

**OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2015 NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA
2005-2014**

Warszawa 2016

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



Autorzy opracowania:

Barbara Mazur-Chrzanowska – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Szczecin;

Justyna Kopiec – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska Olsztyn, Delegatura w Elblągu;

Alicja Wojtaszek – Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Gdańsk

oraz

pracownicy Departamentu Monitoringu i Informacji o Środowisku, Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, Warszawa;

Beata Danowska, Natalia Drgas, Violetta Koszuta, Wojciech Kraśniewski, Włodzimierz Krzymiński, Elżbieta Łysiak-Pastuszek, Sérgio das Neves, Aleksandra Orlita, Marta Rybka, Michał Saniewski, Anna Apanel, Ewa Wiktorowicz, Jerzy Woroń, Tamara Zalewska
– Oddział Morski Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Gdynia

Zygmunt Klusek, Agnieszka Tatarek, Józef Wiktor – Instytut Oceanologii PAN, Sopot

Adam Grochowski, Anna Luzeńczyk, Marzenna Pachur, Iwona Psuty, Szymon Smoliński, Lena Szymanek
– Morski Instytut Rybacki – PIB, Gdynia

Pod redakcją:

Elżbiety Łysiak-Pastuszek, Tamary Zalewskiej, Włodzimierza Krzymińskiego i Adama Grochowskiego

Recenzja:

Prof. dr hab. Jerzy Bolałek

Zdjęcia:

Wiesława Cielątkowska, DSPO – Gdynia, Beata Danowska, Michał Saniewski, Elżbieta Łysiak-Pastuszek,
Wojciech Pastuszek, Sławomir Wiktorowicz



©Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2016 r.

ISBN 978-83-61227-77-9

Spis treści

Wprowadzenie	5
I. Ramowa Dyrektywa Wodna	7
I.1. Wstęp	9
I.2. Ogólne warunki hydrologiczne	11
I.3. Województwo warmińsko-mazurskie	14
I.4. Województwo pomorskie	21
I.5. Województwo zachodniopomorskie	31
II. Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej	47
II.1. Wstęp	49
II.2. Ogólne warunki hydrologiczne i hydrograficzne	54
II.2.1. Temperatura wody morskiej	54
II.2.2. Zasolenie	55
II.2.3. Odczyn wody morskiej	57
II.2.4. Mieszanie wód	60
II.2.5. Wymiana wód i prądy morskie	61
II.3. Cechy stanu	65
II.3.1. Różnorodność biologiczna	65
II.3.1.1. Ptaki	65
II.3.1.2. Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI)	72
II.3.2. Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb	77
II.3.3. Łańcuchy pokarmowe	84
II.3.3.1. Fitoplankton	84
II.3.3.2. Zooplankton	87
II.3.4. Integralność dna morskiego	91
II.3.4.1. Fitobentos	91
II.3.4.2. Zoobentos	94
II.3.4.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego	100
II.4. Cechy presji	101
II.4.1. Eutrofizacja	101
II.4.2. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji	118
II.4.3. Odpady w środowisku morskim	138
II.4.4. Podwodny hałas	143
III Podsumowanie	147
Bibliografia	160

Wprowadzenie

Pomimo podziału Bałtyku na wody terytorialne i strefy ekonomiczne, a tym samym strefy wpływów i odpowiedzialności, Morze Bałtyckie stanowi unikalny ekosystem, który jest dobrem ogólnym, nadrzędnym, niepodlegającym podziałom i ustalonym granicom. Wszelka działalność prowadzona przez państwa nadbałtyckie może oddziaływać na stan całego ekosystemu morskiego. Dlatego konieczne jest wspólnotowe działanie na rzecz poprawy stanu środowiska Bałtyku i przywrócenia stanu jak najmniej zmienionego, jak również docelowo muszą zostać podjęte działania na rzecz utrzymania dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego.

Badania stanu środowiska morskiego stanowią realizację zobowiązań wynikających z Konwencji Helsińskiej z 1974 roku, zaktualizowanej w 1992 roku i podpisanej przez Polskę oraz nowopowstałe kraje nadbałtyckie i Unię Europejską, jak również z późniejszych uregulowań prawnych wynikających z akcesji do Unii Europejskiej. O ile realizacja zobowiązań wynikających z ustaleń Konwencji Helsińskiej ma zdecydowanie charakter dobrowolny, o tyle wypełnienie zapisów dyrektyw UE poprzez ich implementację do prawa krajowego, jest obowiązkowe.

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), w myśl której jest nałożony obowiązek kontroli i oceny stanu obszarów wód przejściowych, tj. obszarów, w których obserwowany jest znaczny wpływ wód lądowych, jak również kontroli obszarów wód przybrzeżnych wszystkich mórz europejskich, w tym Morza Bałtyckiego. 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.

Integralną częścią wdrażania obydwu dyrektyw jest konieczność dokonywania ocen stanu środowiska morskiego w celu określenia kierunku koniecznych zmian i działań niezbędnych do poprawy stanu ekosystemu Bałtyku, jeżeli uznany jest on za nieodpowiedni.

Biorąc pod uwagę odmienność 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 niniejszej pracy prezentujemy kolejne opracowanie oceny stanu środowiska morskiego polskich obszarów morskich w odniesieniu do wód przejściowych i przybrzeżnych (część I) oraz morza otwartego (część II).

Ocena za 2015 rok została przygotowana na podstawie danych pomiarowych Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) pozyskanych w tym właśnie roku, które odniesiono do dziesięciolecia poprzedzającego rok oceny.

■ Ramowa Dyrektywa Wodna



I.1. Wstęp



Badania stanu środowiska wód morskich stanowią realizację Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) oraz zobowiązań międzynarodowych, wynikających z przystąpienia przez Polskę do Unii Europejskiej oraz podpisanej przez Polskę Konwencji o Ochronie Morza Bałtyckiego. Prowadzenie monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych, a następnie przeprowadzenie oceny ich stanu/potencjału, wynika z implementowania Ramowej Dyrektywy Wodnej do prawa polskiego. Badania zostały przeprowadzone w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, zgodnie z programem PMŚ na lata 2013-2015 przez wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska. Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych w 2015 r. przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. „*W sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych*”, które wymaga dokonania oceny stanu/potencjału ekologicznego, stanu chemicznego i ogólnego stanu wód.

Klasyfikację stanu/potencjału ekologicznego wód przeprowadzono na podstawie oceny elementów biologicznych i wspierających je parametrów fizyczno-chemicznych. Ocenę stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego, zachodniopomorskiego i warmińsko-mazurskiego oparto przede wszystkim na wskaźnikach biologicznych, takich jak fitoplankton (chlorofil-a), makrobezkręgowce bentosowe oraz wskaźnik SI dla ichtiofauny, a w województwie pomorskim i warmińsko-mazurskim również na podstawie stanu makroglonów.

Stan chemiczny wód oceniono na podstawie badań stężeń wybranych substancji priorytetowych z listy 33 substancji, wymienionych w załączniku do dyrektywy 2013/39/WE z dnia 12 sierpnia 2013 r. (zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE) w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej. Ocena dla tych substancji została przeprowadzona z zastosowaniem zasady dziedziczenia.

Program monitoringu ichtiofauny w polskiej strefie przybrzeżnej Bałtyku został wdrożony w 2011 r., dlatego jego główne zasady przypominamy poniżej. Do oceny stanu ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb sformułowany został indeks stanu ichtiofauny (SI). Indeks wyliczany jest na podstawie szeregu wskaźników cząstkowych, wskazanych dla każdej jednolitej części wód powierzchniowych (JCWP).

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

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

W roku 2015, zgodnie z zaleceniami HELCOM, połowy badawcze odbywały się tylko w okresie letnim, a do końcowej oceny wykorzystano zestaw wskaźników cząstkowych, uwzględniających zakres niezbędnych danych ustalonych wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej i prawa polskiego:

- liczba gatunków stwierdzonych w połowach o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności połowu w sezonie letnim (**Liczba gatunków**);

- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: okonia w połowach w sezonie letnim (**CPUE okoi**);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: stornia, w połowach w sezonie letnim (**CPUE stornia**);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb drapieżnych w połowach w sezonie letnim (**CPUE drapieżniki**);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb dużych (o długości powyżej 30 cm l.t.¹) w połowach w sezonie letnim (**CPUE duże ryby**);
- średni udział okoi w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (**% okoi >3**);
- średni udział okoi w wieku powyżej 2 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (**% okoi >2**);
- średni udział storni w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (**% stornia >3**).

