo niskim poziomie. Najniższe stężenie 0,6 mg kg⁻¹ s.m. odnotowano w *F. lumbricalis* pobranej w rejonie Klifu Orłowskiego, tylko nieznacznie większe wartości, na poziomie 0,9 mg kg⁻¹ s.m. W przypadku dwóch gatunków krasnorostów z Ławicy Słupskiej stężenia Cd wynosiły 1,6 mg kg⁻¹ s.m.

Największe stężenia Ni, podobnie jak w roku poprzednim, wystąpiły w *F. lumbricalis* (11,5 mg kg⁻¹ s.m.) i *C. truncatus* (10,4 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* 1,1 mg kg⁻¹ s.m. i *S. pectinata* – 1,4 mg kg⁻¹ s.m.



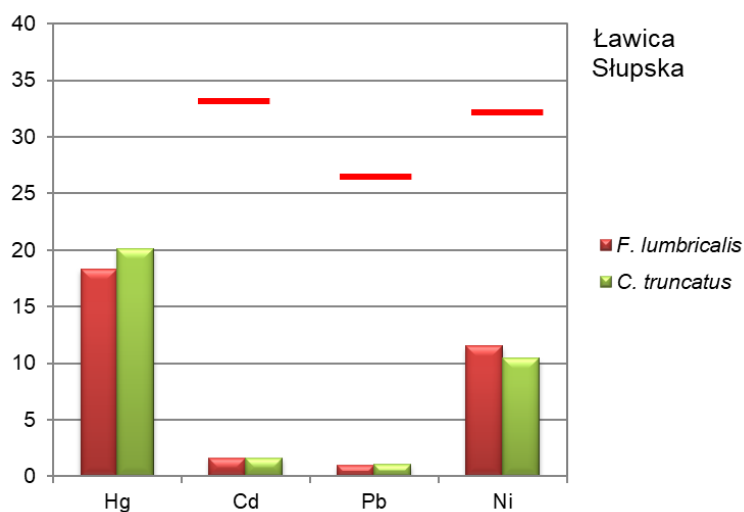
Rys. II.4.2.2.7. Stężenia ¹³⁷Cs [Bq kg⁻¹ s.m.], Hg [μg kg⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg⁻¹ s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2017 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska – w przypadku Hg granica poza zakresem osi)



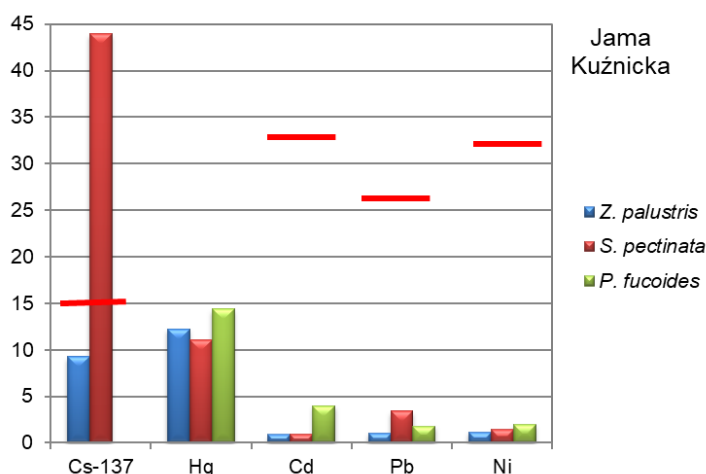
Rys. II.4.2.2.8. Stężenia ¹³⁷Cs [Bq kg⁻¹ s.m.], Hg [μg kg⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg⁻¹ s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2017 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska – w przypadku Hg granica poza zakresem osi)

Największe średnie aktywności ¹³⁷Cs wystąpiły w *P. fucooides* w rejonie Klifu Orłowskiego (25,5 Bq kg⁻¹ s.m. i niespodziewanie w tkankach *S. pectinata* w Jamie Kuźnickiej (44 Bq kg⁻¹ s.m.). W przypadku *F. lumbricalis* stężenia ¹³⁷Cs pozostawały na niskich poziomach, wynosiły odpowiednio 1,8 Bq kg⁻¹ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i tylko 0,7 Bq kg⁻¹ s.m.

w Rowach. Wartość $9,3 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$ odnotowano w przypadku *S. pectinata*. W przypadku pozostałych gatunków i lokalizacji stężenia ^{137}Cs pozostawały poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody.

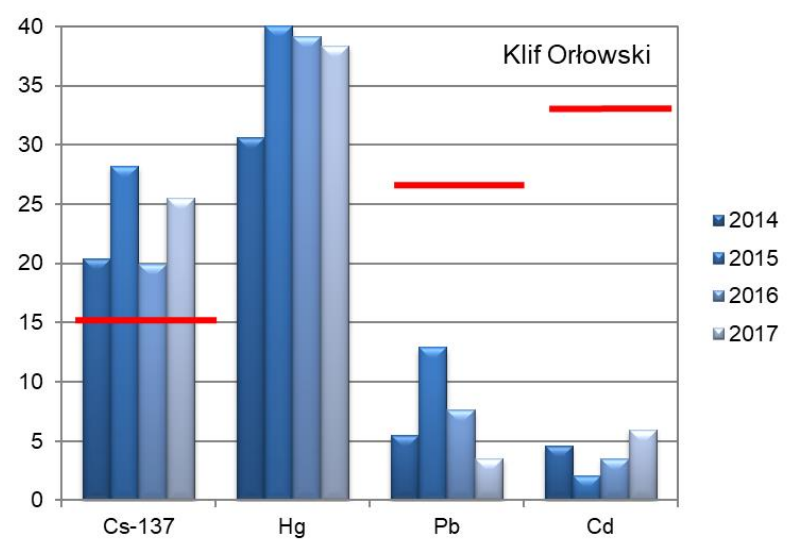


Rys. II.4.2.2.9. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2017 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska – przypadku Hg granica poza zakresem osi)



Rys. II.4.2.2.10. Stężenia Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w czterech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2017 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska – w przypadku Hg granica poza zakresem osi)

Z porównania stężeń monitorowanych w latach 2014–2017 substancji niebezpiecznych w tkankach *P. fucooides* z rejonu Klifu Orłowskiego (rys. II.4.2.2.11) wynika, że stężenia te zmieniają się w wąskim zakresie, brak jest jednoznacznych zmian, które wskazywałyby na określone zmiany w środowisku.



Rys. II.4.2.2.11. Stężenia ¹³⁷Cs [Bq kg⁻¹ s.m.], Hg [µg kg⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg⁻¹ s.m.] w *P. fucooides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014–2017 (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 a nieodpowiednim (Zalewska 2015, Zalewska i Danowska 2017).

Tylko w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stwierdzono stan nieodpowiedni w zakresie skażenia ¹³⁷Cs. 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.4.2.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2017 roku zgodnej z RDSM dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenylesterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenie poddano uzyskane stężenia PBDE w mięśniach ryb i tkankach miękkich małży w siedmiu akwenach polskiej części Bałtyku (rys. II.1.1), zgodnie z podziałem zaproponowanym w „Strategii Monitoringu i Ocen HELCOM” (2014).

Ocenę stanu wód Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń polibromowanych difenylesterów (PBDE) w tkankach mięśniowych okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionego w latach 2014–2017.

Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o stężenia PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych z okolic Rowów, a wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego w tkance miękkiej małży odłowionych z okolic Sopotu.

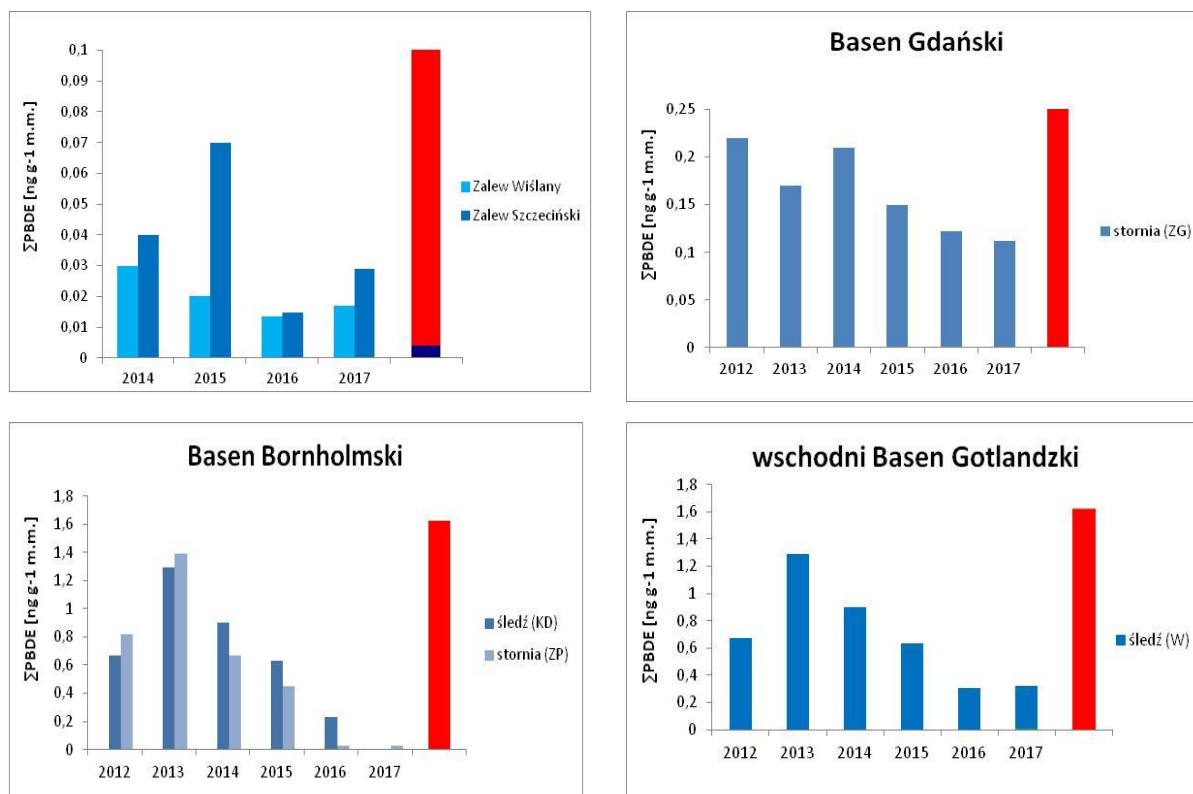
Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oceniono w oparciu o stężenia polibromowanych difenylesterów w tkance mięśniowej śledzi (*Clupea harengus*) z łowiska władystawowskiego. Ocenę stanu wód Basenu Bornholmskiego dokonano w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea harengus*) i storni (*Platichthys flesus*). Stan wód Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość polibromowanych difenylesterów w tkankach mięśniowych storni odłowionej z Zatoki Gdańskiej.

Na rysunku II.4.2.3.1 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 matły (*Mytilus trossulus*) odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego zebrano na Rys. II.4.2.3.2. w latach 2012–2017.

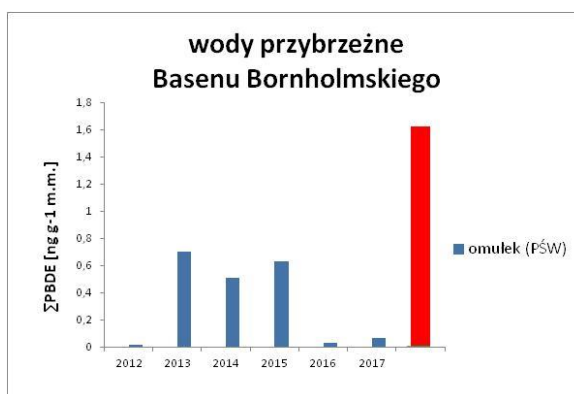
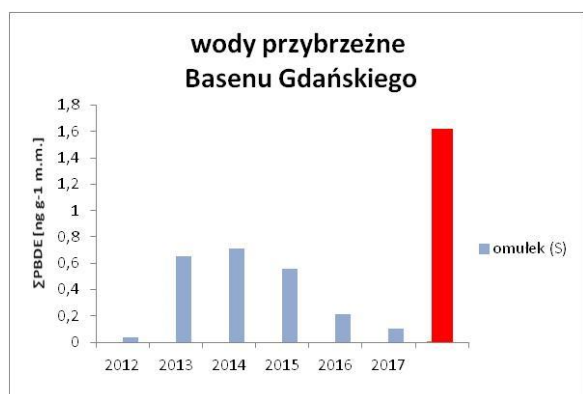
W porównaniu do ubiegłych lat badań w 2017 roku zaobserwowano spadek zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzi i storni odłowionych z wód Basenu Gdańskiego i z wód Basenu Bornholmskiego. W tkankach mięśniowych śledzi odłowionych z wód Basenu Gotlandzkiego nastąpił w 2017 roku wzrost stężenia PBDE.

Zarówno w tkankach okoni odłowionych z wód Zalewu Szczecińskiego jak i Zalewu Wiślanego można zaobserwować wzrost zawartości polibromowanych difenyleterów w 2017 roku w porównaniu do roku poprzedniego (Rys II.4.2.3.1).



Rys II.4.2.3.1. Sumy 6 kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2012–2017; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej (tabl. II.4.2.1.). stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony)

Oceny stanu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wyniku oznaczeń PBDE w tkankach omułka odłowionego w latach 2012–2017. Stężenia PBDE w tkankach miękkich matły odłowionych z okolic Sopotu były niższe w porównaniu do roku 2016. Tkanki miękkie matły odłowionych z okolic Rowów odznaczały się wyższą zawartością omawianych związków w porównaniu do roku poprzedniego (Rys.4.2.3.2.).



Rys II.4.2.3.2. Sumy 6 kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2012-2017; stupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej (tab. II.4.2.1.), 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 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 $0,008 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$

Zawartość heksabromocyklododekanu (HBCDD) w tkankach organizmów morskich odłowionych z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego na przestrzeni 5-ciu lat badań przedstawiono w tabeli II.4.2.3.1.

W 2017 roku stężenie HBCDD w tkankach mięśniowych śledzia i w tkankach miękkich omułka zmniejszyło się w porównaniu do roku ubiegłego. W tkankach mięśniowych stornia odłowionej z wód Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego oraz w tkankach mięśniowych okonia pobranego z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego nastąpił wzrost stężenia HBCDD w porównaniu do roku 2016.

Na podstawie otrzymanych wartości stężeń HBCDD w organizmach morskich stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za dobry (GES) według RDSM.

Tabela II.4.2.3.1. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2012-2017; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM (tabl. II.4.2.1.). stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

Akwen	Gatunek	HBCDD					
		2012	2013	2014	2015	2016	2017
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	1,65	0,99	1,16	0,98	0,648	0,578
Basen Bornholmski	śledź	1,37	0,11	0,94	0,71	1,211	0,378
	stornia	0,05	1,19	0,08	0,04	0,022	0,053
Basen Gdański	stornia	bd	bd	bd	bd	0,051	0,097
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek	1,02	1,14	1,18	0,56	0,672	0,438
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omułek	0,05	1,28	0,62	0,25	0,098	<0,199
Zalew Wiśłany	okoń	b.d.	b.d.	0,09	0,06	0,014	0,042
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,10	0,07	0,037	0,061

b.d. – brak danych

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. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego w tkankach mięśniowych śledzi w 2017 r. zawartość PFOS była wyższa niż w roku ubiegłym (tab. II.4.2.3.2). W pozostałych badanych akwenach w 2017 r. zaobserwowano spadek wartości stężeń PFOS w porównaniu do 2016 roku.

Należy zwrócić uwagę na znaczny spadek stężenia sulfonianu perfluorooktanowego w tkankach okoni odłowionych z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Stężenia PFOS w tych akwenach były kilkukrotnie wyższe w porównaniu do pozostałych w ubiegłych latach.

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.