W nawiasach podano nazwy skrótowe poszczególnych wskaźników cząstkowych, które zostały użyte w tabelach zamieszczonych w rozdziałach opisujących stan części wód w poszczególnych województwach (rozdz. I.3, I.4 i I.5).

Końcowej oceny dokonano oddzielnie dla każdej JCWP, w oparciu o zaproponowany indeks stanu ichtiofauny (SI), zgodnie z poniższym równaniem:

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

gdzie:

W_1, W_2, W_3 – wartość (w pięciostopniowej skali) użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3

n_1, n_2, n_3 – liczba użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3.

Analogicznie do oceny dokonanej w ramach monitoringu przeprowadzonego w 2011 roku, referencyjna wartość wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) dla sześciu JCWP w 2015 roku została określona jako SI=5. Jest to maksymalna wartość, jaką może uzyskać indeks stanu ichtiofauny SI obliczany w oparciu o wyskalowane wskaźniki cząstkowe. W celu dokonania końcowej oceny stanu jakości środowiska wodnego w oparciu o elementy ichtiofauny, posłużono się zakresami wartości wskaźnika ichtiofauny (SI) oraz odpowiadającym im wartościami wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) przedstawionym w poniższej tabeli (tab. I.1.1).

Tabela I.1.1. Zakresy wartości indeksu SI i EQR dla poszczególnych ocen stanu ekologicznego wód przejściowych

Stan ekologiczny	Zakres wartości SI	Zakres wartości EQR
Bardzo dobry	4,4-5,0	0,88-1,0
Dobry	3,4-4,3	0,68-0,87
Umiarkowany	2,4-3,3	0,48-0,67
Słaby	1,4-2,3	0,28-0,47
Zły	1,0-1,3	< 0,28

Monitoring ichtiofauny w 2015 r. przeprowadzono w sześciu JCWP: Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki oraz Zalew Szczeciński.

¹ l.t. - *longitudo totalis* – długość całkowita.

I.2. Ogólne warunki hydrologiczne

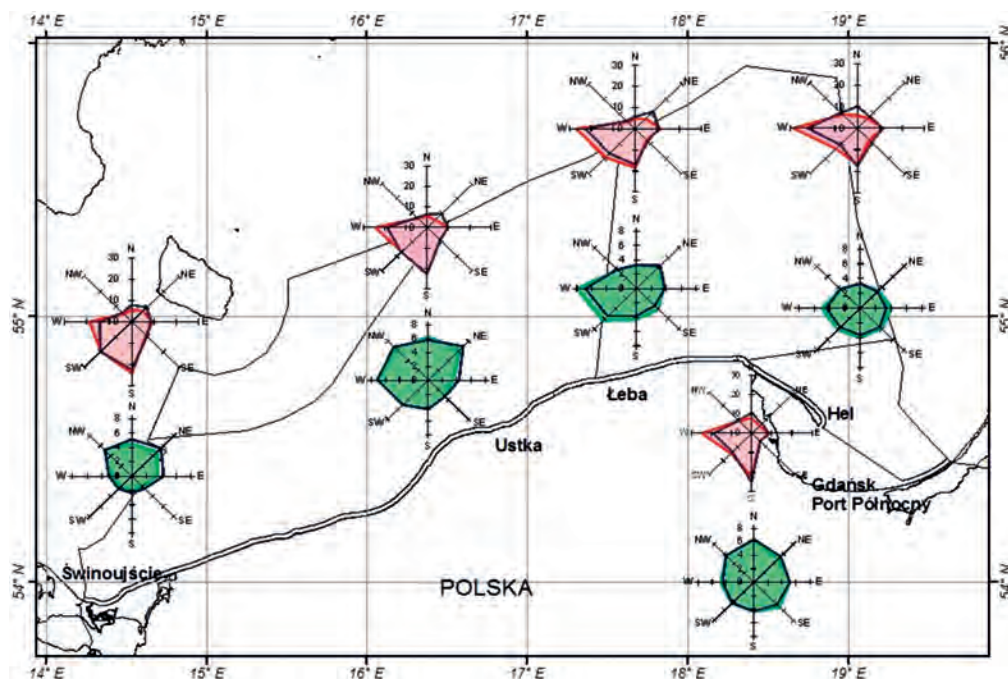


Jednym z elementów wspomagających ocenę stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych jest ekspozycja na falowanie. Bezwzględną miarą tego parametru jest rozciągłość działania wiatru, czyli długość drogi oddziaływania wiatru nad morzem, a co za tym idzie możliwość generowania falowania. Najkorzystniejsze 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 2015 r. w stosunku do wielolecia 2005-2014 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 2005-2015, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

W 2015 r. wystąpił wzrost częstości wiatru zachodniego i południowo-zachodniego w stosunku do wielolecia 2005-2014 (rys. I.2.1). Jednocześnie zmalała częstość wiatrów północno-wschodnich.

W 2015 r. w strefie Wybrzeża Środkowego od Świnoujścia do Łeby dominowały wiatry z sektora południowego i zachodniego, z przewagą wiatru południowego na zachodzie, a zachodniego na wschodzie – w Łebie (rys. I.2.1). Przewaga wiatrów zachodnich najsilniej zaznaczyła się w Helu, a w Gdańsku najczęstszymi były wiatry południowe. W wieloleciu (2005-2014) kierunek wiatru również wykazywał podobne zróżnicowanie regionalne (rys. I.2.1.).



Rys. I.2.1. Róże wiatrów na wybranych stacjach polskiego wybrzeża; róże górne: częstość występowania kierunków (kolor czerwony – 2015 rok, kolor fioletowy – wielolecie 2005-2014), róże dolne – prędkość średnia w sektorach (kolor zielony – rok 2015, kolor granatowy – wielolecie 2005-2014)

Prędkość wiatru, podobnie jak kierunek, wykazywała zróżnicowanie regionalne, zarówno w 2015 r., jak i w wieloleciu 2005-2014 (rys. I.2.1.). W okresie 2005-2014 w Świnoujściu, najsilniejsze wiatry wiały z sektora od północno-zachodniego (NW) przez północny (N) do północno-wschodniego (NE). Trzeba zwrócić uwagę, że jednocześnie były to wiatry z kierunków o najmniejszej częstotliwości występowania.

W części wybrzeża na wschód od Świnoujścia, na stacji w Ustce, zakres największych częstotliwości prędkości wiatru zmieniał się w kierunku cyklonalnym wraz ze wzrostem prędkości wiatru zachodniego. Tendencja ta znalazła odzwierciedlenie także na kolejnej stacji – w Łebie, gdzie dominowały duże prędkości najczęstszych wiatrów zachodnich i południowo-zachodnich.

W rejonie Zatoki Gdańskiej nie obserwowano takich zależności, gdyż na stacji Hel średnie prędkości wiatru wykazywały tylko bardzo małą przewagę kierunków zachodnich podobnie jak w Łebie, podczas gdy w Gdańsku w Porcie Północnym zaznaczała się niewielka przewaga wiatrów z północy o znacznych prędkościach (rys. I.2.1).

Średnia prędkość wiatru w 2015 r. była niższa niż w wieloleciu tylko w Świnoujściu (tab. I.2.1.). Na pozostałych stacjach, była równa lub większa w stosunku do średniej z wielolecia. Największe różnice wystąpiły w Łebie – o $0,8 \text{ m s}^{-1}$ i w Helu – o $0,5 \text{ m s}^{-1}$.

Tabela I.2.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2015 r. i w wieloleciu 2005-2014 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Okres \ Stacja	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2015	2,8	5,3	5,5	4,2	4,9
2005-2014	3,3	5,3	4,7	3,7	4,8

Wzrostowi średniej prędkości wiatru w 2015 r. w stosunku do wielolecia odpowiadał spadek występowania ciszy. W Ustce było to 0,2% w porównaniu do 0,7% w wieloleciu, w Łebie 0,3% wobec 2,3%, podczas gdy w Świnoujściu 1,3% w porównaniu z 2,0% (tab. I.2.2).

Tabela I.2.2. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2015 r. i w wieloleciu 2005-2014 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Okres \ Stacja	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2015	1,3	0,2	0,3	0,3	0,8
2005-2014	2,0	0,7	2,3	0,7	0,7

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 powodzią sztormowymi. Miara zagrożeń tej strefy jest częstość występowania poziomów osiagających lub przekraczających poziom ostrzegawczy i alarmowy.

Charakterystykę zmian poziomu morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2005-2015, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

W 2015 r. na stacjach wschodniej części polskiego wybrzeża, z Zatoką Gdańską włącznie, zwiększyła się częstość występowania ostrzegawczych poziomów morza w stosunku do wielolecia (tab. I.2.3.). Największy wzrost miał miejsce w obrębie zatoki na stacjach we Władysławowie i Gdańsku w Porcie Północnym.

Z kolei zachodnia część wybrzeża charakteryzowała się mniejszą częstością występowania zarówno poziomów ostrzegawczych, jak i alarmowych w ciągu roku. Pomimo tego, znacznie częstsze było pojawianie się stanów alarmowych w Świnoujściu w lutym 2015 r., podobnie jak we Władysławowie (tab. I.2.4).

Porównując częstość występowania poziomów alarmowych z wieloleciem 2005-2014, należy uznać rok 2015 za względnie spokojny, gdyż wystąpiły one jedynie we Władysławowie i Świnoujściu. Na pozostałych sta-

acjach były mniejsze lub nie występowały w ogóle. Rejon Władysławowa był jednocześnie najbardziej zagrożony pod względem poziomów alarmowych w okresie stycznia i lutego, a także grudnia 2015 r. Zanotowano tam znacznie większe częstotliwości występowania poziomów alarmowych niż w wieloleciu.

W Kołobrzegu, Ustce oraz w Gdańsku w Porcie Północnym poziomy alarmowe nie wystąpiły w 2015 r. w ogóle.

Tabela I.2.3. Częstość występowania (%) poziomów morza [cm] przekraczających poziom ostrzegawczy [cm] na stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża

Stacja/JCWP	Poziom ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Świnoujście/ PLTWVWB7	560	2005-2014	6,08	0,95	1,29	0,22	0,05	0,06			0,61	1,72	2,39	2,31	1,31
		2015	2,69	2,38	0,54						0,56		2,22	4,84	1,10
Kołobrzeg/ PLCWIIWB8	570	2005-2014*	5,46	0,77	0,52						0,28	0,24	1,11	1,31	0,79
		2015	3,76	2,38										2,69	0,73
Ustka/ PLCWIIWB6W, PLCWIIWB6E	570	2005-2014	4,84	0,59	0,43							0,75	0,83	1,08	0,72
		2015	4,30	2,38									0,56	3,23	0,87
Władysławowo/ PLCWIIWB3	550	2005-2014	14,89	2,54	2,58	0,06					1,44	4,25	5,61	6,13	3,14
		2015	19,89	3,57									8,33	27,42	4,98
Gdańsk - Port Północny/ PLTWIVWB4	550	2005-2014**	20,27	4,61	3,60	0,28			0,11	0,32	3,44	6,34	8,00	9,46	4,72
		2015	20,43	3,57									10,00	27,96	5,21

* brak danych z okresów: październik-grudzień 2009 r., część stycznia, marca i sierpnia 2010 r.;

** brak danych z marca i grudnia 2006, stycznia 2009

Tabela I.2.4. Częstość występowania (%) poziomów morza [cm] przekraczających poziom alarmowy [cm] na stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża

Stacja/JCWP	Poziom alarmowy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Świnoujście/ PLTWVWB7	580	2005-2014	1,83	0,24	0,27						0,33	0,59	0,50	0,65	0,37
		2015		1,79											0,14
Kołobrzeg/ PLCWIIWB8	610	2005-2014*	0,34										0,19	0,18	0,06
		2015													
Ustka/ PLCWIIWB6W, PLCWIIWB6E	600	2005-2014	0,54									0,05	0,17	0,11	0,07
		2015													
Władysławowo/ PLCWIIWB3	570	2005-2014	4,84	0,47	0,11							0,70	0,72	0,97	0,66
		2015	3,76	1,79										2,69	0,68
Gdańsk - Port Północny/ PLTWIVWB4	570	2005-2014**	6,51	1,18	0,11							1,08	1,17	1,34	0,95
		2015													

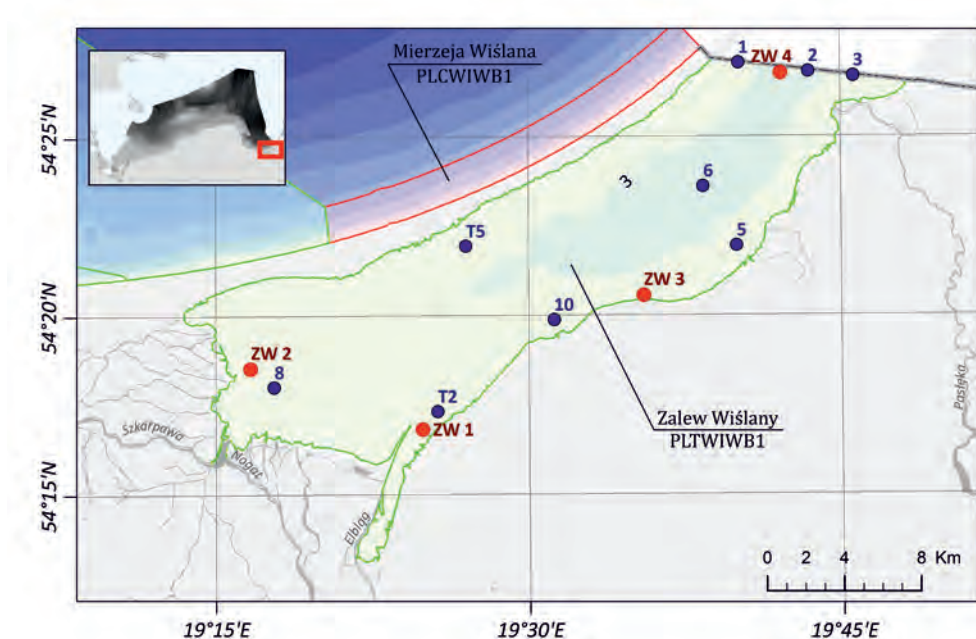
* brak danych z okresów: październik-grudzień 2009 r., część stycznia, marca i sierpnia 2010 r.;

** brak danych z marca i grudnia 2006, stycznia 2009

I.3. Województwo warmińsko-mazurskie



W 2015 r. badania polskiej części wód Zalewu Wiślanego, objęte Państwowym Monitorowaniem Środowiska, wykonano na 9 stanowiskach pomiarowych w zakresie monitoringu badawczego i operacyjnego (rys. I.3.1).



Rys. I.3.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w obszarze Zalewu Wiślanego w 2015 r.

Ocenę jakości wód przygotowano w oparciu o wytyczne Głównego Inspektora Ochrony Środowiska oraz Rozporządzenie Ministra Środowiska (Anon. 2014). Sporządzono:

- ocenę stanu ekologicznego w oparciu o wyniki badań z 2015 r. i ocenę dziedziczną z lat 2014 i 2013; ocenę stanu chemicznego w oparciu o wyniki z 2014 r., stosując zasadę dziedziczenia ocen;
- ocenę stanu JCWP Zalew Wiślany oraz ocenę obszarów chronionych posługując się zarówno wynikami badań z 2015 r., jak i zasadą dziedziczenia ocen.

Ocena stanu ekologicznego

Elementy biologiczne

Ocena elementów biologicznych została wykonana w oparciu o wyniki badań fitoplanktonu i chlorofilu-a przeprowadzonych w 2015 r. Wykorzystano również wyniki badań ichtiofauny wykonane w 2015 r. przez MIR - PIB w Gdyni oraz wyniki badań makroglonów i okrytożalążkowych z 2014 r., a także makrobezkręgowców bentosowych z 2013 r.