Tabela II.4.2.3.2. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2017; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM (tabl. II.4.2.1.), stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

Akwen	Gatunek	PFOS			
		2014	2015	2016	2017
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015	0,665	0,829
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118	0,771	0,941
	stornia	0,365	0,615	0,818	0,365
Basen Gdański	stornia	bd	bd	0,937	0,636
Zalew Wiślany	okoń	2,214	1,554	2,899	0,641
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692	4,358	0,916

b.d. – brak danych

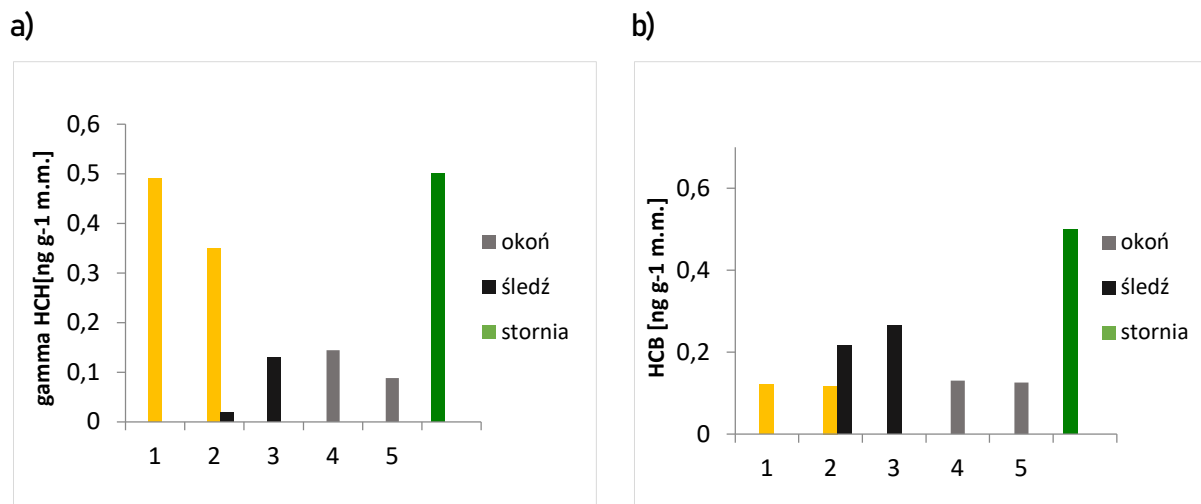
Związki chloroorganiczne

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): CB28, 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 2017 r.

Analizowano wartości stężeń OCP i PCB w tkankach ryb odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzESCO-dartowskiego 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, Fa-landysz i in. 2002). Badano także zawartość OCP i PCB w tkankach miękkich małży odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka miękka omutka jadalnego odłowionego z obszaru głazowiska Rowy) oraz odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (tkanka miękka omutka jadalnego z okolic Sopotu).

Ocenę stanu środowiska morskiego dla wszystkich badanych akwenów dokonano w oparciu o wartości docelowe heksachlorobenzenu (HCB) i lindanu (gamma HCH) w tkankach mięśniowych ryb. Na wykresach (rys. II.4.2.3.2) zaprezentowano wartości średnie HCB i gamma HCH uzyskane w 2017 r. w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich omawianych akwenach. W 2017 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 2006–2017 kwalifikują stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.



Rys. II.4.2.3.2. Średnie stężenie lindanu γ -HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2017 r.; 1 - Basen Gdański, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślan, 5 - Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony)

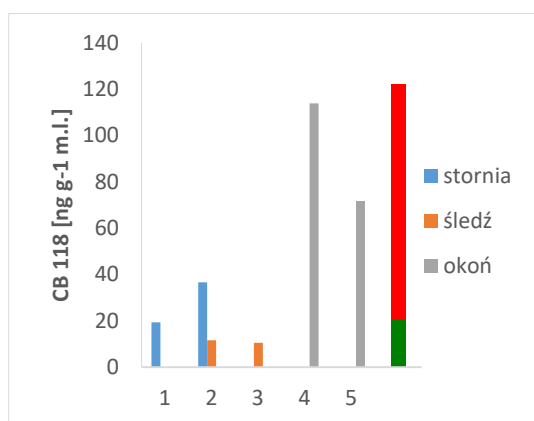
Rysunek II.4.2.3.3 przedstawia średnie stężenie CB118, CB153 oraz $\Sigma 6$ PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzeszko-dartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), wód przybrzeżnych oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). $\Sigma 6$ PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w 2017 r. we wszystkich badanych akwenach wskazuje na dobry stan środowiska (GES) - według RDSM.

Stan wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego, oraz Basenu Gdańskiego można uznać za dobry (GES) - według RDSM ze względu na zawartość CB 118. Ocenę stanu wód Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń CB118 w tkankach mięśniowych śledzia i storni w 2017 r. Stężenia CB 118 w tkankach mięśniowych śledzi mieściły się w granicach dobrego stanu środowiska. Jednakże stężenia CB 118 w tkankach mięśniowych storni przekroczyły wartość graniczną dobrego stanu wód. Z uwagi na to, że w 2017 r. stężenie CB 118 w tkankach storni przekroczyło wartość określającą dobry stan środowiska, wody basenu bornholmskiego należy określić jako umiarkowanie zanieczyszczone tym związkiem i ich stan jako nieodpowiedni - subGES. Analizując stężenie CB 118 w tkankach mięśniowych okonia odłowionego z wód Zalewów Wiślanego i Szczecińskiego, poziom zanieczyszczenia tym związkiem w obu akwenach wskazuje na nieodpowiedni stan środowiska - subGES.

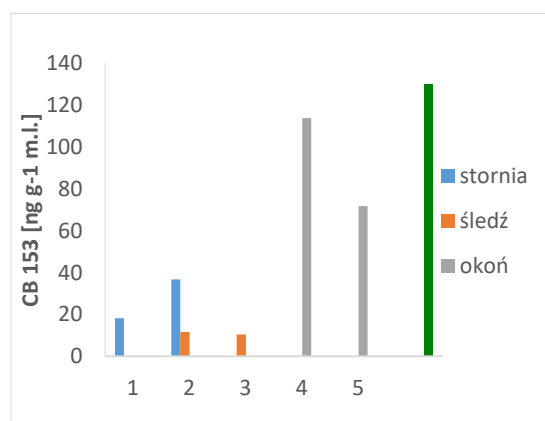
Na przestrzeni dwunastu lat badań CB118 zarejestrowano także nieznacznie podwyższone stężenia w próbkach śledzia z lat 2006, 2009, 2013, 2014 stanowiące wówczas nieodpowiedni stan środowiska (subGES).

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

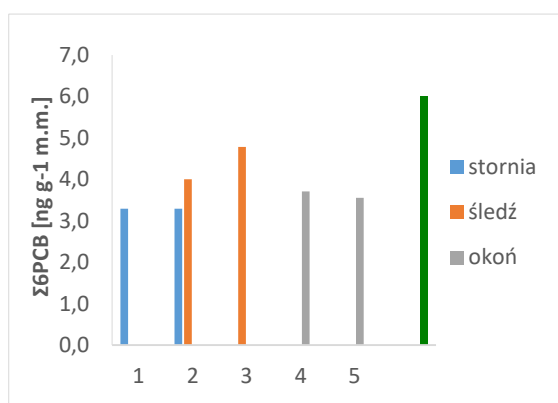
a)



b)



c)



Rys. II.4.2.3.3. Średnie stężenia CB 118 (a), CB 153 (b) oraz Σ6 PCB (c) w tkankach mięśniowych ryb w 2017 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)

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

W 2017 r. kontynuowano rozpoczęte w 2013 r. analizy mające na celu dokonanie oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Stanu wód w badanych akwenach (wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oraz wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) określono na podstawie zawartości 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)peryleny, benzo(a)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omułka jadalnego (*Mytilus trossulus*).

Stężenie 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 tab. II.4.2.3.3 i II.4.2.3.4.

W 2017 r. pomiary 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)peryleny, benzo(a)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu wykazały, iż tkanka miękka omułka odłowionego z Basenu Bornholmskiego charakteryzuje się niskim poziomem omawianych węglowodorów aromatycznych, co wskazuje na dobry wód badanego akwenu (GES) wg RDSM.

Tabela II.4.2.3.3. Współczynniki skażenia (WS) poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus trossulus*) z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego na tle lat 2013–2017; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry –GES kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony)

WWA	2013	2014	2015	2016	2017
Fluoranten	0,45	0,11	0,01	0,03	0,003
Benzo(k)fluoranten	0,09	0,12	0,01	0,05	0,007
Benzo(a)piren	0,03	0,09	0,01	0,40	0,4
Benzo(g,h,i)perylen	0,13	0,18	0,01	0,05	0,06
Indeno(1,2,3-cd)piren	8,22	4,63	0,10	3,74	0,01

Ponownie w 2017 r. stan środowiska Basenu Gdańskiego można uznać za dobry (GES) wg RDSM. Wyjątek stanowią zawartości indeno(1,2,3-cd)pirenu w tkankach miękkich małży z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. Uzyskane stężenie $8,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. klasyfikuje stan środowiska w tym obszarze jako nieodpowiedni subGES wg RDSM (tab. II.4.2.3.4.).

Tabela II.4.2.3.4. Współczynniki skażenia (WS) poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus trossulus*) z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego na tle lat 2013–2017; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry –GES kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

WWA	2013	2014	2015	2016	2017
Fluoranten	0,40	0,93	0,02	0,01	0,07
Benzo(k)fluoranten	0,01	0,44	0,01	0,01	0,19
Benzo(a)piren	0,01	0,62	0,02	0,40	0,8
Benzo(g,h,i)perylen	0,08	0,40	0,01	0,01	0,15
Indeno(1,2,3-cd)piren	3,51	33,82	0,10	0,01	3,67

Organiczne związki cyny

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2017 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 KołobrzESCO–Dartowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (omulek jadalny z Sopotu), Basenu Gdańskiego (stornia z Zatoki Gdańskiej), wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (omulek jadalny z obszaru Głazowisko Rowy) oraz Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (okoń). Oceny stanu środowiska morskiego dokonano w odniesieniu do wartości referencyjnych stężeń tributylcyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).

Ze względu na to, iż stężenie definiujące granicę pomiędzy dobrym (GES) a nieodpowiednim (subGES) stanem środowiska jest o rząd wielkości mniejsze ($15,2 \mu\text{g/kg s.m.}$) od granicy oznaczalności dla TBT stosowanej metody nie jest możliwe zakwalifikowanie badanych obszarów morskich według RDSM (GES/subGES).

Farmaceutyki

Tabele (II.4.2.3.5., II.4.2.3.6) przedstawiają zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestradiolu (EEA2) w próbkach wody morskiej na przestrzeni 2014 do 2017 roku. Próbki wody pobrano z 9 stacji zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku z warstwy powierzchniowej (do 1 m głębokości).

W 2017 roku dla diklofenaku uzyskano stężenia poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody (tabl. II.4.2.3.5). Wyniki te wskazują na dobry stan środowiska (GES) morskiego wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

Dla 17-alfa etynyloestradiolu również w 2017 roku uzyskano wyniki poniżej granicy oznaczalności danej metody (tabl. II.4.2.3.6). Ze względu na to, iż stężenie definiujące granicę pomiędzy dobrym (GES) a nieodpowiednim (subGES) stanem środowiska jest o rząd wielkości mniejsze ($0,007 \text{ ng dm}^{-3}$) od granicy oznaczalności dla 17-alfa etynyloestradiolu nie jest możliwe zakwalifikowanie badanych obszarów morskich według RDSM (GES/subGES).

Tabela II.4.2.3.5. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2017; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry –GES kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony)

Akwen	Stacja	Diklofenak [ng dm ⁻³]			
		2014	2015	2016	2017
Basen Bornholmski	K6	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1
	SW3	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1
	P16	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1
	P5	<0,63	2,95	<0,15	<0,1
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1
	P140	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1
Basen Gdański	P1	<0,63	3,09	<0,15	<0,1
wody przybrzeżne Ba- senu Gdańskiego	P104	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1
	ZN2	9,52	<0,63	<0,15	<0,1

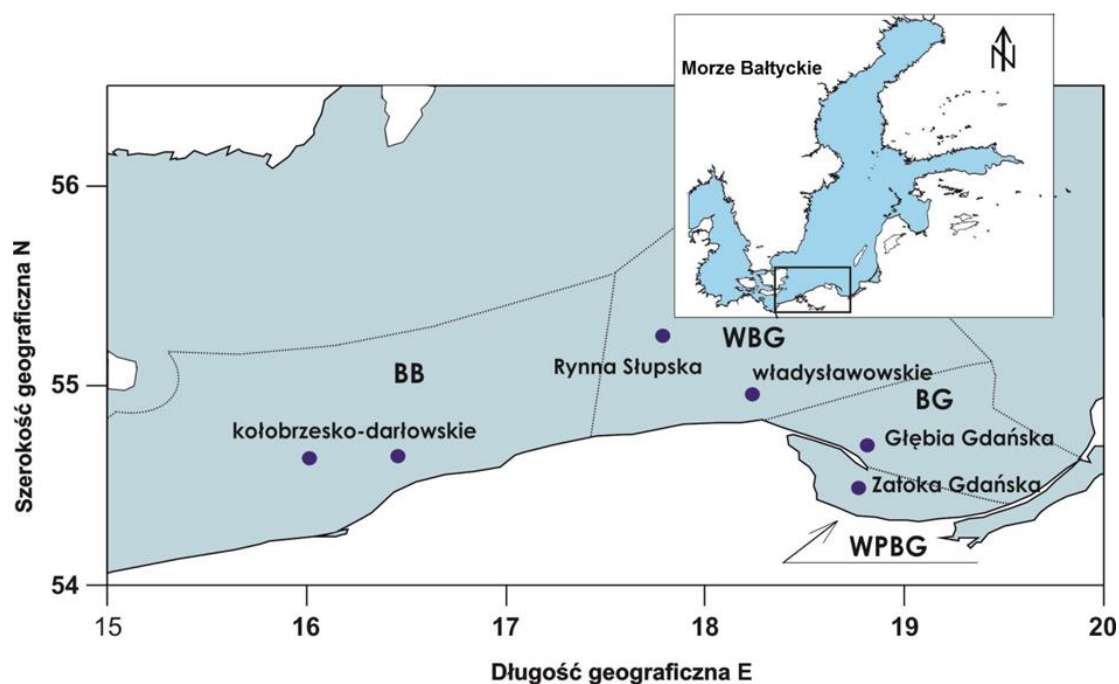
Tabela II.4.2.3.6. Stężenie 17α-etynyloestradolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2017)

Akwen	Stacja	EE2 [ng dm ⁻³]			
		2014	2015	2016	2017
Basen Bornholmski	K6	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6
	SW3	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6
	P16	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6
	P5	<0,63	2,95	<0,15	<0,6
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6
	P140	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6
Basen Gdański	P1	<0,63	3,09	<0,15	<0,6
wody przybrzeżne Ba- senu Gdańskiego	P104	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6
	ZN2	9,52	<0,63	<0,15	<0,6

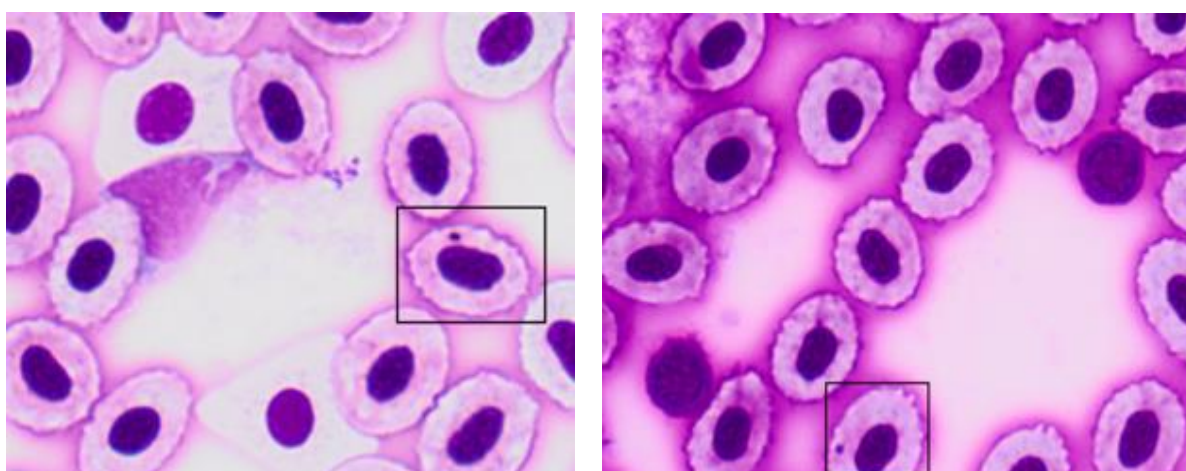
II.4.2.4. Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytotenetycznych na poziomie komórkowym wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych (Fenech i in., 2003). Liczba mikrojąderek 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 2017 roku. Analizie mikroskopowej poddane zostały próbki krwi śledzia bałtyckiego. Krew do badań została pobrana z ryb odłowionych z sześciu obszarów południowego Bałtyku i naniesiona na szkiełka mikroskopowe (rys.II.4.2.4.1). 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).