Fitoplankton. Próbkę do badań pobrano z 9 stanowisk pomiarowych (rys. I.3.1) w styczniu, kwietniu, maju, czerwcu, sierpniu i we wrześniu. Średnią liczebność i bioobjętość obliczono dla całego sezonu pomiarowego. Skład gatunkowy fitoplanktonu w 2015 r. był znacznie uboższy niż w latach poprzednich. Oznaczono 7 grup taksonomicznych (Chlorophyta, Cyanophyta, Chryzophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Euglenophyta, Ciliophora), reprezentowanych przez 65 taksonów (w 2013 r. oznaczono 111 taksonów, a w 2014 r. – 93). Największą różnorodnością gatunkową charakteryzowały się Chlorophyta i Cyanophyta (po 20 gatunków). W 2014 r. Chlorophyta reprezentowały 32 gatunki, natomiast Cyanophyta – 24. Trzecią co do różnorodności grupę w 2015 r. stanowiły Bacillariophyceae (14 gatunków). W 2015 r. liczba gatunków oznaczonych na poszczególnych stanowiskach wahała się od 40 do 44. Średnia całkowita liczebność fitoplanktonu w 2015 r. wyniosła 33 560 393 jednostek (N) w litrze. Maksimum liczebności fitoplankton osiągnął w maju (44 294 233 N l⁻¹). Od stycznia do maja dominowały zielenice (Chlorophyta), ze średnią liczebnością w roku 13 080 186 N l⁻¹ i gatunkiem dominującym *Planktonema lauterbornii*. W okresie od czerwca do września dominowały sinice (Cyanophyta), z gatunkiem dominującym *Aphanothece sp.*, a ich średnia liczebność w roku wyniosła 19 978 228 N l⁻¹. Różnice w średniej całkowitej liczebności pomiędzy stanowiskami pomiarowymi były niewielkie i wahały się od 31 204 818 (st. 10) do 36 033 315 N l⁻¹ (st. T2). Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w 2015 r. wyniosła 6 582,04 mm³ m⁻³. Zdecydowane maksimum bioobjętości wystąpiło w czerwcu (13 281,45 mm³ m⁻³). Spośród grup taksonomicznych największą średnią bioobjętość posiadały Cyanophyta (4 514,82 mm³ m⁻³) z gatunkiem dominującym *Anabaena flos-aquae*. W składzie fitoplanktonu sinice (Cyanophyta) zdecydowanie dominowały od czerwca do września, podczas gdy od stycznia do maja, podobnie, jak w przypadku liczebności, grupą dominującą były zielenice (Chlorophyta). W układzie przestrzennym różnice w średniej całkowitej bioobjętości pomiędzy stanowiskami wahały się od 4 346,19 mm³ m⁻³ (st. 1) do 8 552,49 mm³ m⁻³ (st. 10).

W 2015 r. nie zaobserwowano wiosennego zakwitu okrzemek. W badaniach kwietniowych bioobjętość okrzemek (162,4 mm³ m⁻³) stanowiła około 3% całkowitej bioobjętości fitoplanktonu.

Koncentracja chlorofilu-a w 2015 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 73,14 µg l⁻¹ i **zakwalifikowała wskaźnik do V klasy (stan zły)**.

Rozwój fitoplanktonu jest jednym z czynników kształtujących przezroczystość i odczyn wód akwenu. Wody zalewu charakteryzują się niską przezroczystością i wysokim, zasadowym pH. W 2015 r. przezroczystość wód, mierzona w trakcie poboru próbek, mieściła się w zakresie od 0,2 do 0,8 m. Średnia wartość z sezonu pomiarowego wyniosła zaledwie 0,45 m. Nie powtórzyła się sytuacja z 2014 r., w którym zmierzono wyjątkowo wysokie wartości przezroczystości wód. Odczyn wód zalewu wahał się w przedziale od 7,63 do 9,04, przy średniej z roku 8,41.

Ichtiofauna. Badania ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2015 r. przeprowadzono na 4 stanowiskach pomiarowych (rys. I.3.1). Do charakterystyki zbiorowisk ryb zastosowano indeks stanu ichtiofauny (SI), na który składa się szereg wskaźników cząstkowych (rozdz. I.1). W tabeli I.3.1 przedstawiono zakresy klas wskaźników cząstkowych służących do oceny stanu ekologicznego wód Zalewu Wiślanego, a w tabeli I.3.2 wyniki ich klasyfikacji w 2015 r.

Tabela I.3.1. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Wiślanego ze względu na ichtiofaunę

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

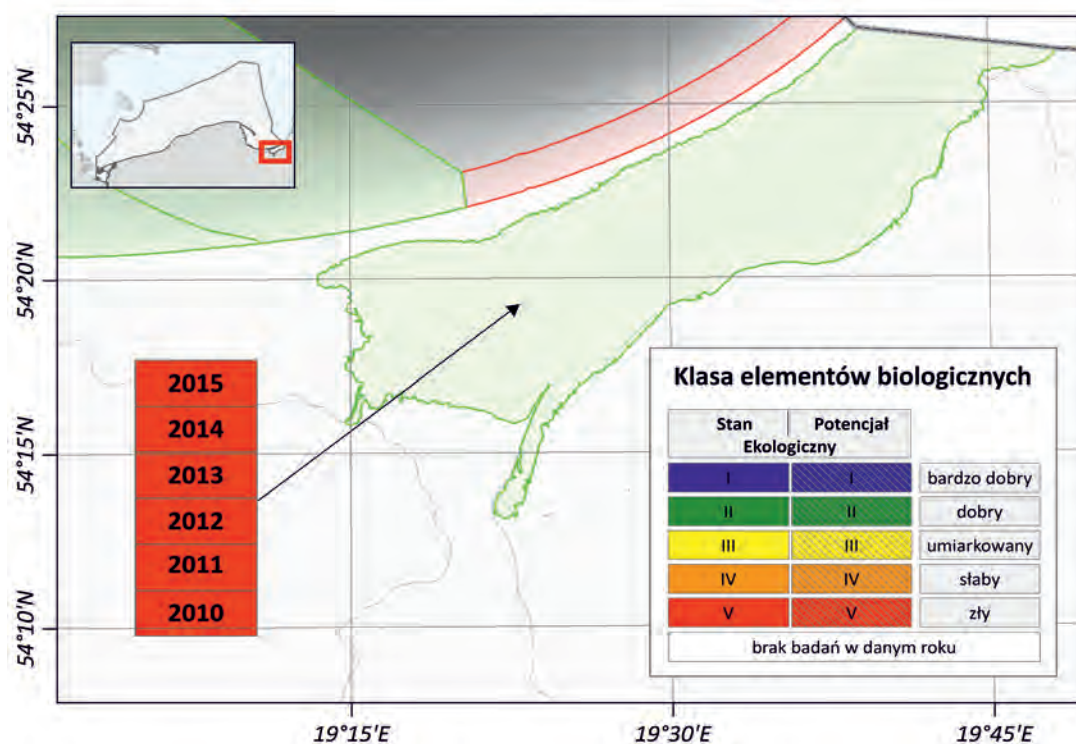
Tabela I.3.2. Wartości i klasy wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2015 r.

Wskaźnik	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2015 r.	Klasa
CPUE duże ryby	0,75	1
CPUE okoń	3,06	1
CPUE drapieżniki	3,37	1
Liczba gatunków	4	4
% okoń > 2	91,6	5

Wartość indeksu SI, wyznaczonego dla Zalewu Wiślanego na podstawie danych z 2015 r., wyniosła 2,08 (EQR = 0,42) i odpowiada **4 klasie – stan słaby**.

Klasyfikując elementy biologiczne wykorzystano wskaźniki badane w 2015 r. (chlorofil-a, ichtiofauna), a także zgodnie z zasadą dziedziczenia ocen, badane w latach poprzednich makrobezkręgowce bentosowe (2013 r., klasa V - stan zły) oraz makroglony i okrytożalążkowe (2014 r., klasa II - stan dobry). **Elementom biologicznym przypisano w 2015 r. klasę V – stan zły** (rys. I.3.2, tab. I.3.3) ze względu na chlorofil-a i makrobezkręgowce bentosowe.

Klasyfikację elementów biologicznych w wieloleciu 2010-2015 przedstawiono na rysunku poniżej (rys. I.3.2).



Rys. I.3.2. Klasyfikacja stanu elementów biologicznych w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2010-2015; kod kolorystyczny RDW

Elementy hydromorfologiczne

Zalewowi Wiślanemu przypisano w 2015 r. I klasę w zakresie elementów hydromorfologicznych, zgodnie z przyjętą zasadą nadania I klasy wodom niewyznaczonym w oparciu o przegląd warunków hydromorfologicznych jako sztuczne lub silnie zmienione.

W 2015 r. badania wskaźników fizykochemicznych prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych (rys. I.3.1), od stycznia do września, razem z badaniami fitoplanktonu.

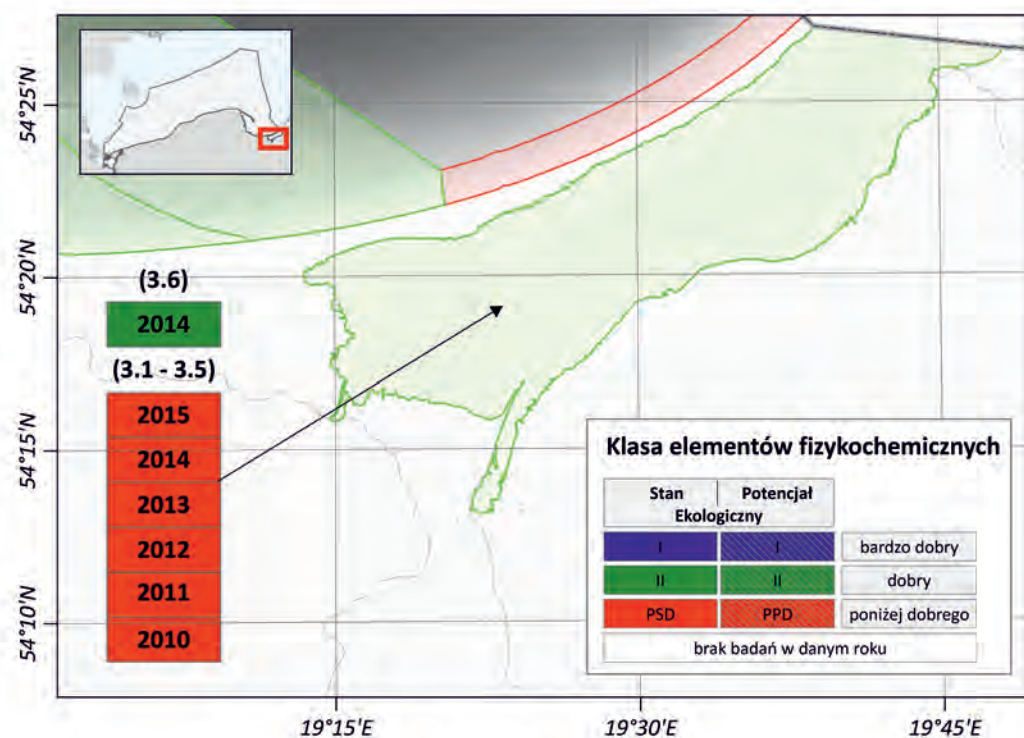
Zasolenie wód Zalewu Wiślanego jest wynikiem oddziaływania szeregu czynników. Do najważniejszych należą wielkość zasilania rzecznej i częstość wlewów wód morskich. Najniższe wartości zasolenia występują wczesną wiosną, w związku z intensywnym dopływem słodkich wód rzecznych, najwyższe – w okresie jesiennych sztormów i związanych z nimi cofkami zasolonych wód z Zatoki Gdańskiej. W 2015 r. wartości zasolenia znacznie odbiegały od średniej wieloletniej. Mieściły się w zakresie od 2,1 do 5,6 (PSS'78²). W 2014 r. zakres zasolenia wód Zalewu Wiślanego obejmował wartości od 1,06 do 4,93 (PSS'78). Według doniesień IMGW - PIB, pod koniec grudnia 2014 r. miał miejsce wlew słonej wody z Morza Północnego do Bałtyku o znacznej objętości (rozdz. II.2 i II.4.1). Zasolone i dobrze natlenione wody przemieszczające się z Kattegatu na wschód, spowodowały znaczny wzrost zasolenia, również górnej warstwy morza, co mogło być także przyczyną wzrostu zasolenia wód Zalewu Wiślanego.

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 przydennej. Od 2009 r. do oceny stopnia natlenienia wód przejściowych, stosowane są dwa wskaźniki: stężenie tlenu rozpuszczonego nad dnem (wartość minimalna) oraz nasycenie tlenem warstwy wód 0-5 m (wartość maksymalna). W 2015 r. minimalne stężenie tlenu nad dnem wyniosło 5,4 mgO₂ l⁻¹, a maksymalne nasycenie tlenem warstwy 0-5 m było rzędu 113%. Wartości średnie obu wskaźników (wynoszące odpowiednio 8,8 mgO₂ l⁻¹ i 87%) były niższe od średniej z wielolecia (9,84 mgO₂ l⁻¹ i 100,7%).

Zawartość substancji biogenicznych w Zalewie Wiślanym wykazuje zmienność sezonową. Maksymalne stężenia notowane są zwykle zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem wegetacji, która rozpoczyna się zaraz po zejściu lodu, utrzymującego się na zalewie na ogół przez cały okres zimowy. W 2015 r., w związku z łagodną zimą i krótkotrwałym zlodzeniem, proces wyczerpywania zasobów zimowych substancji odżywczych przebiegał odmiennie. Nie uchwycono gwałtownej, wiosennej wegetacji i spadku stężeń substancji biogenicznych w kwietniu. Stężenia azotu ogólnego utrzymywały się przez cały sezon badawczy na wysokim poziomie i mieściły w zakresie od 1,05 do 2,66 mg N_{og} l⁻¹. Najwyższe stężenia azotu azotanowego wystąpiły podczas badań zimowych i kształtowały się na poziomie od 0,246 do 0,741 mg N_{NO3} l⁻¹. Najwyższe stężenia fosforu ogólnego stwierdzono w sierpniu (zakres wartości od 0,135 do 0,244 mg P_{og} l⁻¹), fosforu fosforanowego natomiast w styczniu, czerwcu i sierpniu (zakresy wynosiły odpowiednio: 0,0082 - 0,01044 mg P_{P04} l⁻¹, 0,0018 - 0,0222 mg P_{P04} l⁻¹ i 0,0065 - 0,0199 mg P_{P04} l⁻¹).

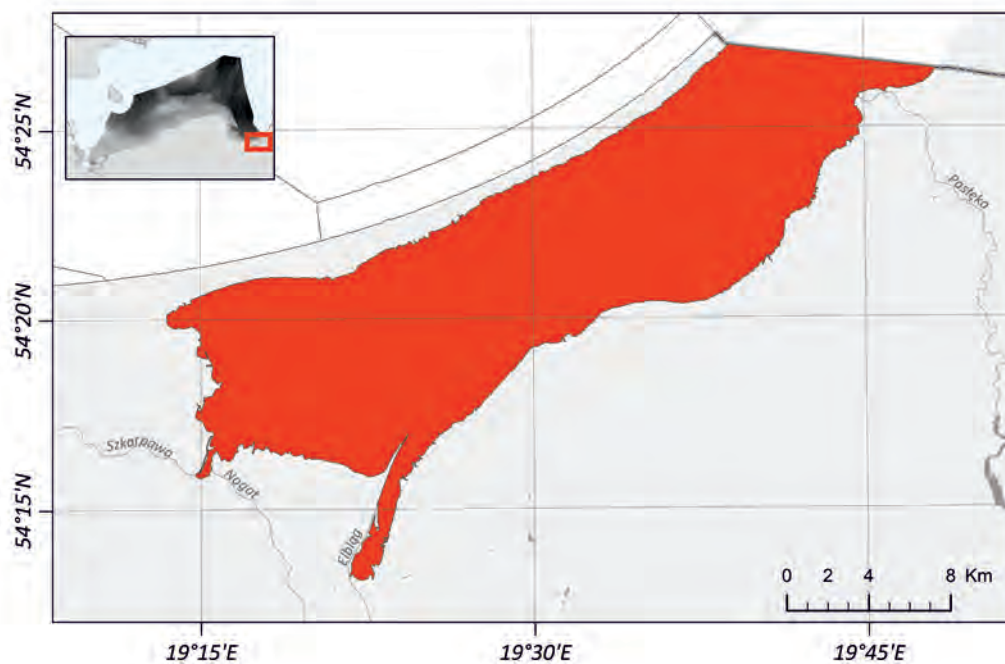
Elementy fizykochemiczne w oparciu o wyniki badań wykonanych w 2015 r. sklasyfikowano **poniżej stanu dobrego (PSD)** ze względu na niską przezroczystość i wysoki, zasadowy odczyn wód oraz wysokie stężenia ogólnego węgla organicznego i azotu ogólnego (rys. I.3.3).