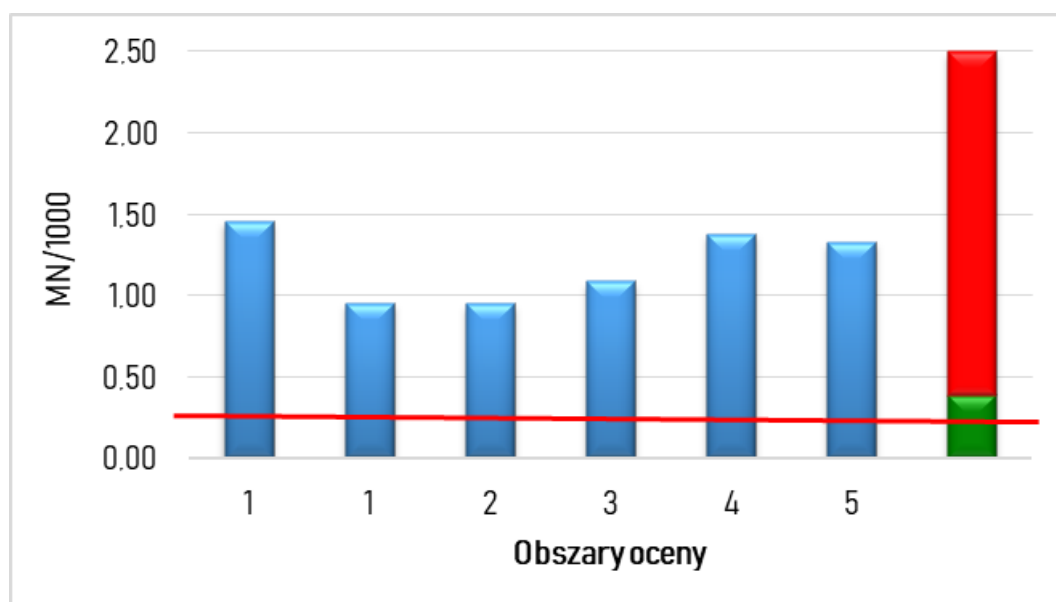


Rys. II.4.2.4.1. Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia do analiz z zastosowaniem testu mikrojądrowego (BB – Basen Bornholmski, WBG – wschodni Basen Gotlandzki, BG – Basen Gdański, WPBG – wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego)



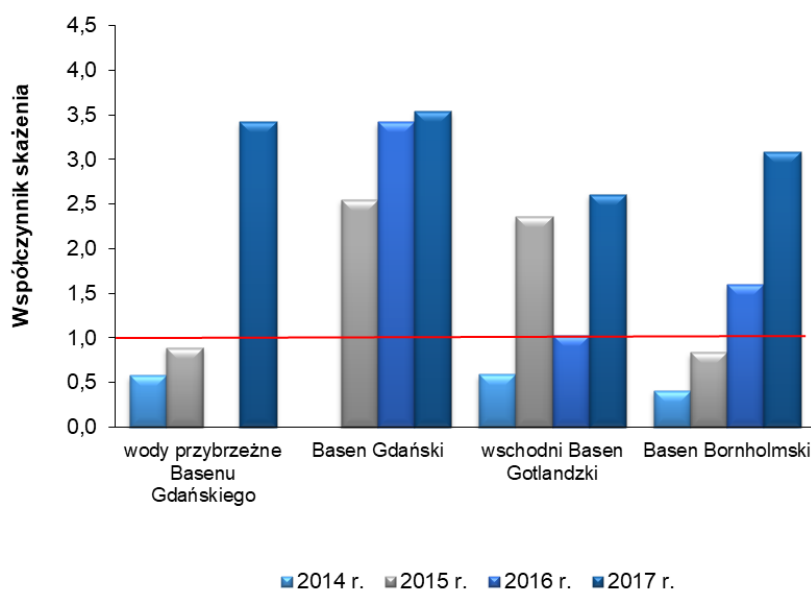
Rys. II.4.2.4.2. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze Basenu Bornholmskiego w 2017 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN)

W roku 2017 we wszystkich sześciu lokalizacjach przekroczona została wartość definiująca granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim w zakresie występowania mikrojąder (MN) w komórkach krwi śledzia bałtyckiego (0,39) (HELCOM 2012). Najwyższe wartości stwierdzono w rybach odłowionych w rejonie łowiska KołobrzESCO-DartÓwskiego (Basen Bornholmski), w których liczba mikrojąder przypadająca na 1000 komórek wyniosła 1,46. W Basenie Gdańskim wartość MN/1000 była zbliżona do wartości odnotowanych w Basenie Bornholmskim i wynosiła odpowiednio 1,38 w Głębi Gdańskiej i 1,33 w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (rys. II.4.2.4.3.). W obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego liczba aberracji wyniosła od 0,95 do 1,1 (rys. II.4.2.4.3.). Oznacza to, że we wszystkich lokalizacjach pobierania próbek, stan należy uznać za nieodpowiedni.



Rys. II.4.2.4.3. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzi z wybranych rejonów południowego Bałtyku w 2017 r.; 1 – Kołobrzewsko-Darłowskie (Basen Bornholmski), 2 – Rynna Słupska (wschodni Basen Gotlandzki), 3 – Łowisko Władysławowskie (wschodni Basen Gotlandzki), 4 – Głębia Gdańska (Basen Gdański), 5 – Zatoka Gdańska (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym (kolor zielony) i nieodpowiednim (kolor czerwony).

Dla każdego obszaru oceny: Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Gdańskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wyznaczono wartości średnie liczby mikrojąder przypadających na 1000 komórek erytrocytów bazując na danych dla pojedynczych łowisk. Na tej podstawie obliczono współczynniki skażenia (WS), które uzyskano poprzez odniesienie otrzymanych wartości średnich do wartości odniesienia (rys. II.4.2.4.4.).



Rys. II.4.2.4.4. Współczynnik skażenia (WS) wyznaczony na podstawie częstości występowania mikrojąder we krwi śledzi pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2017; (Zalewska i in., 2015; Łysiak-Pastuszek i in., 2016; Krzyński 2017)

W roku 2017 współczynniki skażenia osiągnęły wartości powyżej jednego w każdym z ocenianych obszarów. Biorąc pod uwagę czteroletnie badania, zaobserwowano niewielką tendencję wzrostową WS w krwi śledzi pobranych z Basenu Gdańskiego oraz z Basenu Bornholmskiego. Dodatkowo w Basenie Gdańskim odnotowano najwyższy współczynnik skażenia w roku 2017 (3,5). Zbliżoną wartość obliczono także dla polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w tym sa-

mym roku (3,4). W Basenie Bornholmskim wartość WS w roku 2017 wyniosła 3,1, co wskazuje na dwukrotny wzrost w stosunku do roku 2016 (1,6). Najniższy współczynnik skażenia w roku 2017 odnotowano w próbkach pobranych we wschodnim Basenie Gotlandzkim (2,6) (rys.II.4.2.4.4.). Niemniej jednak jest to wartość porównywalna do wartości z 2015 roku ale dwukrotnie wyższa od współczynnika skażenia odnotowanego w roku 2016 (rys.II.4.2.4.4.) (Zalewska i in., 2015; Łysiak-Pastuszek i in., 2016; Krzymiński 2017). Należy jednak podkreślić, że ryby pobrane do badań w 2017 roku charakteryzowały się większą długością i masą niż w latach poprzednich, co może wskazywać na to, że odłowione ryby były starsze i tym samym czas ekspozycji na czynniki szkodliwe mógł ulec wydłużeniu, co może wpływać na końcowy wynik analiz.

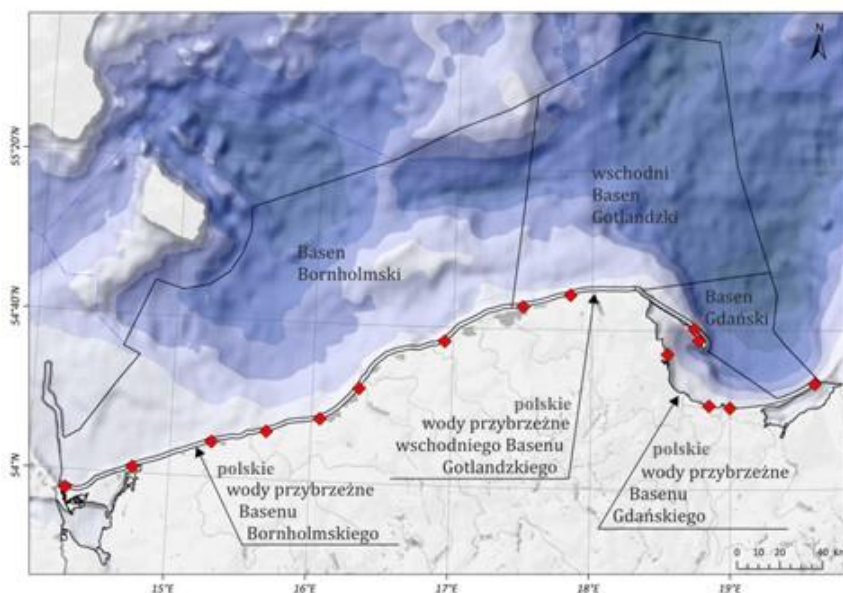
Ostatecznie stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2017 roku należy uznać za nieodpowiedni w czterech obszarach poddanych ocenie.

II.4.3. Odpady w środowisku morskim



W 2017 roku kontynuowano rozpoczętą w 2015 roku realizację pilotażowego programu monitoringu odpadów w środowisku morskim. Program ten obejmował 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 2017 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.4.3.1).

Na każdym odcinku przeprowadzono zliczanie wszystkich odpadów znajdujących się na całej szerokości monitorowanego odcinka, 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 wyznaczonych odcinkach, przeprowadzony był w 2017 r. w czterech etapach: w kwietniu, na przełomie czerwca i lipca, na przełomie września i października oraz na przełomie grudnia 2017 r. i stycznia 2018 r. W 2017 r., tak jak i w latach poprzednich, monitoring realizowano z udziałem Błękitnego Patrolu WWF.

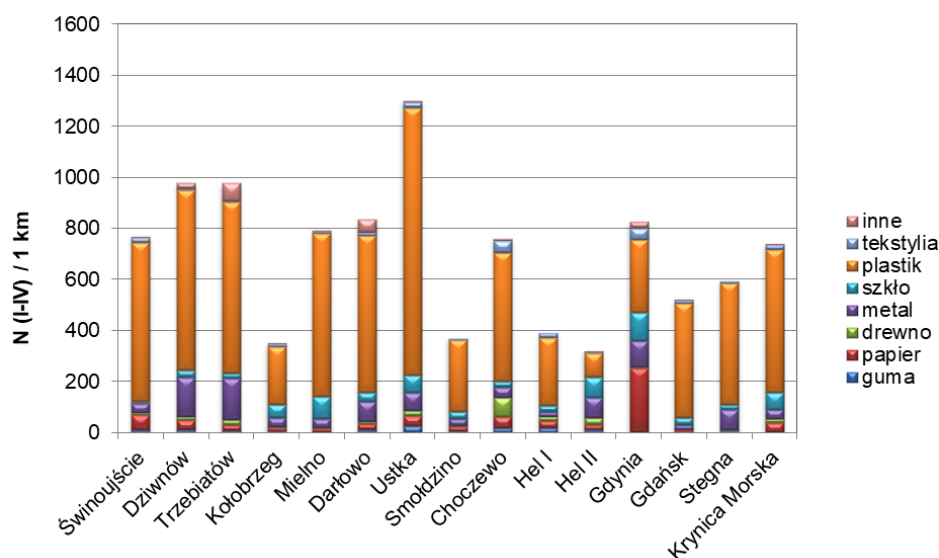


Rys. II.4.3.1. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2017 r.

Prezentowane dane odzwierciedlają obecną sytuację w zakresie ilości odpadów gromadzonych na linii polskiego wybrzeża, ale nie wykorzystano ich do określenia stanu środowiska morskiego, ze względu na fakt, iż dotychczas nie określono w sposób ilościowy granicy dobrego stanu środowiska (GES) dla tego wskaźnika. Na tym etapie przyjmuje się,

że o poprawie stanu środowiska może świadczyć trend wskazujący na spadek ilości odpadów gromadzonych na brzegu, ale dokonanie oceny będzie możliwe dopiero po kilkuletnich obserwacjach.

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.4.3.2. Odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z grup zgromadzono w grupie „inne odpady”.



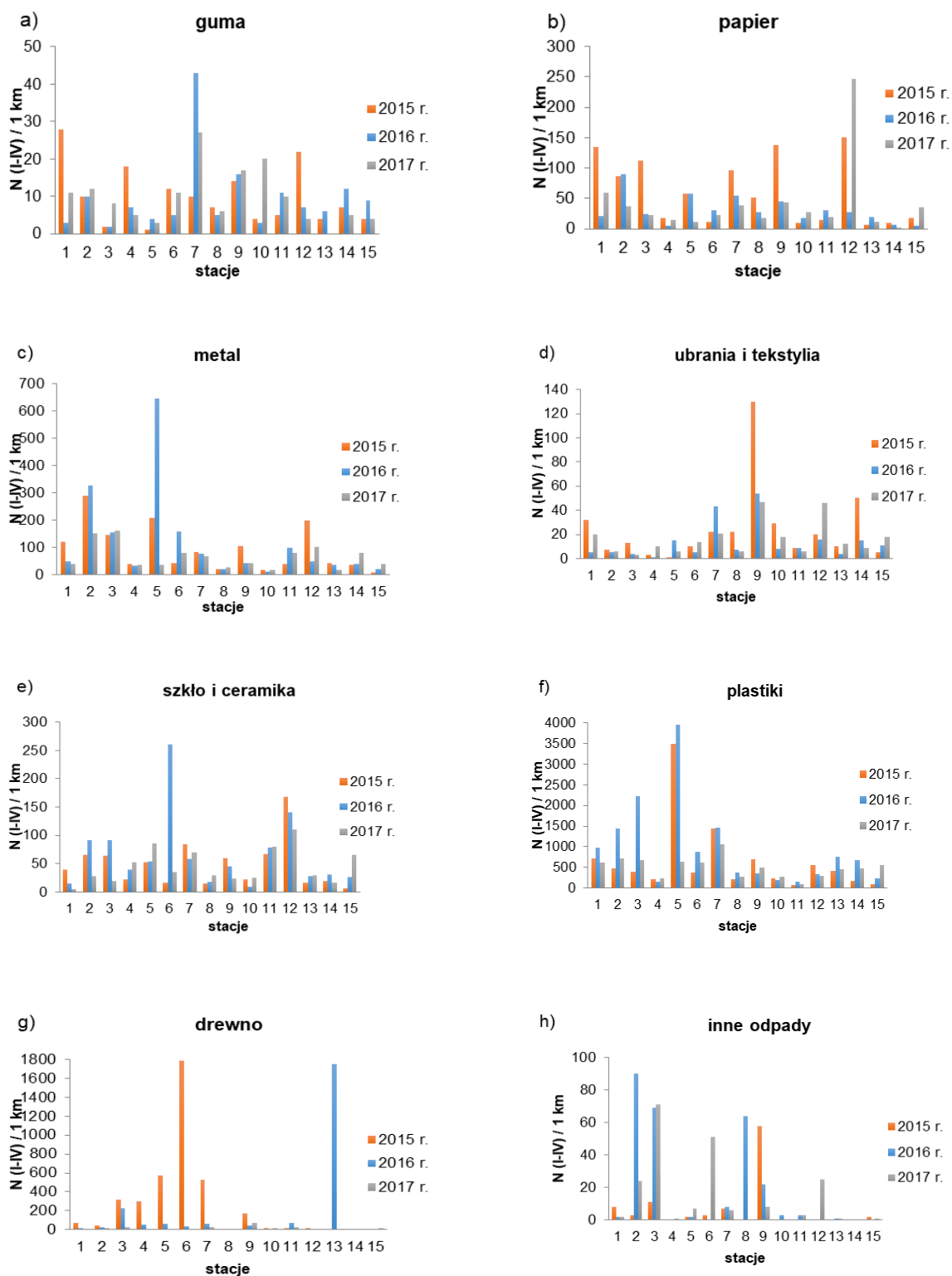
Rys. II.4.3.2. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2017 roku

W roku 2017 odnotowano spadek liczby odpadów na linii polskiego Wybrzeża z 20312 sztuk w 2016 roku do 10523 sztuk. Największą sumaryczną liczbę odpadów (1301) w 2017 roku zidentyfikowano na odcinku Ustka, w tym największy udział miały odpady plastikowe (1048). Liczba odpadów z kategorii ubrania i tekstylia oraz metal była bardzo zbliżona i wyniosła 70 i 69. W poprzednich latach największą liczbę odpadów odnotowano w Mielnie (4388 w 2015r. i 4792 w 2016r.), jednakże w 2017 była ona zdecydowanie niższa i wyniosła 794 sztuki.