² Zgodnie z wytycznymi UNESCO (1981) zasolenie jest jednostką bezwymiarową określaną na podstawie przewodnictwa wody morskiej wg Praktycznej Skali Zasolenia PSS-78. UNESCO, 1981: The Practical Salinity Scale 1978 and the International Equation of State of Seawater 1980. UNESCO technical papers in marine science 36, 25 s.



Rys. I.3.3. Klasyfikacja stanu elementów fizykochemicznych w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2010-2015; 3.1-3.5 – elementy fizykochemiczne wg Rozporządzenia Ministra Środowiska (Anon. 2014), 3.6 – dziedziczna [rok] ocena dla specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych; kod kolorystyczny RDW

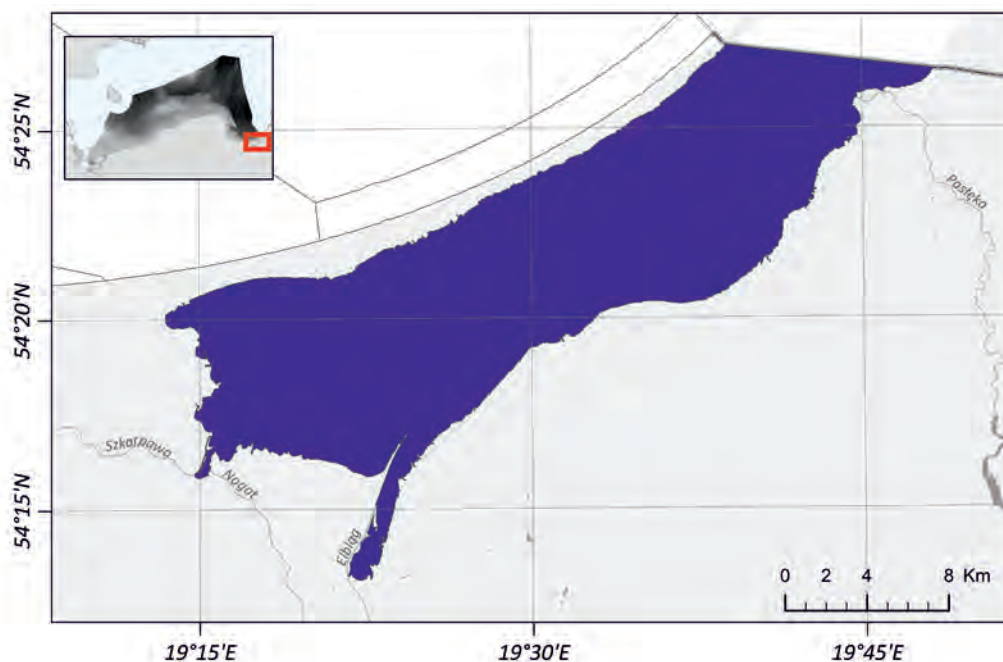
Stan ekologiczny jednolitej części wód przejściowych Zalew Wiślany w 2015 r. oceniono jako **zły**, z uwagi na ocenę wskaźników biologicznych (V klasa) i fizykochemicznych (PSD) (rys. I.3.4).



Rys. I.3.4. Ocena stanu ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2015 r.

Ocena stanu chemicznego

Stan chemiczny wód Zalewu Wiślanego oceniono w oparciu o wykonane, w ramach monitoringu diagnostycznego w 2014 r., badania wskaźników charakteryzujących występowanie w wodzie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (zgodnie z wykazem zamieszczonym w Załączniku nr 1 do *Rozporządzenia Ministra Środowiska z 16 grudnia 2013 roku zmieniającego rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz. U z 2013 roku, poz. 1558) . Próbkę wody do badań pobrano 12 razy z 3 stanowisk pomiarowych (nr 2, 6, 8; rys. I.3.1). Żaden z badanych wskaźników nie przekroczył środowiskowych norm jakości stężeń średniorocznych i maksymalnych. Wobec czego Zalewowi Wiślanemu przypisano **dobry stan chemiczny** (rys. I.3.5).



Rys. I.3.5. Ocena stanu chemicznego Zalewu Wiślanego w 2015 r.

Ocena obszarów chronionych

W 2015 r. wykonano ocenę spełniania wymagań przez JCWP Zalew Wiślaną w zakresie obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych oraz obszarów ochrony siedlisk i gatunków, dla których stan wód jest ważnym czynnikiem w ochronie. Stwierdzono **niepełnianie wymagań** w tym zakresie ze względu na **zły stan ekologiczny**.

Podsumowanie

Ocena stanu wód jest wynikiem ocen stanu ekologicznego i stanu chemicznego. Uwzględnia również ocenę spełniania wymogów przez obszary chronione. W 2015 r. stwierdzono zły stan wód Zalewu Wiślanego (tab. I.3.3).

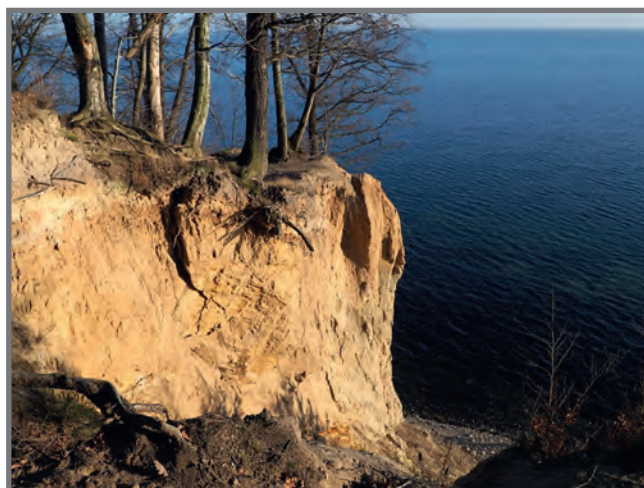
Jakość wód Zalewu Wiślanego nie uległa zdecydowanym zmianom na przestrzeni ostatnich lat. Głównym problemem akwenu jest eutrofizacja powodowana zasilaniem wód w substancje biogeniczne doprowadzane rzekami, pochodzące ze źródeł punktowych i obszarowych (rolnictwa, zabudowy rozproszonej, depozycji zanieczyszczeń z powietrza), a także uwalniane z osadów. Wynikiem eutrofizacji są między innymi występujące w okresie letnim zakwity fitoplanktonu, deficyty tlenowe nad dnem, ograniczenia przezroczystości wody, zmiany pH, co z kolei przyczynia się do pogorszenia warunków bytowych organizmów wodnych (w tym też ryb) oraz obniżenia funkcji rekreacyjnej akwenu.

Tabela I.3.3. Ocena stanu ekologicznego wód Zalewu Wiślanego w 2015 r.