Pozostałe odcinki charakteryzowały się mniejszą liczbą odnotowanych odpadów niż w 2016 roku. W przypadku dwóch odcinków: Dziwnów i Trzebiatów sumaryczna liczba odpadów wyniosła odpowiednio 980 i 977, natomiast w przypadku odcinków: Świnoujście, Choczewo, Krynica Morska liczba odpadów odnotowana we wszystkich sezonach była bardzo zbliżona i mieściła się w zakresie od 737 do 767 sztuk i są to wartości mniejsze od tych odnotowanych w roku 2016. Najmniejszą liczbą odpadów (poniżej 500), charakteryzowały się odcinki: Hel I, Smołdzino, Kołobrzeg i Hel II. Na tych odcinkach, podobnie jak na pozostałych z wyjątkiem Gdyni, dominowały odpady plastikowe, które w każdym przypadku stanowiły ponad 50% zidentyfikowanych odpadów (rys. II.4.3.2).

Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów na wszystkich odcinkach, największym udziałem oprócz odpadów plastikowych (71%), charakteryzowały się odpady metalowe – 9% i odpady papierowe, szkło i ceramika – 6%. Udział odpadów w kategorii drewno, ubrania i tekstylia oraz odpady z kategorii inne wynosił 2%. Udział odpadów gumowych stanowił 1%. Udział poszczególnych kategorii odpadów wskazuje, że głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej Wybrzeża jest turystyka. Należy jednocześnie podkreślić, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem, które prowadzą właściwe gminy, szczególnie w okresach zwiększonej aktywności turystycznej.

Liczbę odpadów w poszczególnych kategoriach odnotowanych na 15 odcinkach w 2017 roku porównano z danymi z roku 2015 i 2016 (rys. II.4.3.3). W roku 2017 odnotowano spadek liczebności odpadów gumowych na odcinku Ustka (z 43 do 27 sztuk) (rys. II.4.3.3 a). Spadek odnotowano również na stacjach: Kołobrzeg, Mielno, Hel II, Gdynia, Stegna i Krynica Morska.

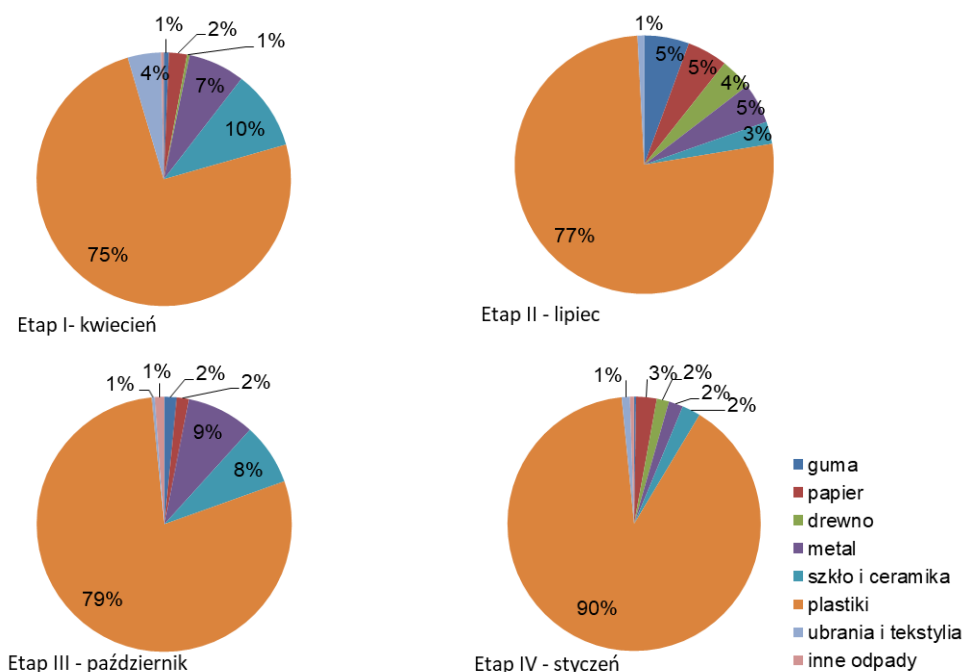


Rys. II.4.3.3. Liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015-2017. Numery stacji odpowiadają poszczególnym odcinkom: 1 – Świnoujście, 2 – Dziwnów, 3 – Trzebiatów, 4 – Kołobrzeg, 5 – Mielno, 6 – Darłowo, 7 – Ustka, 8 – Smołdzino, 9 – Choczewo, 10 – Hel I, 11 – Hel II, 12 – Gdynia, 13 – Gdańsk, 14 – Stegna, 15 – Krynica Morska. UWAGA: różne skale na wykresach

Na odcinku Gdynia nie odnotowano żadnego odpadu tego typu, natomiast na stacji Hel I zliczono znacznie większą liczbę gumowych odpadów. W roku 2016 ilość odpadów gumowych odnotowanych na tym odcinku wyniosła 3 sztuki i była bardzo zbliżona do roku 2015, natomiast w roku 2017 zliczono aż dwadzieścia gumowych elementów. Niewielki wzrost stwierdzono także na stacjach: Świnoujście, Dziwnów, Trzebiatów, Darłowo, Smołdzino i Choczewo.

W przypadku odpadów papierowych, praktycznie na dziesięciu stacjach odnotowano spadek ich liczebności w roku 2017 w porównaniu z rokiem ubiegłym. Największe różnice stwierdzono na plaży w Gdyni, na której zliczono 247 odpadów z tej kategorii (27 sztuk w 2016r.), była to największa liczba odnotowanych odpadów z tej grupy w ciągu trzech lat (rys. II.4.3.3 b). Na stacji Hel I z roku na rok odnotowuje się wzrost liczby odpadów papierowych z 9 w 2015r. do 28 sztuk w 2017r. Na odcinku Gdynia, Stegna i Krynica Morska odnotowano wzrost elementów metalowych, gdzie liczba odpadów wyniosła odpowiednio 102, 81 i 39. Na odcinku Mielno odnotowano prawie 20-krotny spadek elementów metalowych w porównaniu z rokiem poprzednim (z 644 sztuk w 2016 roku do 35 sztuk w roku 2017). Jest to najmniejsza liczba odpadów z tej grupy na tym odcinku w ciągu trzech lat monitoringu odpadów w strefie brzegowej (rys. II.4.3.3 c). Na pozostałych odcinkach liczba zanieczyszczeń metalowych pozostawała na zbliżonym poziomie, bądź uległa nieznacznemu zmniejszeniu. W przypadku ubrań i tekstyliów, wzrost liczby odpadów w roku 2017 w porównaniu do roku 2016 stwierdzono na 8 z 15 odcinków (rys. II.4.3.3 d). Najwięcej odpadów tego typu zliczono w Gdyni (46 sztuk). Natomiast największy spadek odpadów szklanych i ceramicznych oraz plastików stwierdzono w Darłowie i Mielnie (rys. II.4.3.3 e i f). Liczba odpadów szklanych i ceramicznych spadła z 260 w roku 2016 do 36 w roku 2017. W Mielnie zliczono o 3308 sztuk plastików mniej niż w roku ubiegłym. Spadek stwierdzono również w przypadku elementów drewnianych na stacji: Gdańsk (z 1751 sztuk w 2016 do 1 sztuki w 2017) (rys. II.4.3.3 g). Na pozostałych odcinkach liczba odpadów ulegała znacznemu zmniejszeniu. Odpady zaliczane do kategorii inne nie wystąpiły w trzech lokalizacjach, w ośmiu wystąpiły w ilości kilku sztuk, natomiast w czterech lokalizacjach zliczono od 24 do 71 sztuk. Najwięcej odpadów z tej kategorii odnotowano w Dziwnowie, tak jak i w roku poprzednim (rys. II. 4.3.3 h).

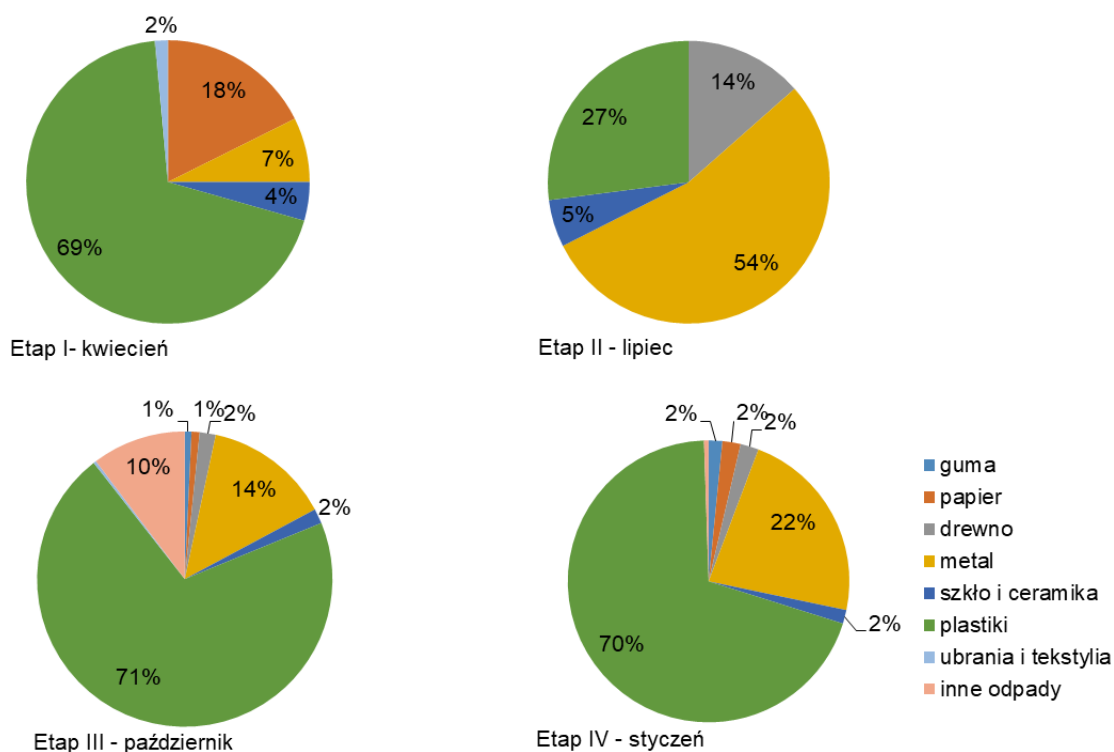
W celu prześledzenia zmian sezonowych przedstawiono udział poszczególnych kategorii odpadów w czterech sezonach na trzech wybranych odcinkach: Ustka – plaża wiejska o charakterze turystycznym, gdzie ilość odpadów była największa (rys. II.4.3.4), Trzebiatów – plaża miejska w pobliżu rzeki (rys. II.4.3.5) oraz Gdynia – reprezentująca plażę miejską, gdzie ilość odpadów była mniejsza (rys. II.4.3.6).



Rys. II.4.3.4. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Ustka (plaża wiejska o charakterze turystycznym) o długości 1 km

Na odcinku Ustka (rys. II.4.3.4), dominującym rodzajem odpadów we wszystkich okresach badań były elementy plastikowe. W sezonie wiosennym, letnim i jesiennym ich udział był na poziomie 75–79%. W kwietniu liczba ich wynosiła 229, natomiast w lipcu i październiku odpowiednio 274 i 202 sztuki, znaczny wzrost liczby odpadów plastikowych odnotowano w styczniu (343 sztuki). Taką sytuację odnotowywano we wcześniejszych latach – latem i jesienią, co związane było najprawdopodobniej z kumulacją odpadów po okresie turystycznym. W styczniu liczba odpadów plastikowych ulegała zredukowaniu do kilkunastu sztuk. W roku 2017 sytuacja była odwrotna. Znaczny był również udział odpadów metalowych oraz szkła i ceramiki wynoszący od 10% w kwietniu, 2% w lipcu i 8% w październiku, a w styczniu liczebność odpadów w tych kategoriach zdecydowanie zmalała.

Na odcinku Trzebiatów w okresie wiosennym, jesiennym i zimowym podobnie jak w Ustce, dominowały odpady plastikowe. Ich udział kształtował się na poziomie od 69% w kwietniu do 71% w październiku (rys. II.4.3.5). W kwietniu zliczono 47 sztuk elementów plastikowych, natomiast w październiku było ich 481. W 2016 liczba odpadów plastikowych w lipcu wynosiła 100%, a w 2017 wartość ta zmniejszyła się do 27%. Pomimo, że w II etapie monitoringu odpadów w 2017 roku odpady plastikowe nie stanowiły 100 %, to odnotowano ich większą liczebność w porównaniu do etapów późniejszych. W lipcu liczba odpadów plastikowych wynosiła 10 sztuk, natomiast dominujące były odpady z grupy metale stanowiące 54%. W pozostałych etapach liczba tych odpadów mieściła się w zakresie od 7% w kwietniu do 22% w styczniu. Duża liczebność odpadów metalowych może być związana z okresem wakacyjnym. W kwietniu stwierdzono także znaczny udział odpadów papierowych (18%), które miały niewielki udział w pozostałych etapach monitoringu na tym odcinku. Znaczny był również udział odpadów drewnianych wynoszący 14% w lipcu. W pozostałych etapach wystąpiły również odpady gumowe i szklane, a ich udział był na poziomie kilku procent.

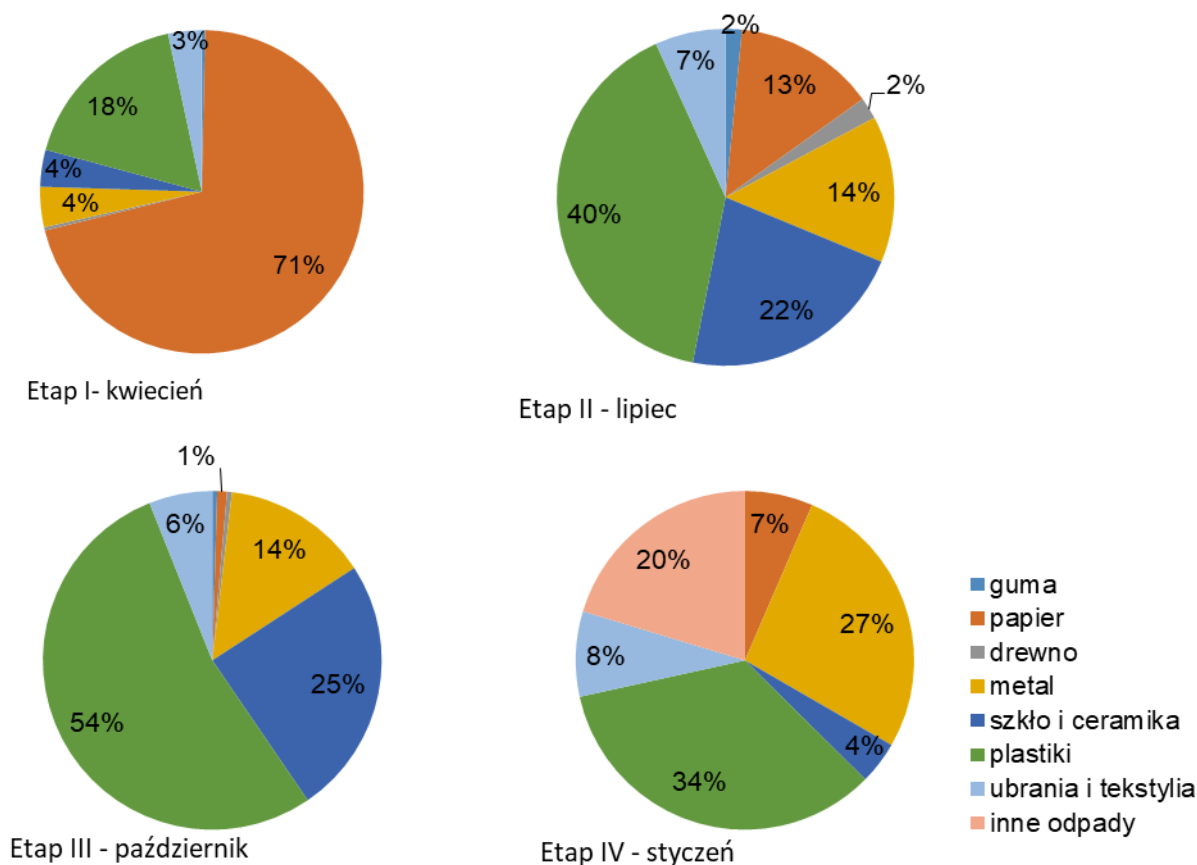


Rys. II.4.3.5. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Trzebiatów (plaża miejska w pobliżu rzeki) o długości 1 km

W Gdyni, w odróżnieniu od poprzednich prezentowanych odcinków, w pierwszym etapie badań dominowały odpady papierowe, które stanowiły aż 71% wszystkich zliczonych zanieczyszczeń (rys. II.4.3.6). Udział odpadów plastikowych kształtował się na poziomie 18%. W lipcu, październiku i styczniu odnotowano wzrost udziału plastików, które stanowiły odpowiednio 40%, 54% i 34%. W dwóch etapach nie odnotowano odpadów drewnianych, natomiast w lipcu (II etap) ich udział wynosił 2%. We wszystkich okresach wystąpiły również odpady szklane, metalowe oraz ubrania i tekstylia. Najwyższy udział odpadów szklanych odnotowano w lipcu i październiku (20% i 25%). Pozostałe odpady stanowiły kilka pro-

cent, przy czym w drugim, trzecim i czwartym etapie odnotowano wzrost odpadów metalowych w porównaniu z etapem pierwszym (z 4% do 27%). Znaczny był również udział tekstyliów, który stanowił od 3% do 8% w całym okresie monitoringu na tym odcinku. W styczniu stwierdzono także obecność odpadów z kategorii inne a ich udział wynosił 20% (25 sztuk), których nie odnotowano w kwietniu, lipcu ani w październiku.

Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tab. II.4.3.1). Najbardziej licznie występowały niedopałki papierosów i filtry (1686), których udział w całkowitej liczbie odpadów wynosił aż 16,5%. Na kolejnym miejscu znalazły się sztuczce, tacki, słomki, mieszadła z grupy plastików. Ich liczebność wynosiła 684, co odpowiadało udziałowi na poziomie 6,7%. Na trzecim miejscu znalazły się butelki po napojach o pojemności większej niż 0,5 l stanowiące 5,6% wszystkich odpadów.



Rys. II.4.3.6. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Gdynia (plaża miejska) o długości 1 km

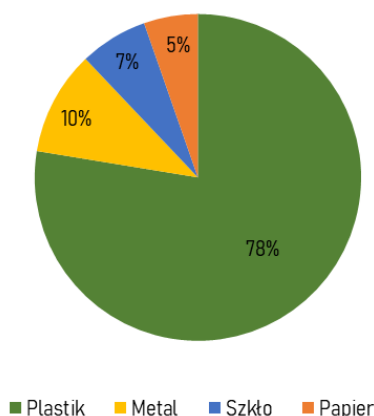
Odpady plastikowe dominowały przez cały okres monitoringu, co może mieć bezpośredni związek z wpływem turystyki. Potwierdzeniem postawionego stwierdzenia jest liczba odpadów niedopałków papierosów i filtrów, na poziomie 16% (1686 sztuk) największym udziałem oprócz odpadów plastikowych charakteryzowały się odpady szkło i ceramika - 5%. Pozostałe rodzaje odpadów z listy TOP 20 nie przekraczały 5% (tab.II.4.3.1).

W omawianym okresie dominowały odpady plastikowe, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił około 78% (6105 sztuk). Wysoki udział odpadów odnotowano również dla metalu 10% (813 sztuk). W przypadku pozostałych kategorii ich udział był niższy i nie przekraczał 10% (rys. II.4.3.7).

Tabela II.4.3.1. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2017

TOP	Kategoria	TSG_ML General-Code	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1	plastiki	G27	niedopałki papierosów i filtry	1686	16,5
2	plastiki	G34,G35	sztućce, tacki, słomki, mieszadła	684	6,7
3	plastiki	G8	butelki po napojach >0.5l	570	5,6
4	szkło i ceramika	G200	butelki (kawałki butelek)	530	5,2
5	plastiki	G20-G24	kapsle, pokrywy, pierścienie	481	4,7
6	metal	G178	kapsle od butelek, wieczka i	451	4,4
7	papier	G156	kawałki papieru	421	4,1
8	plastiki	G79	kawałki plastiku 2.5 cm > < 50cm	394	3,9
9	metal	G175	puszki po napojach	362	3,5
10	plastiki	G1,G3,G4,G5	torby na zakupy, plastikowe zgrzewki od puszek	349	3,4
11	plastiki	G78	kawałki plastiku 0 - 2.5 cm	339	3,3
12	plastiki	G7	butelki po napojach <=0.5l	305	3,0
13	plastiki	G30,G31	opakowania po słodyczach	292	2,9
14	plastiki	G33	kubki i pokrywy	212	2,1
15	plastiki	G76	plastik/kawałki polistyrenu 2.5 cm > < 50cm	185	1,8
16	plastiki	G32	zabawki i konfetti	171	1,7
17	plastiki	G95	patyczki do uszu	162	1,6
18	plastiki	G28	długopisy i nakrętki	140	1,4
19	plastiki	G50	sznurki i przewody (o średnicy mniejszej niż 1cm)	135	1,3
20	plastiki	G124	inne plastiki	129	1,3

TSG_ML General Code – kody odpadów ustalone na poziomie EU (JRC 2013)



Rys. II.4.3.7. Udział procentowy pięciu grup odpadów najliczniej odnotowywanych w trakcie monitoringu odpadów morskich w roku 2017

W niniejszym opracowaniu nie przeprowadzono oceny stanu środowiska w zakresie odpadów morskich, pomimo, tego, że we „Wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego – Raport do Komisji Europejskiej” (GIOŚ 2014b) przyjęto system oceny. Jest to związane z brakiem wartości progowych definiujących dobry stan środowiska, które powinny być określone na poziomie unijnym.

II.4.4. Podwodny hałas



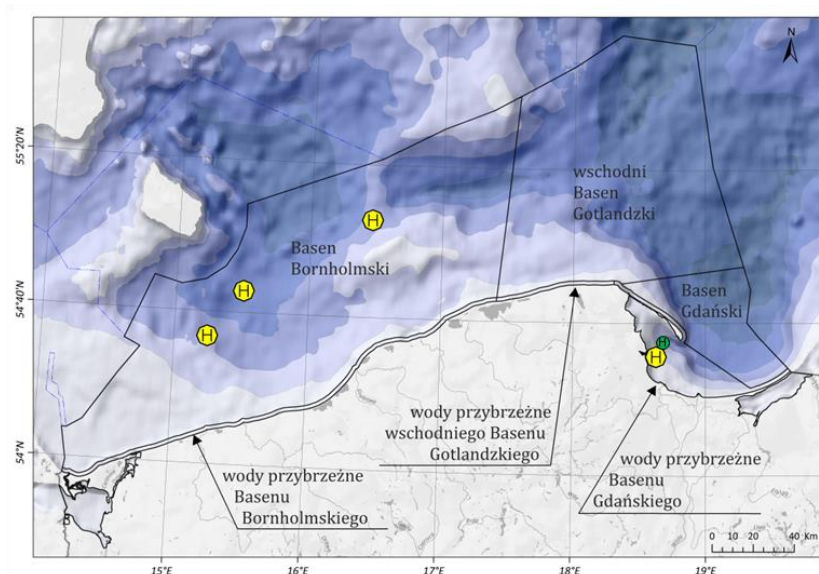
W latach 2015 – 2017 wdrożony został pilotażowy w skali kraju monitoring podwodnego hałasu w polskiej strefie Morza Bałtyckiego, w zakresie dwóch wskaźników: podwodne dźwięki ciągłe oraz podwodne dźwięki impulsowe. Wobec braku wartości progowych ustanowionych na poziomie europejskim dla hałasu ciągłego i impulsowego oraz brak odpowiednich danych pomiarowych z wcześniejszych lat stan środowiska dla tej cechy w 2017 roku przedstawiono tylko w sposób opisowy.

Dźwięki ciągłe

W 2017 roku kontynuowano rozpoczęte w 2016 roku pomiary hałasu podwodnego (rys. II.4.4.1), umożliwiające względną ocenę poziomu hałasu ciągłego pochodzenia antropogenicznego. Biorąc pod uwagę duże natężenie ruchu statków, w 2017 roku pomiary prowadzono na jednej stacji w Zatoce Gdańskiej, w pobliżu toru podejściowego do portu w Gdyni.

Uzyskane dane odnoszą się do stosunkowo krótkich okresów pomiarowych, co uniemożliwia ilościową ocenę stanu środowiska w odniesieniu do hałasu ciągłego. Niemniej jednak powyższe wyniki, pozwalają częściowo na jakościowy opis sytuacji w odniesieniu do natężenia dźwięku w dwóch podobszarach Polskich Obszarów Morskich.

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



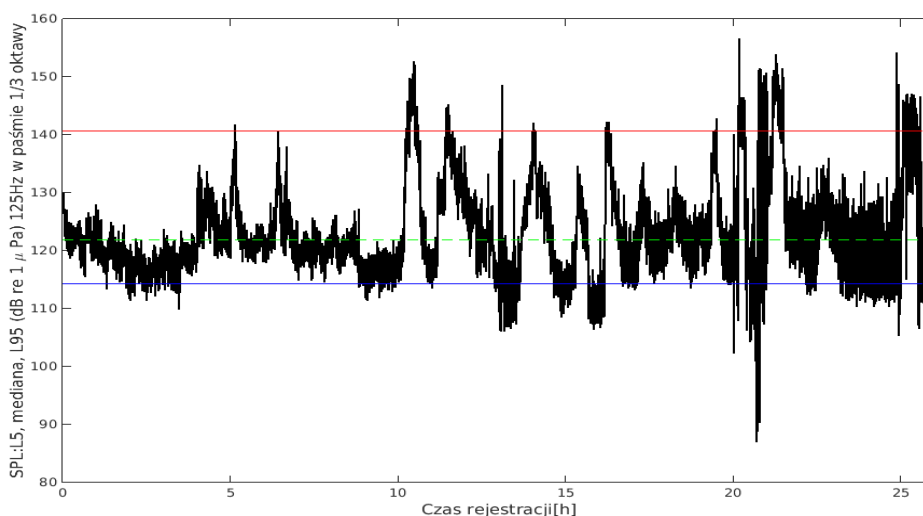
Rys. II.4.4.1. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku. Kolorami żółtym oraz zielonym oznaczone zostały lokalizacje hydrofonów posadowionych odpowiednio w 2016 oraz 2017 roku.

Odnotowano względnie wysokie wartości poziomu dźwięku ciągłego, sięgające 130 dB, które zarejestrowano w 2016 roku rejonie Basenu Bornholmskiego. Nieco wyższe wartości SPL, sięgające 150 dB zarejestrowane zostały w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2017 roku (rys. II.4.4.2).

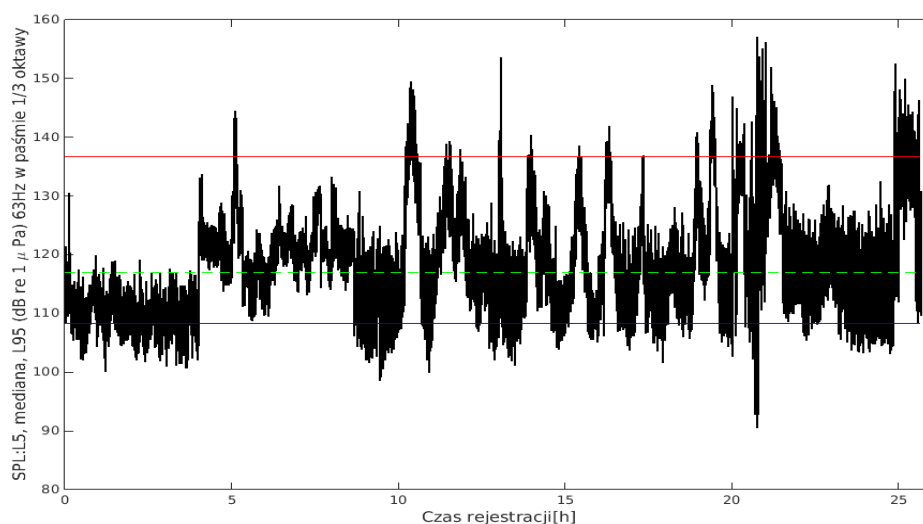
Porównanie wyników pomiarów poziomu hałasu SPL na stacjach HZN4 oraz P102 w 2017 roku wskazuje na dużą zmienność poziomu hałasu w czasie. Różnice SPL mogą wynikać zarówno z właściwości fizycznych wody w zależności od pory roku, jak również natężenia żeglugi w danym punkcie.

Wielkości SPL, zarejestrowane na wszystkich stacjach, zarówno w 2016, jak i 2017 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, prowadzącego do stałego obciążenia nim obszarów morskich.

a)

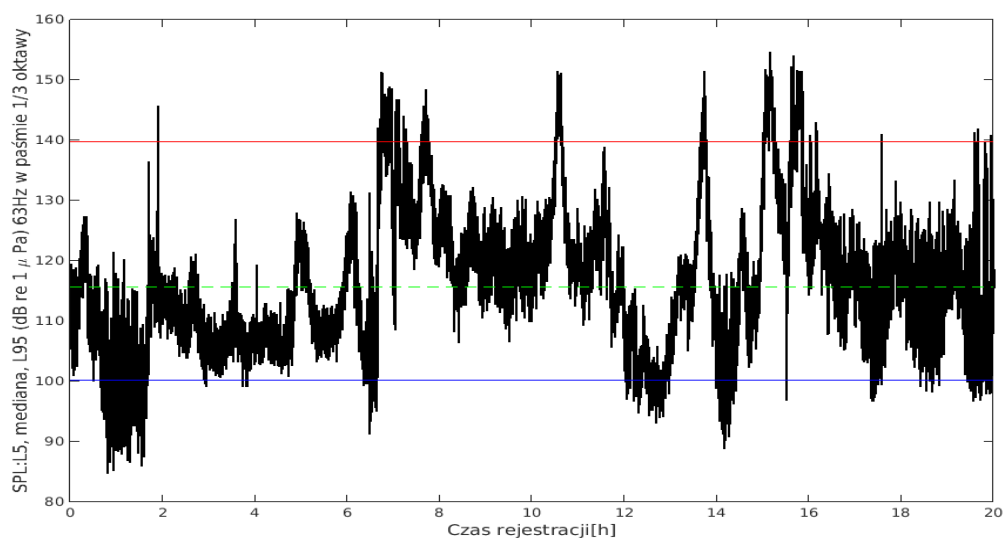


b)

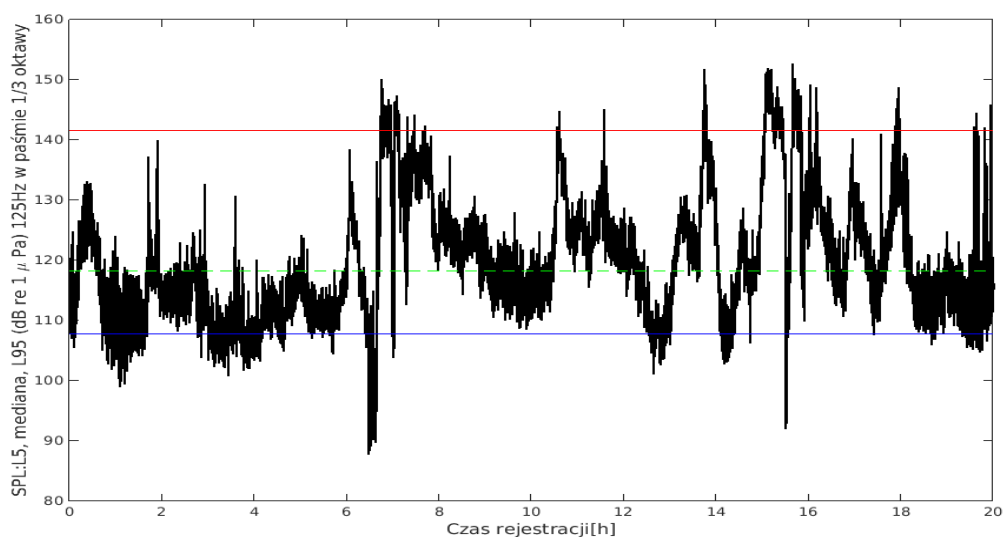


Rys II.4.4.2. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w maju 2017 r. na stacji P102 (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) dla 63Hz (a) oraz 125Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.

a)



b)



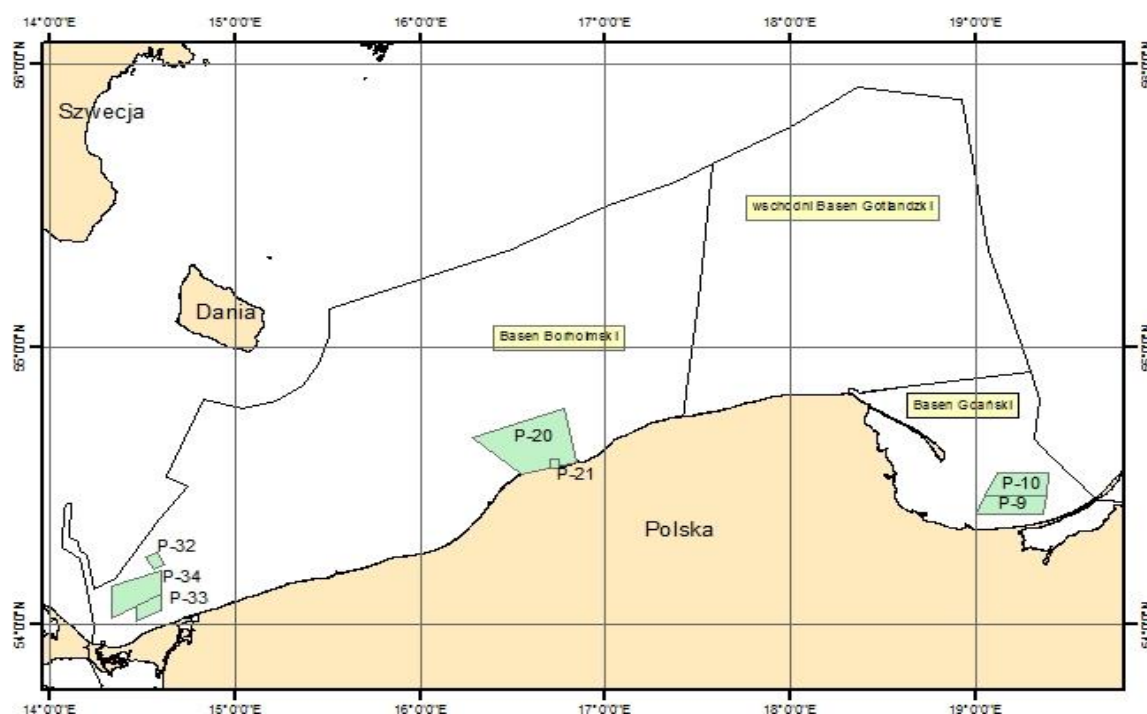
Rys. II.4.4.3. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2017 r. na stacji P102 (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) dla 63Hz (a) oraz 125Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska – percentyl 5%, linia czerwona – percentyl 95%, linia zielona – mediana.

Dźwięki impulsowe

Dostępne dane dotyczące hałasu impulsowego dla siedmiu poligonów wojskowych (P-9, P-10, P-20, P-21, P-32, P-33, P-34), na których dokonywano detonacji ładunków wybuchowych w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju pochodzą z okresu 2011 – 2016 (Rys II.4.4.4). W czasie opracowywania oceny za 2017 rok takie dane nie były dostępne.

Dane odnośnie eksplozji dotyczyły informacji o lokalizacji poszczególnych poligonów, liczbie dni, w których przeprowadzano wybuchy, rodzaju oraz ilości wykorzystanego ładunku TNT. Brak jednakże informacji na temat intensywności generowanego hałasu impulsowego. Rozkład przestrzenny poligonów wojskowych w głównej mierze wskazuje na kon-

centrację wybuchów w dwóch subregionach: obszarze Basenu Bornholmskiego (poligony: P-32, P-33, P-34 oraz P-20, P-21) oraz rejonie Basenu Gdańskiego (poligony: P-9 oraz P-10).



Rys II.4.4.4 Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2016.

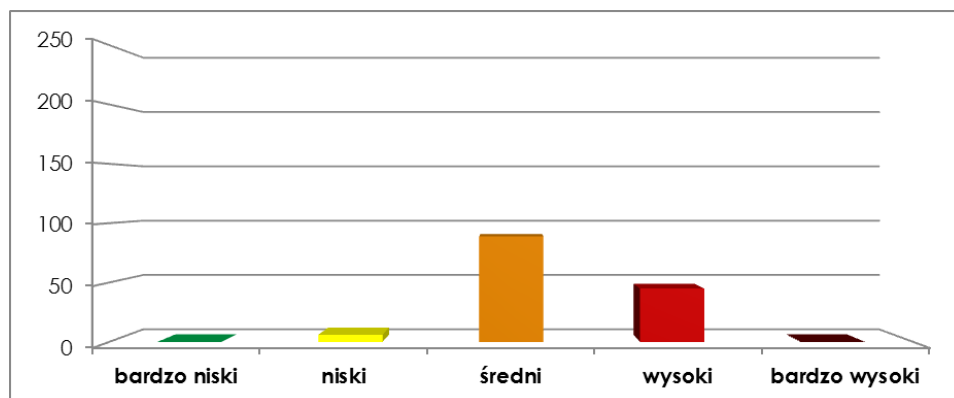
Tabela II.4.4.1. Zestawienie pięciu typów eksplozji, z podaniem poziomów energii wybuchu dla sprecyzowanych zakresów ilości ładunku TNT oraz uwzględnieniem zakresów poziomu źródła energii wytwarzanego przy danym typie eksplozji.

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

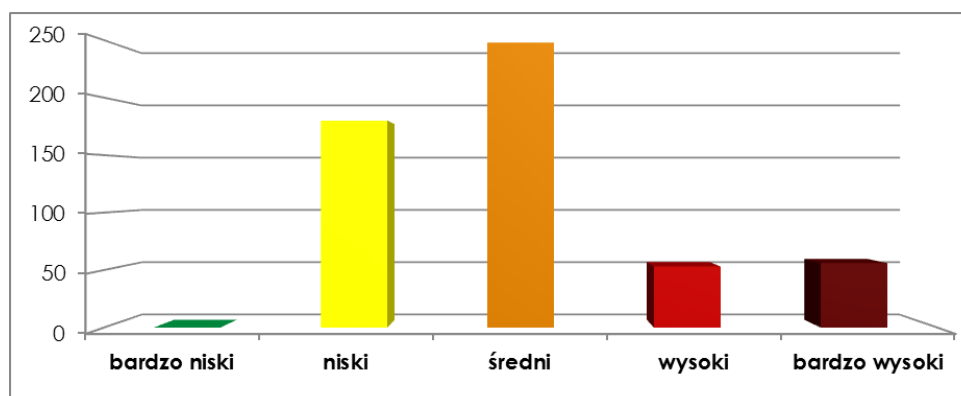
Przedstawione poniżej wyniki odnoszą się do eksplozji podwodnych i zostały oparte na pięciostopniowej skali typów siły eksplozji (Tabela II.4.4.1).

W aspekcie ilościowym na poligonach wojskowych zlokalizowanych w Basenie Gdańskim, w okresie 2011–2016 przez 45 dni rejestrowano pojedyncze eksplozje o poziomie bardzo wysokim oraz sumarycznej wadze 3064 kg TNT. Dla tego samego obszaru przez 89 dni zarejestrowano eksplozje na poziomie średnim oraz 6 dni odnotowano z eksplozjami niskimi, w obu wypadkach wspólnie użyto około 702 kg TNT. W przypadku Basenu Bornholmskiego eksplozje o poziomie niskim rejestrowano przez 180 dni (ilość wykorzystanego ładunku 302 kg TNT), podczas gdy eksplozje o poziomie średnim (1104 kg TNT) i wysokim (3523 kg TNT) odnotowano odpowiednio przez 248 oraz 53 dni. Na uwagę zasługuje fakt, iż eksplozje o poziomie bardzo wysokim rejestrowano przez 56 dni, których całkowita masa ładunku wybuchowego wyniosła, 31364 kg TNT.

a)



b)



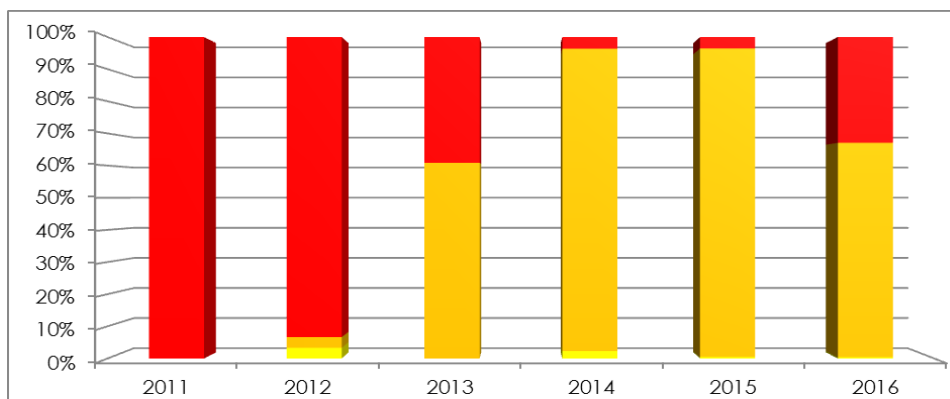
Rys II.4.4.5. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarach: Basenu Gdańskiego (a) oraz Basenu Bornholmskiego (b), w okresie 2011 – 2016.

Udział procentowy poszczególnych zarejestrowanych poziomów eksplozji w odniesieniu do częstości występowania wybuchów w rozpatrywanym roku pozwala na dokładniejszą ilościową analizę eksplozji ładunków wybuchowych. W obszarze Basenu Gdańskiego Rys II.4.4.6(a) w latach 2011 oraz 2012 przeważały eksplozje wysokie, dla których poziom emitowanej energii w wyniku eksplozji szacunkowo niemal w 100 % zawierał się w zakresie od 21 do 210 kg TNT. W 2013 ilość eksplozji poziomu wysokiego spadła do ok 38% na rzecz eksplozji o średniej sile. Z kolei w latach 2014 – 2015, przeważały eksplozje o poziomie średnim, dla którego ilość ładunku TNT nie przekraczała 21 kg. Ponowny wzrost występowania eksplozji o poziomie wysokim w skali roku zaobserwowano w 2016 roku.

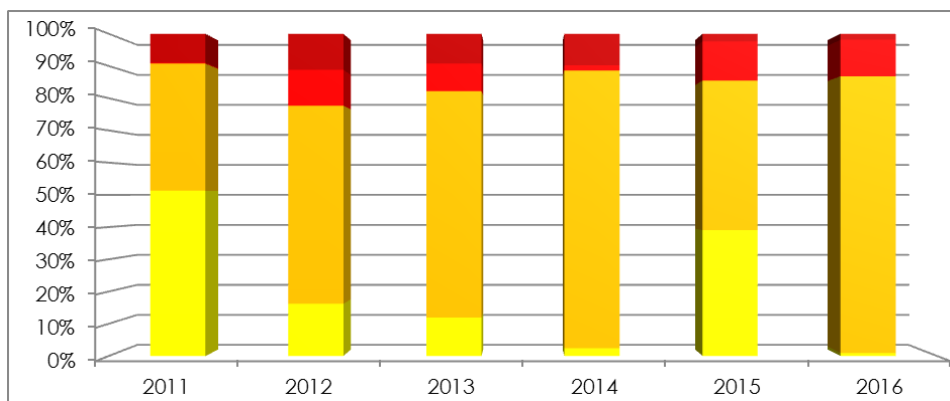
Odnośnie częstości występowania wybuchów w obszarze Basenu Bornholmskiego Rys II.4.4.6(b), najwięcej eksplozji o poziomie niskim zanotowano w 2011 oraz 2015, których wkład procentowy w odniesieniu do innych typów eksplozji wynosił odpowiednio 52% i 38% w skali rozpatrywanego roku. Zdecydowaną większość udziału procentowego w całym okresie 2011 – 2016 stanowią eksplozje o poziomie średnim, których ponad 85% udział zanotowano w latach 2014 oraz 2016. Charakterystycznym dla obszaru Basenu Bornholmskiego jest występowanie silnych oraz bardzo silnych eksplozji podczas całego rozpatrywanego okresu.

Zdecydowanie największy wkład procentowy bardzo silnych eksplozji odnotowano w 2012 roku, który wynosił 10 % wszystkich zanotowanych eksplozji. Od roku 2013 widoczny jest powolny spadek silnych eksplozji, co oznacza zmniejszanie się negatywnego wpływu hałasu wywołanego przez bardzo duże ładunki wybuchowe na środowisko morskie. W polskich obszarach Morza Bałtyckiego, na podstawie danych z działań w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, mamy do czynienia z całym spektrum eksplozji od małych po eksplozje bardzo silne. Ponadto częstości poszczególnych typów eksplozji wskazują na to, iż dźwięki impulsowe wywołane wybuchami pocisków podczas ćwiczeń wojskowych są stosunkowo rzadko powtarzającymi się zdarzeniami. Niemniej uznaje się, iż wybuchy przekraczające próg hałasu oddziałującego na faunę morską mogą mieć znaczący wpływ na reakcje behawioralne organizmów morskich.

a)



b)



Rys II.4.4.6. Udział procentowy poszczególnych poziomów zarejestrowanych na obszarach: Basenu Gdańskiego (a) oraz Basenu Bornholmskiego (b) w okresie 2011 – 2016 (kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski)

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 2017 r. została przeprowadzona z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla każdej z cech. Należy podkreślić, że dane uzyskane w 2017 r. w ramach realizacji programu monitoringu wód Bałtyku w strefie głębokowodnej, wg wytycznych HELCOM COMBINE, umożliwiły dokonanie oceny w zakresie pięciu cech obejmujących dwie cechy stanu: D1 – bioróżnorodność oraz D6 – integralność dna morskiego oraz trzy cechy presji: D3 – ryby i skorupiaki eksploatowane w celach komercyjnych, D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego. W zakresie cech D4 – łańcuchy troficzne (poza rejonem wód otwartych Basenu Bornholmskiego) i D7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2017 r. na tle wielolecia 2007–2016. W przypadku cech D10 – odpady w środowisku morskim i D11 – podwodny hałas i inne formy energii, których 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 tych cech ze względu na brak opracowanych wskaźników oraz wartości granicznych dla dobrego stanu ustalonych na poziomie europejskim.

Cechy stanu

Bioróżnorodność

Ptaki

Zimą 2017 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach. Najliczniejszymi gatunkami, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są łodówka i uhl. 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 mewa srebrzysta *sensu lato* uzyskała bardzo wysokie wartości wskaźnika rozpowszechnienia, jednak jej liczebność nie była jednak duża. W 2017 roku wyjątkowo licznie pojawiła się mewa siwa. Na wynik ten złożyło się jednak tylko jedno stwierdzenie stada 400 osobników zaobserwowanego w pasie transektu BA41 wokolicy Krynicy Morskiej.

Gatunkiem z grupy podstawowych, który wykazał niewielki spadkowy trend wskaźnika liczebności w latach 2011–2017 była uhl. Wynik ten jest zbliżony z danymi dla całego Bałtyku, które wskazują silny spadek liczebności zimującej populacji wynoszący 60% w stosunku do liczebności notowanej na przełomie lat 1980. i 1990. Wyniki uzyskane w ciągu siedmiu lat monitoringu nie wykazały spadku liczebności uhli zimujących w polskiej strefie Bałtyku, a analiza trendu wskazuje raczej na wzrost liczby ptaków tego gatunku. U łodówki wyraźne są bardzo duże wahania liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku z bardzo wysokimi liczebnościami w latach 2012 i 2017, jednak przy obecnym stanie wiedzy trudno jest wskazać przyczyny tego zjawiska. W przypadku alki zmiany wskaźnika liczebności wykazały istotny statystycznie niewielki spadek, choć jest to spowodowane wyjątkowo licznym pojawem ptaków tego gatunku w roku 2012. Liczebność nurów czarnoszyich wydaje się być stabilna, natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych *sensu lato* przez siedem lat wyraźnie się zmniejszył.