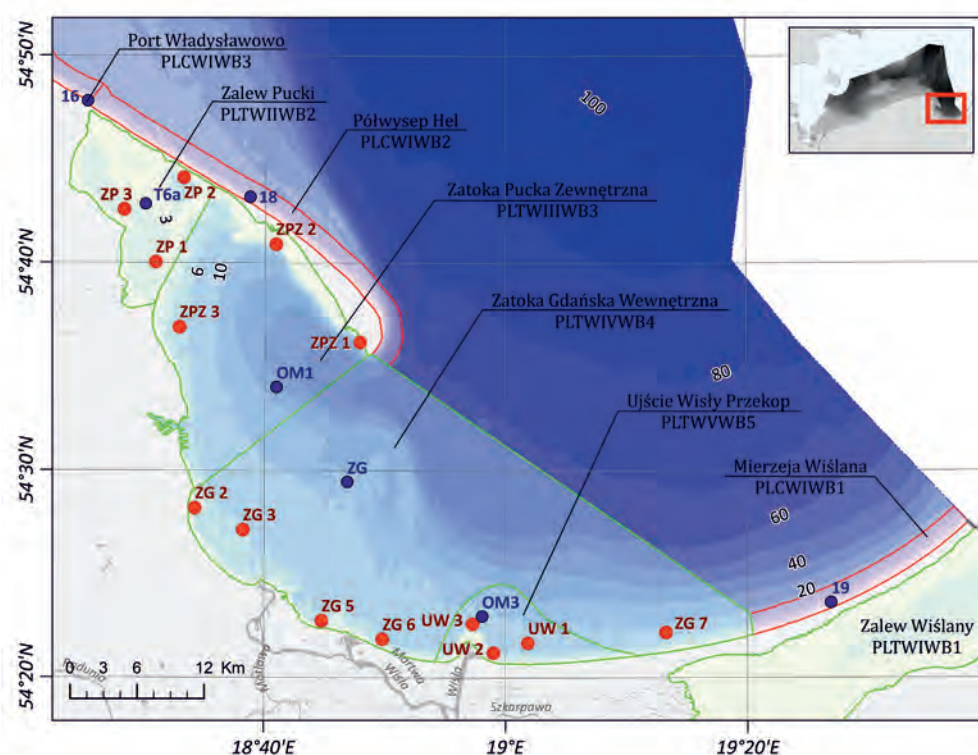
Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN EKOLOGICZNY	STAN CHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP	
Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	ZŁY	DOBRY	N	ZŁY
Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
Makroglony i okrytozależkowe (2014 r.)									
Wskaźnik SM ₁	II kl. - stan dobry								
Makrobezkręgowce bentosowe (2013 r.)									
Wskaźnik B	V kl. - stan zły								
Ichtyofauna									
Wskaźnik SI	III kl. - stan umiarkowany								

PSD - poniżej stanu dobrego

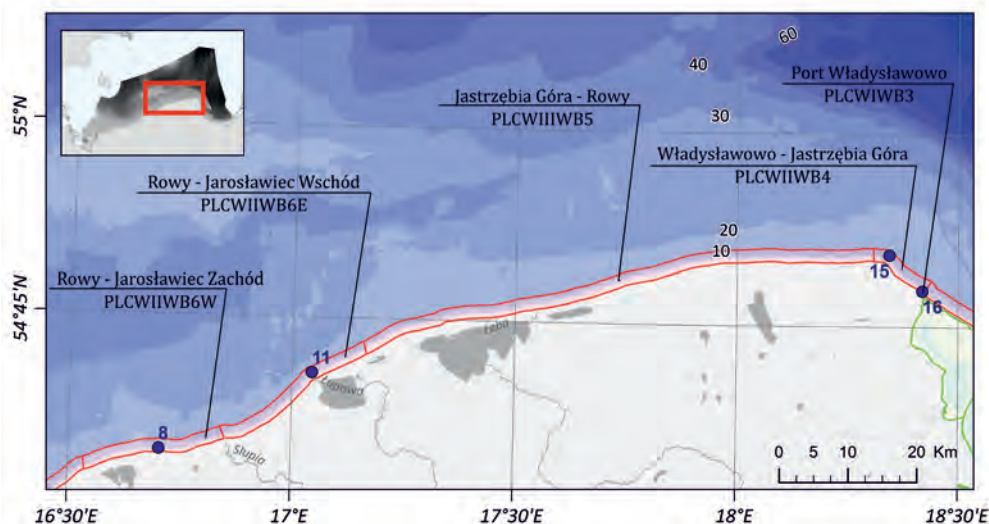
I.4. Województwo pomorskie



Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku realizując założenia programowe Państwowego Monitoringu Środowiska w latach 2013-2015, przeprowadził w roku 2015 badania wód przejściowych w obrębie czterech jednolitych części wód (JCWP): Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły (rys. I.4.1) oraz siedmiu przybrzeżnych jednolitych części wód: Rowy-Jarosławiec Zachód, Rowy-Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra-Rowy, Władysławowo-Jastrzębia Góra, Port Władysławowo (rys. I.4.2), Półwysep Hel i Mierzeja Wiślana (rys. I.4.1).



Rys. I.4.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego objętych badaniami w 2015 r.; kolor niebieski – monitoring fitoplanktonu i elementów fizykochemicznych, kolor czerwony – monitoring ichtiofauny



Rys. I.4.2. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w jednolitych częściach wód przybrzeżnych województwa pomorskiego, objętych badaniami w 2015 r.

Badania przeprowadzone w 2015 roku w wodach przejściowych i przybrzeżnych, wykonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15 listopada 2011 roku, *w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2011 r., Nr 258, poz. 1550, zmienione rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 listopada 2013 r. *zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych*, Dz. U. z 2013r. poz. 1558). Głównym celem prowadzenia badań w wodach morskich było dostarczenie informacji o stanie ekologicznym (lub potencjale ekologicznym) i stanie chemicznym tych wód, niezbędnych do ich ochrony przed eutrofizacją i zanieczyszczeniami antropogenicznymi.

Biorąc pod uwagę wyniki badań przeprowadzonych w 2015 r., a także ocenę dziedziczną z poprzednich lat, dokonano oceny stanu chemicznego i ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego. Podstawę oceny jednolitej części wód stanowią wyniki z wszystkich stanowisk pomiarowych, przy czym jedno ze stanowisk w JCWP zawsze pełni rolę reprezentatywną.

Badania prowadzone były w 11 punktach pomiarowo-kontrolnych (ppk), których liczba odpowiadała wyznaczonemu JCWP. Prowadzono na nich monitoring operacyjny i badawczy. W skład badanych części wód (11 ppk) wchodziło 21 stanowisk pomiarowych.

Ocenę jakości wód powierzchniowych przejściowych i przybrzeżnych za rok 2015 przeprowadzono zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. (Anon. 2014). W ocenie uwzględniono również wytyczne GIOŚ.

Ocena stanu ekologicznego

Elementy biologiczne

Spośród wskaźników biologicznych w ocenie uwzględniono wyniki badań chlorofilu-a, biomasy fitoplanktonu, makroglonów i okrytożalążkowych, ichtiofauny oraz makrobezkręgowców bentosowych. Wskaźnikiem decydującym o klasie oceny biologicznej w roku 2015 był w 64% chlorofil-a. Ze względu na jego wartość stan 7 JCWP przybrzeżnych oceniono jako zły (rys. I.4.3, tab. I.4.9). Dla morskich wód przejściowych stan umiarkowany ze względu na stężenie chlorofilu-a potwierdzały wyniki całkowitej biomasy fitoplanktonu utrzymujące się na poziomie III-IV klasy (3 JCWP). W przypadku Zatoki Puckiej Zewnętrznej stężenie chlorofilu-a zostało ocenione na poziomie „dobry”, pomimo słabej oceny z uwagi na całkowitą biomasę fitoplanktonu. Przyczyną zaobserwowanych różnic było występowanie w próbkach zwiększonej liczebności bruzdnic i okrzemek – organizmów charakteryzujących się dużą objętością, które zawierają przy tym niski poziom chlorofilu-a.

W wodach przejściowych jednej z części wód – Zatoki Puckiej Zewnętrznej, aż 3 wskaźniki potwierdziły słaby stan elementów biologicznych: całkowita biomasa fitoplanktonu, makrobezkręgowce i ichtiofauna. W pozostałych trzech częściach wód przejściowych dwa elementy biologiczne nie spełniły wymagań dobrego stanu ekologicznego; w Zalewie Puckim – makroglony i ichtiofauna, w Zatoce Gdańskiej Wewnętrznej – makrobezkręgowce i ichtiofauna, a w Ujściu Wisły – całkowita biomasa fitoplanktonu i ichtiofauna. W przypadku części wód przybrzeżnych o złym stanie decydowała jedynie zawartość chlorofilu-a.