W obrębie Obszarów Specjalnej Ochrony Ptaków (OSOP) przebywało aż 88% ze wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących Obszary Specjalnej Ochrony Ptaków zanotowano w grupie dwóch gatunków nurów (nur czarnoszyi i nur rdzawoszyi) oraz kaczek morskich, gdzie aż 90% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (tylko 68%). Wynik ten powtarza się w kolejnych latach i wynika z faktu, że dwa z miejsc o najwyższych zagęszczeniach tego gatunku znajdują się poza obszarami Natura 2000. Są to pas wód terytorialnych przy Półwyspie Hel na wschód od Władysławowa oraz akwen przyległy do Mierzei Wiślanej na wysokości Krynicy Morskiej i Piasków.

Indeks wielkich ryb otwartego morza LFI

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2017 roku przyjęto zasadę oceny stanu środowiska morskiego w zakresie cechy D1 jak dla wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich – 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.

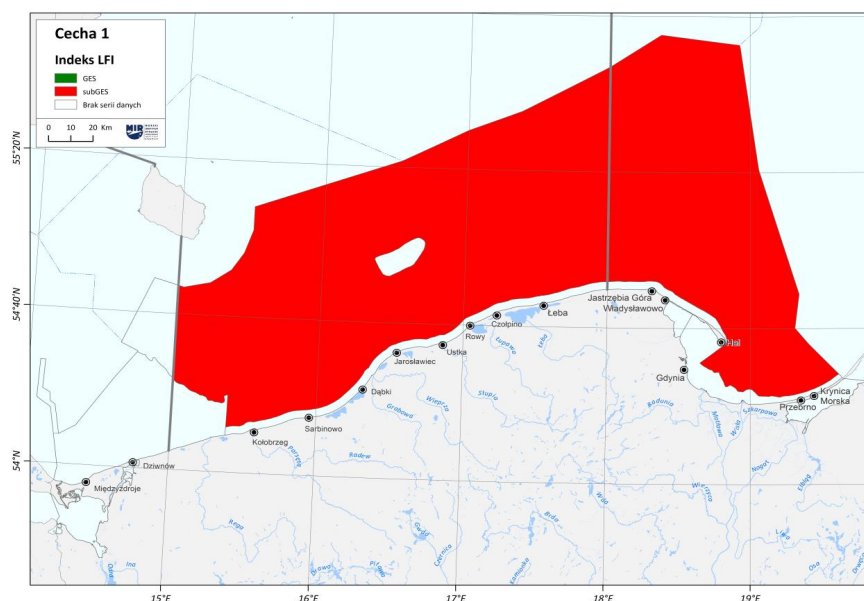
W przypadku podobszaru ICES 25, uzyskana wartość wskaźnika LFI (0,38) wskazuje na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w populacji. Jest to najniższa wartość wskaźnika jaką zaobserwowano począwszy od 2000 roku.

Także w podobszarze ICES 26, wartość wskaźnika LFI 1 (0,51), wskazuje na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Uzyskana wartość LFI jest zdecydowanie niższa niż wyznaczona dla tego rejonu wartość progowa.

Ocenę indeksu LFI w polskich obszarach morskich przedstawiono w tabeli III.1

Tabela III.1. Zestawienie oceny stanu środowiska polskich obszarów morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych z 2017 roku.

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



Rys. III.1. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2017 r.

Siedliska pelagiczne

Fitoplankton

Ocena siedlisk pelagicznych możliwa była do przeprowadzenia jedynie w oparciu o wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy w akwenie wód otwartych Basenu Bornholmskiego, gdzie wskaźnik ten uzyskał wartość docelową GES.

Ocena cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) – dla akwenów wód otwartych Basenu Gdańskiego, wód otwartych Wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz dodatkowo makro-

fitobentosu (SM_1) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody otwarte Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego.

Ocena cechy D6 w 2017 r. wskazuje na występowanie warunków poniżej dobrego stanu środowiska morskiego sub-GES w przypadku wszystkich akwenów z wyjątkiem polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, które oceniono jako GES.

Należy zwrócić uwagę, iż w przypadku cechy D6 ocena makrozoobentosu uwzględnia również obszary głębokowodne, w których makroglony i okrytozależkowe nie występują. Nie wpływa to jednak na zaniżenie ogólnej oceny dla tej cechy w analizowanych obszarach, gdyż wyniki dla strefy otwartego morza obejmują również, poza obszarami o niskiej zawartości tlenu w wodach przydennych rejonów głębokowodnych (np. stacja P5), obszary wypłycone, o znacznej różnorodności biologicznej, jak Rynna Słupska.

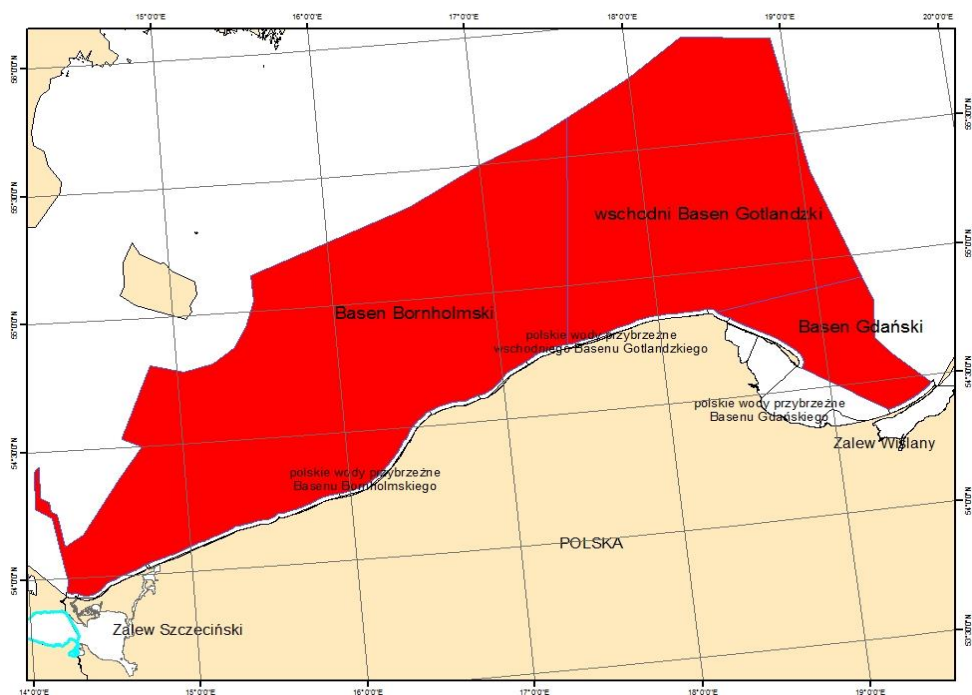
Ocenę stanu integralności dna morskiego polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wskaźnika SM_1 określonego na podstawie danych pozyskanych dla wód przybrzeżnych w okolicach miejscowości Rowy. Ze względu na bardzo dobry stan makroglonów i okrytozależkowych w 2017 r. obszar ten osiągnął ogólną ocenę – stan dobry GES.

Cechy presji

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 biogenych.

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, agregująca dane charakteryzujące poszczególne wskaźniki, przyniosła w 2017 r. **wynik negatywny – subGES** (rys. III.2). 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. Również stężenia fosforanów oraz azotu całkowitego, zarówno sezonowe jak i roczne, nie spełniały kryteriów dla dobrego stanu.



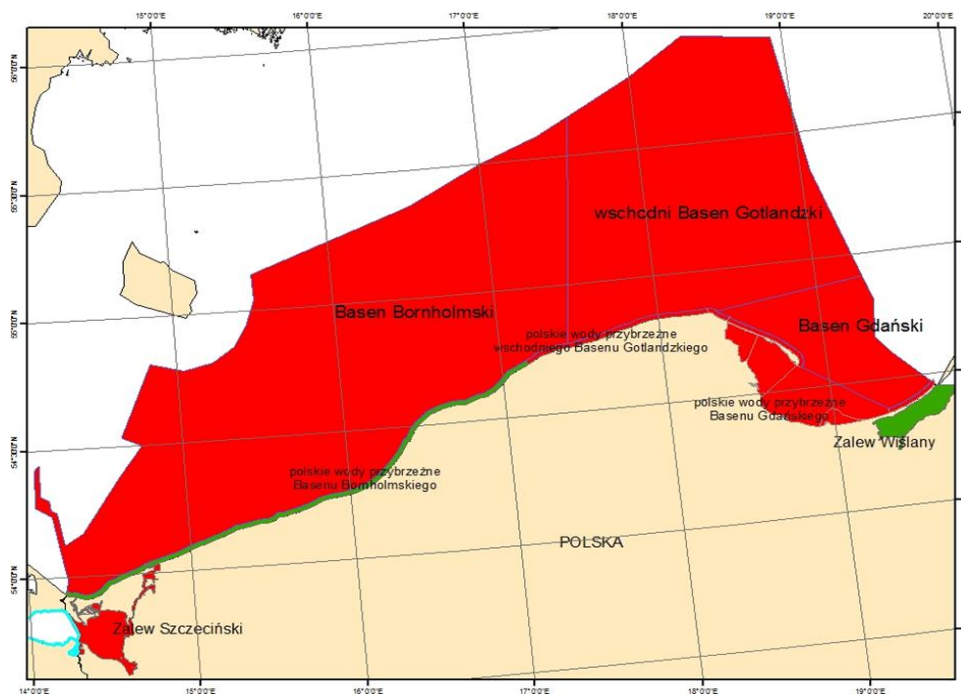
Rys. III.2. Ocena stanu eutrofizacji polskich obszarów morskich wg klasyfikacji RDSM w 2017 r.

Substancje niebezpieczne

W 2017 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 Zalewów: Wiślanego i 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 węglowodórów 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 makrofytobentosowych oraz wyniki analizy testu mikrojądrowego mających na celu określenie wpływu substancji zanieczyszczających na organizmy ichtiofauny.

Informacje na temat poziomu stężeń poszczególnych substancji zanieczyszczających w różnych matrycach agregowano wyznaczając średnie współczynniki skażenia ze wszystkich współczynników skażenia dla pojedynczych substancji w każdym z ocenianych obszarów i dla każdej z grup substancji. Zastosowano jednak wagi, przyjmując, że wagę 0,3 dla danych uzyskanych dla roślin makrofytobentosowych w końcowej ocenie, natomiast wynikom uzyskanym dla ryb w przypadku metali ciężkich oraz wody w przypadku ^{137}Cs przypisano wagę 1.

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 na podstawie stężeń w wodzie i roślinach oraz w Zalewie Szczecińskim na podstawie danych dla ryb (rys. III.3). Jednocześnie w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego stan określono jako dobry w oparciu o stężenia obserwowane w roślinności makrofytobentosowej występującej w tym obszarze. Dobry stan środowiska został stwierdzony w Zalewie Wiślanym na podstawie stężeń ^{137}Cs w okoniach, należy jednak podkreślić, że do oceny przyjęto wartość odniesienia obowiązującą dla śledzi.



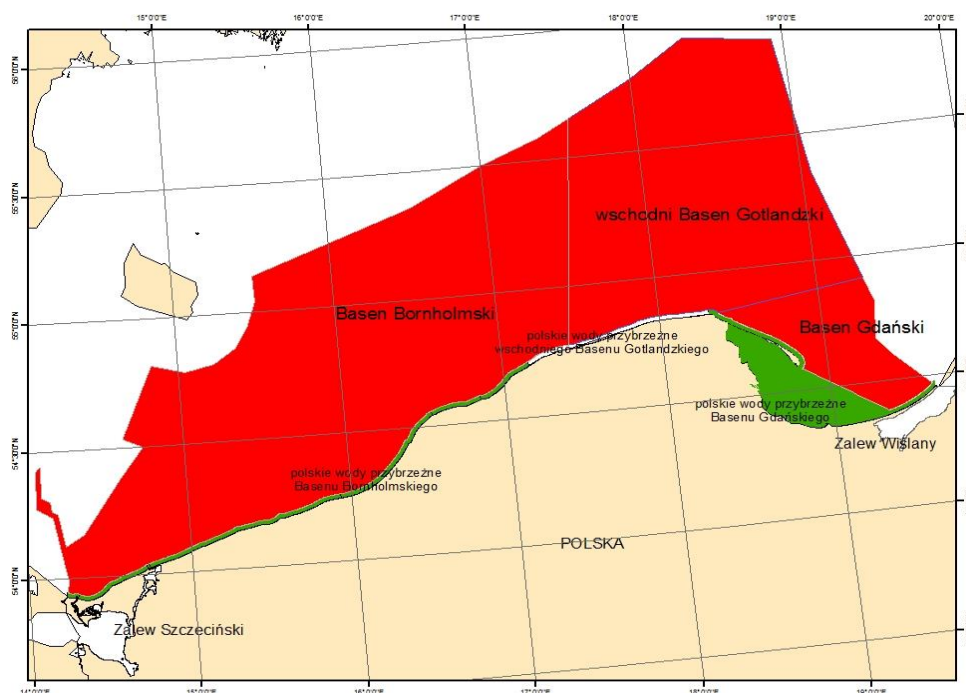
Rys. III.3. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs (cecha D8) w 2017 r.

Pomimo, że stan środowiska w zakresie skażenia ^{137}Cs pozostaje dalej nieodpowiedni w znaczącej części ocenianych obszarów, to należy pokreślić, że stężenia omawianego izotopu ulegają obniżaniu, szczególnie jest widoczne w przypadku wody morskiej. W obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego średnie stężenie ^{137}Cs osiągnęło nawet wartość poniżej wartości progowej, ale było to również związane z niskimi stężeniami u ujścia Wisły.

W 2017 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.4). We wschodnim Basenie Gotlandzkim stężenia trzech metali w śledziach przekroczyły wartości progowe, a zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,82. W Basenie Gdańskim tylko stężenia Cd w storniach pozostawały poniżej wartości progowej, a współczynnik skażenia bazujący na wszystkich danych wyniósł 2,34 ze względu na około 3-krotne przekroczenia stężeń Hg i Pb.

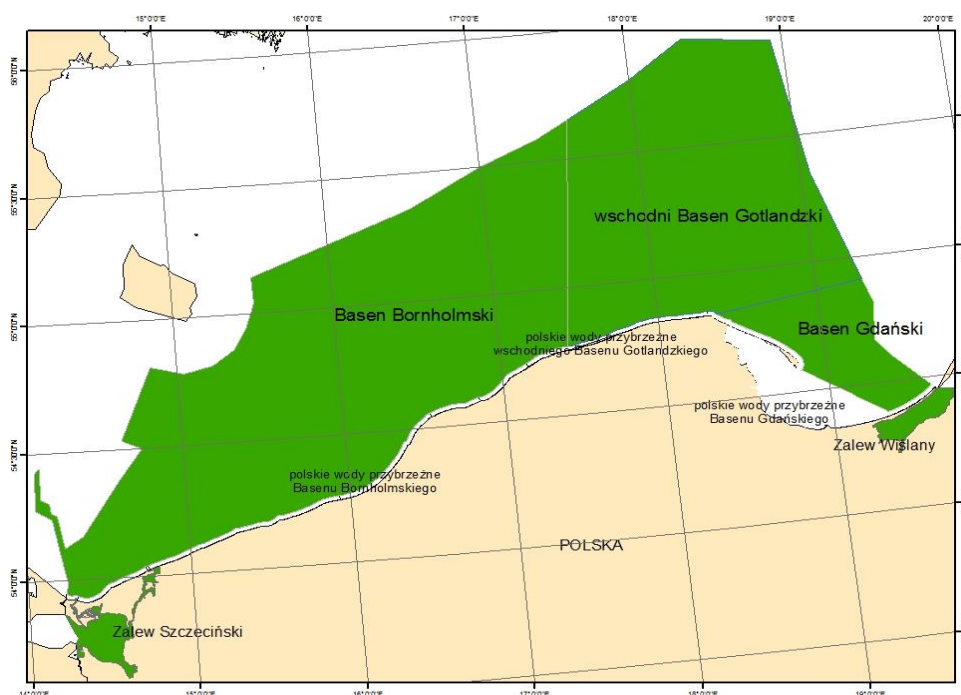
Stan środowiska Basenu Bornholmskiego został określony na podstawie danych dotyczących stężeń metali w tkankach śledzi i stroni oraz roślin makrofytobentosowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,40, a stężenia przekraczające wartości progowe zidentyfikowano w przypadku Hg w mięśniach i Pb w wątrobach obydwu gatunków ryb oraz Cd w wątrobach śledzi. W przypadku roślin stężenia pozostawały na poziomach wskazujących na dobry stan środowiska. Również w przypadku obszarów Zalewów Wiślanego i Szczecińskiego zagregowane współczynniki skażenia przekroczyły wartość 1 wskazując na nieodpowiedni stan środowiska i wynosiły odpowiednio 2,26 i 1,86. Odpowiedzialnymi za taki stan były zdecydowanie podwyższone stężenia Hg w mięśniach okoni (odpowiednio 5- i 3-krotnie w stosunku do wartości progowych) oraz podwyższone stężenia Pb w wątrobach ryb.

W przypadku obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego ocena stanu środowiska bazowała na stężeniach metali w organizmach omułka jadalnego i roślinach makrofytobentosowych. Przekroczenia wartości progowych wystąpiły tylko w przypadku Cd w małżach, a zintegrowane współczynniki skażenia wyniosły 0,80 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i 0,68 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wskazując na dobry stan środowiska tych obszarów.



Rys. III.4. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2017 r.

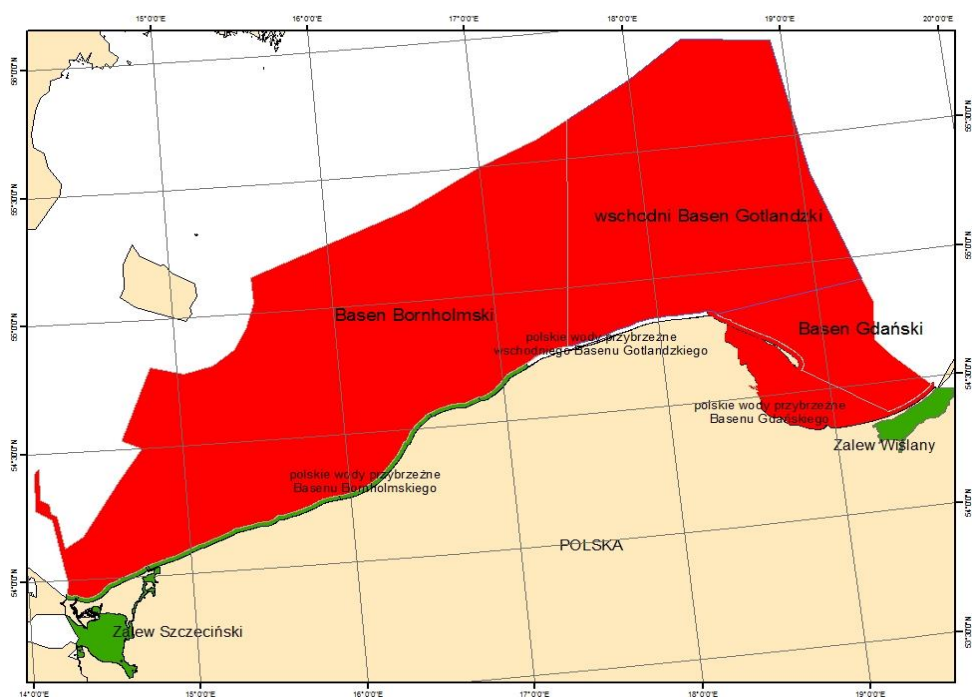
W 2017 roku, podobnie jak w roku poprzednim, dobry stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich w rybach przeznaczonych do konsumpcji przeprowadzony w ramach cechy 9 został osiągnięty we wszystkich obszarach oceny, w których odłowiono ryby tj. we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim oraz w Zalewach Wiślanym i Szczecińskim (rys. III.5).



Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2017 r.

Ocenę stanu poszczególnych obszarów w ramach cechy 8, 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 – CB28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB-118, tributylcyny – TBT oznaczanych w mięśniach ryb oraz metabolitów WWA (1-hydroksypiren i 1 – hydroksyfenantren) oznaczanych w żółci ryb. Gatunkami ryb wykorzystanymi w ocenie były śledzie we wschodnim Basenie Gotlandzkim, śledzie i stornie w Basenie Bornholmskim oraz stornie w Basenie Gdańskim. We wszystkich trzech obszarach stan środowiska w zakresie skażenia trwałymi związkami organicznymi uznano za nieodpowiedni (rys. III.5), podobnie jak w roku poprzednim. Taki stan wynika ze znacznie podwyższonych stężeń PBDE w organizmach ryb w stosunku do wartości progowej wyznaczającej granicę dobrego stanu dla sumy sześciu kongenerów PBDE, która została określona w Dyrektywie 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych. Wartość ta jest bardzo restrykcyjna i wynosi $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. Współczynniki skażenia dla tego wskaźnika były bardzo wysokie na poziomie 38 we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 28 w przypadku śledzia i 3 w przypadku storni w Basenie Bornholmskim. W Basenie Gdańskim współczynnik skażenia osiągnął wartość 13. W przypadku pozostałych związków organicznych stężenia pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu. Ostatecznie zagregowane współczynniki skażenia, uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, wyniosły 3,8 we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 1,6 w Basenie Bornholmskim i 1,4 w Basenie Gdańskim wskazując na nieodpowiedni stan środowiska.

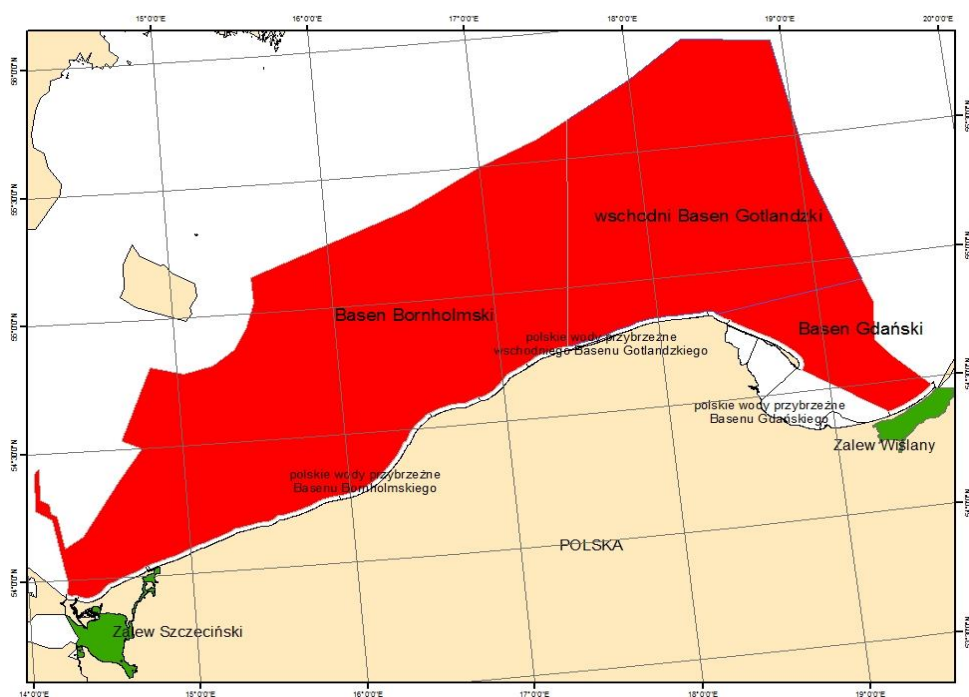
Obszary Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego oceniono na podstawie analiz TZO przeprowadzonych w mięśniach okoni. Stan obydwu obszarów uznano za dobry, pomimo tego, że i w tym przypadku stężenie sumy sześciu kongenerów PBDE przekraczały dopuszczalny poziom, ale współczynniki skażenia były zdecydowanie mniejsze (2,0 w Zalewie Wiślanym i 3,4 w Zalewie Szczecińskim). Stężenia pozostałych analizowanych związków były poniżej granicy dla dobrego stanu, co przełożyło się na uśrednione wartości współczynników skażenia dla Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego wynoszące odpowiednio 0,36 i 0,22.



Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2017 r.

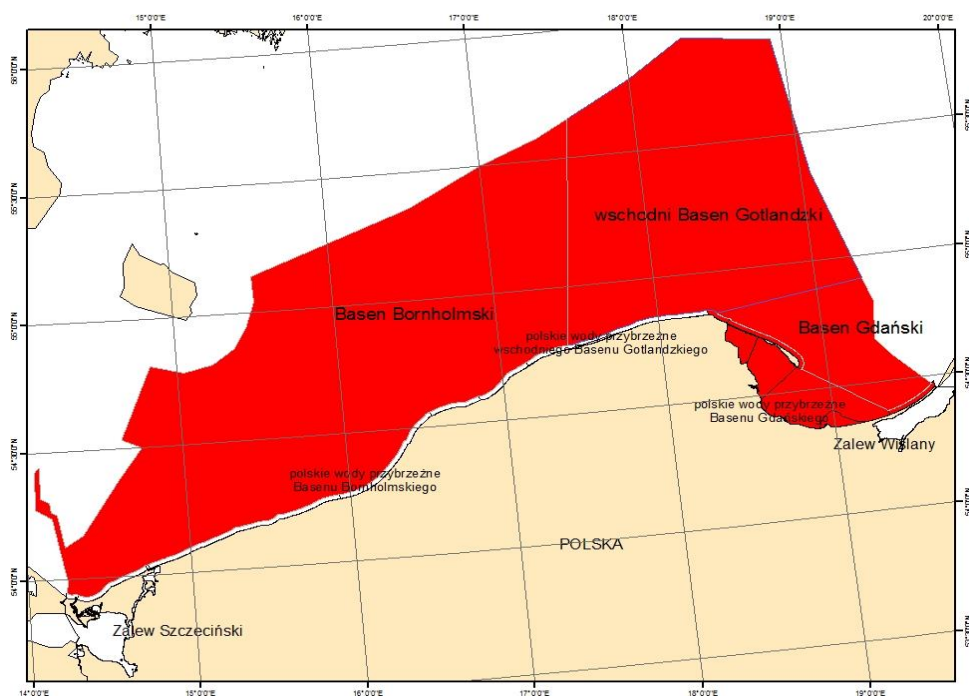
Stan środowiska obszarów przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Bornholmskiego został oceniony na podstawie analiz: związków bromoorganicznych (polibromowanych defenyloeterów – suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu – HBCDD), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu – HCH, heksachlorocyklobenzenu – HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB-118, tributylcyny – 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 Rowów i opotu. Stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego został uznany za nieodpowiedni ze względu na znaczny współczynnik skażenia wyznaczony dla sumy sześciu kongenerów PBDE (WS – 12) oraz podwyższone w stosunku do wartości progowych stężenia kongeneru CB-118, HCB oraz indeno (1,2,3-cd) pirenu, dla których współczynniki skażenia wynosiły odpowiednio 1,7, 2,1 i 3,7. Średni współczynnik skażenia dla wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wyniósł 2,0. Pomimo nieznacznego przekroczenia nowej wartości progowej dla sumy 6PBDE w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, stan tego obszaru uznano za dobry, a uśredniony współczynnik skażenia wyniósł 0,9.

W 2017 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 (heksachlorocykloheksanu – HCH i sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180) w mięśniach ryb. Również i w tym przypadku, z powodu zaostrożenia granicy dobrego stanu dla sumy 6PBDE (wartość progowa dla ochrony zdrowia ludzi została przyjęta na podstawie Dyrektywy 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych i wynosi $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ m.m.}$), nieodpowiedni stan środowiska został stwierdzony we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim, natomiast stan środowiska Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego został uznany za dobry (rys. III.7).



Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZ0 – cecha D9 – w 2017 r.

W 2017 roku przeprowadzono również ocenę w zakresie efektów biologicznych wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby wykorzystując metodę testu mikrojądrowego. Wyniki badań dla śledzi pochodzących z sześciu lokalizacji zagregowano uzyskując ocenę czterech obszarów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego i polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (rys. III.8). Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z obszarów, a współczynniki skażenia pozostawały w dosyć wąskim zakresie od 2,61 we wschodnim Basenie Gotlandzkim do 3,54 w Basenie Gdańskim.



Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w 2017 r. w zakresie cechy D8 – biologiczne skutki zanieczyszczeń – na podstawie testu mikrojądrowego

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2017 roku, w odniesieniu do wyznaczonych akwenów HELCOM, przedstawiono w tab. III.1. Wyniki oceny przedstawiono w rozbiściu na poszczególne cechy, a nawet poszczególne wskaźniki podstawowe (cecha D8 i D9), ponieważ nie przyjęto zasad agregacji całościowej, tzn. ocen wszystkich cech w jedną ogólną ocenę stanu.

Tabela III.2. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2017 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES)

Nazwa akwenu	D1	D4	D6	D5	D8				D9	
	Wskaźnik wielkich ryb				Radio-nuklidy	Metale ciężkie	Trwałe zanieczyszczenia organiczne	Test mikrobiologiczny	Metale ciężkie	Trwałe zanieczyszczenia organiczne
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 status of marine waters; notified under document C(2010) 5956, Official Journal of the European Union L 232/14, 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 dyrektywę 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
- 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
- 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
- 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
- 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.helcom.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>
- IMGW-PIB, 2012, Opracowanie wstępnej oceny stanu środowiska polskiej strefy ekonomicznej Morza Bałtyckiego zgodnie z zapisami Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej. Umowa numer 51/2010/F z dnia 30.11.2010 zawarta z Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska, finansowana przez NFOŚiGW, IMGW-PIB Oddział Morski w Gdyni, Instytut Morski w Gdańsku, Gdynia-Gdańsk 2012, 193 str. (maszynopis)
- 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
- JRC, 2013 Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas, JRC Scientific and Policy Reports, ISBN 978-92-79-32710-0.
- Karlson K., Rosenberg R., Bonsdorff E., 2002, Temporal and spatial Large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology: AN Annual Review* 40, 427–489
- Klobuèar G.I.V., Pavlica M., Erben R., Pape D., 2003, Application of the micronucleus and comet assays to mussel, *Mytilus edulis*. *Aquatic Toxicology* 64, 15–23
- Komdeur, J., J. Bertelsen & G. Cracknell, 1992. Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. International Waterfowl and Wetland Research Bureau Special Publication 19. IWRB, Slimbridge
- Kownacka J. 2017. Testowanie i wyznaczenie wartości granicznej dla Basenu Gdańskiego oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich (tzw. threshold value) dla wskaźnika Diatoms/Dinoflagellates

- Index przyjętego przez HELCOM w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Załącznik 12, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska
- Kruk-Dowgiątko 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
- Krzywiński 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.
- Łysiak-Pastuszek E., Drgas N., Śliwińska A., 2011, Stan jakości wód w Zatoce Gdańskiej. [W:] M. Maciejewski, M. S. Ostojki, T. Walczykiwicz (red.) Dorzecze Wisły – monografia powodzi maj-czerwiec 2010. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa 2011, 204-206
- Łysiak-Pastuszek E., Zalewska 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-Pastuszek 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-Pastuszek E., Zalewska E., Krzywiński 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.
- 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-Dowgiątko L. (red.), 2006, Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głazowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym. Wyd. Nauk. IM w Gdańsku, Gdańsk 2006, 127 str.
- Osowiecki A., Łysiak-Pastuszek E., Kruk-Dowgiątko L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzywiński W., 2012, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – A preliminary assessment, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41 (3), 1-10, DOI:10.2478/s13545-012-022-2
- OSPAR, 2009, Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, Monitoring and Assessment Series, OSPAR Commission. online:
http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/p00461_Background_Doc_CEMP_Assessmt_Criteria_Haz_Subst.pdf
- Saniewski M., Zalewska T., 2015, 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
- Sapota G., 2004, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in seawater of the Southern Baltic Sea, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 162, 153-157
- Sapota G. 2006, Decreasing trend of persistent organic pollutants (POPs) in herring from the southern Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 1, 15-21
- Skov, H., S. Heinänen, R. Žydelis, J. Bellebaum, S. Bzoma, M. Dagys, J. Durinck, S. Garthe, G. Grishanov, M. Hario, J.J. Kieckbusch, J. Kube, A. Kuresoo, K. Larsson, L. Luigujõe, W. Meissner, H.W. Nehls, L. Nilsson,

- I.K. Petersen, M. Mikkola Roos, S. Pihl, N. Sonntag, A. Stock & A. Stipniece (2011): Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. TemaNord 550, 201 str.
- Stanisławczyk I., 2017, The Ice Winter 2016/17 on the Polish Baltic Sea Coast, online:
www.baltyk.pogodynka.pl//index.php?page=2&subpage=64&data=96
- Warzocha J., 1994, Spatial distribution of macrofauna in the southern Baltic in 1983. Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni, 1 (131), 225–237
- Wesslander K., 2011, The Carbon Dioxide System in the Baltic Sea Surface Waters,
- Wirz M.V., Saldiva P.H., Freire-Maia D.V., 2005, Micronucleus test for monitoring genotoxicity of polluted river water in *Rana castesbeiana* tadpoles. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 75. 1220–1227
- 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. In: spekcja 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
- 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