Ichtiofauna. Monitoring ichtiofauny w 2015 r. przeprowadzono w Zatoce Gdańskiej Wewnętrznej, Ujściu Wisły Przekop, Zatoce Puckiej Zewnętrznej i w Zalewie Puckim (rys. I.4.1) (Psuty i in. 2012). Ocenę stanu ekologicznego wykonano w oparciu o metodę przedstawioną w „Przewodniku metodycznym do badań terenowych i analiz laboratoryjnych ichtiofauny w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach monitoringu diagnostycznego ichtiofauny” wydanym w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska (Psuty i in. 2014), biorąc pod uwagę wskaźniki odnoszące się do danych połowowych z okresu letniego w roku 2014 i 2015 (zgodnie z zaleceniami HELCOM połowy badawcze odbywały się tylko w okresie letnim). W tab. I.4.1, I.4.3, I.4.5 i I.4.7 przedstawiono klasyfikacje zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ichtiofauny, a w tab. I.4.2, I.4.4, I.4.6 i I.4.8 wartości i klasy wskaźników uzyskane odpowiednio, w każdej z części wód przejściowych woj. pomorskiego w 2015 r.

Tabela I.4.1. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej

Wskaźnik/Klasa	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoi	≥ 150	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE stornia	≥150	75-149,9	37-74,9	18,5-36,9	0-18,4
CPUE drapieźniki	≥ 200	100-199,9	50-99,9	25-49,9	0-24,9
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
% stornia > 3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela I.4.2. Wartości i klasy wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej w 2015 r.

Wskaźnik	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2015 r.	Klasa
CPUE duże ryby	0,10	1
CPUE okoi	0,40	1
CPUE stornia	51,45	3
CPUE drapieźniki	0,70	1
Liczba gatunków	3	3
% stornia > 3	6,87	2

Tabela I.4.3. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Ujścia Wisły

Wskaźnik/Klasa	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥ 50	25-49,9	12,5-24,9	6,2-12,4	0-6,1
CPUE okoi	≥ 20	10-19,9	5-9,9	1-4,9	0-0,9
CPUE stornia	≥300	150-299,9	75-149,9	37-74,9	0-36,9
CPUE drapieźniki	≥75	37,5-74,9	18,7-37,4	9,3-18,6	0-9,2
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
% stornia >3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela I.4.4. Wartości i klasy wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Ujścia Wisły w 2015 r.

Wskaźnik	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2015 r.	Klasa
CPUE duże ryby	0	1
CPUE okoi	0	1
CPUE stornia	44,80	2
CPUE drapieźniki	4,40	1
Liczba gatunków	4	4
% stornia > 3	2,90	1

Tabela I.4.5. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej

Wskaźnik/Klasa	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoi	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE stornia	≥150	75-149,9	37-74,9	18,5-36,9	0-18,4
CPUE drapieźniki	≥ 150	75-149,9	37,5-74,9	18,7-37,4	0-18,6
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
% okoi > 3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela I.4.6. Wartości i klasy wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej w 2015 r.

Wskaźnik	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2015 r.	Klasa
CPUE duże ryby	0,28	1
CPUE okoi	1,72	1
CPUE stornia	129,83	4
CPUE drapieżniki	4,05	1
Liczba gatunków	2	2
% okoi > 3	62,90	5

Tabela I.4.7. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Puckiego

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

Tabela I.4.8. Wartości i klasy wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Puckiego w 2015 r.

Wskaźnik	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2015 r.	Klasa
CPUE duże ryby	0,04	1
CPUE okoi	0,87	1
CPUE drapieżniki	1,12	1
Liczba gatunków	4	4
% okoi > 3	95,20	5

W obrębie **Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej** wyznaczona w 2015 r. wartość indeksu stanu ichtiofauny (**SI**) wyniosła **1,79**, a odpowiadający jej współczynnik jakości ekologicznej (EQR) – 0,36. Zatem stan ekologiczny wód w zakresie ichtiofauny został sklasyfikowany jako **słaby**.

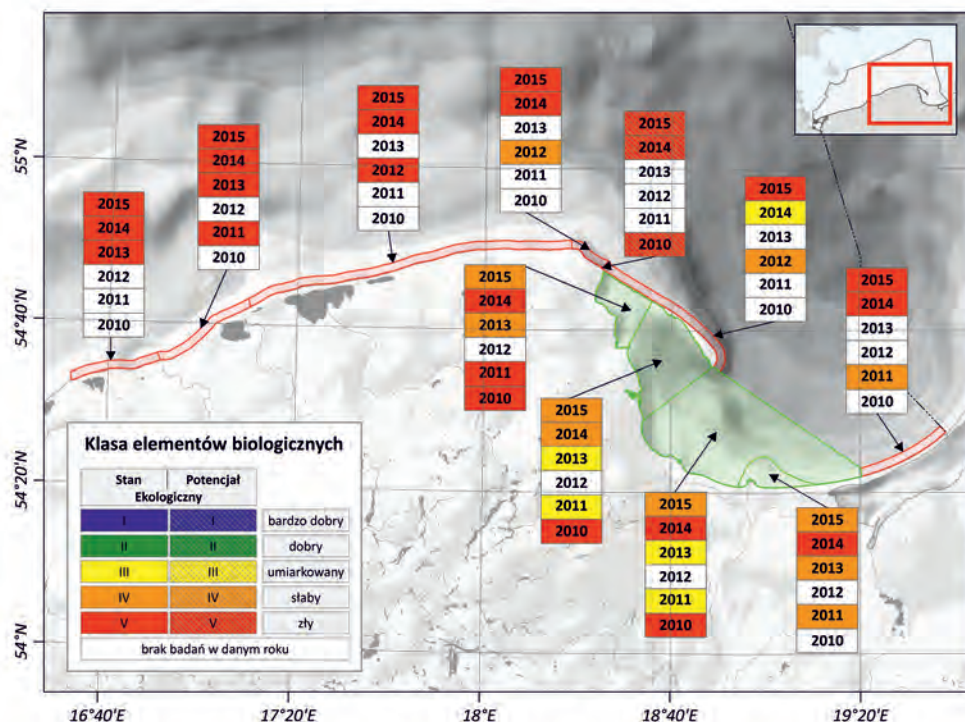
Analogiczne wartości dla **Zatoki Puckiej Zewnętrznej** wyniosły **SI=1,93** (EQR=0,39), a stan jej ekologiczny został sklasyfikowany również jako **słaby**.

Również w przypadku **Ujścia Wisły**, stan ekologiczny tej części wód na podstawie ichtiofauny został uznany jako **słaby**, biorąc pod uwagę wartość **SI=1,79** (EQR=0,36).

Ocena stanu ekologicznego **Zalewu Puckiego** w 2015 r. na podstawie wyników monitoringu ichtiofauny była także negatywna; **SI = 2,08** (EQR=0,42) – **stan słaby**.

Ocena elementów biologicznych

Zmiany klasyfikacji elementów biologicznych w wieloleciu 2010-2015 przedstawiono na rysunku poniżej (rys. I.4.3).



Rys. I.4.3. Klasyfikacja stanu elementów biologicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego w latach 2010-2015; kod kolorystyczny RDW

Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z definicją Ramowej Dyrektywy Wodnej (art. 2 ust. 9) elementy hydromorfologiczne sklasyfikowane jako I klasa czystości wód powierzchniowych muszą odpowiadać całkowicie warunkom fizycznie niezakłóconym działalnością człowieka. Wszystkie części wód przejściowych i przybrzeżnych w województwie pomorskim sklasyfikowano w 2015 r. w zakresie elementów hydromorfologicznych na poziomie I klasy, z wyjątkiem Portu Władysławowo (silnie zmieniona część wód na skutek fizycznego oddziaływania człowieka), któremu przypisano klasę II (tab. I.4.9).

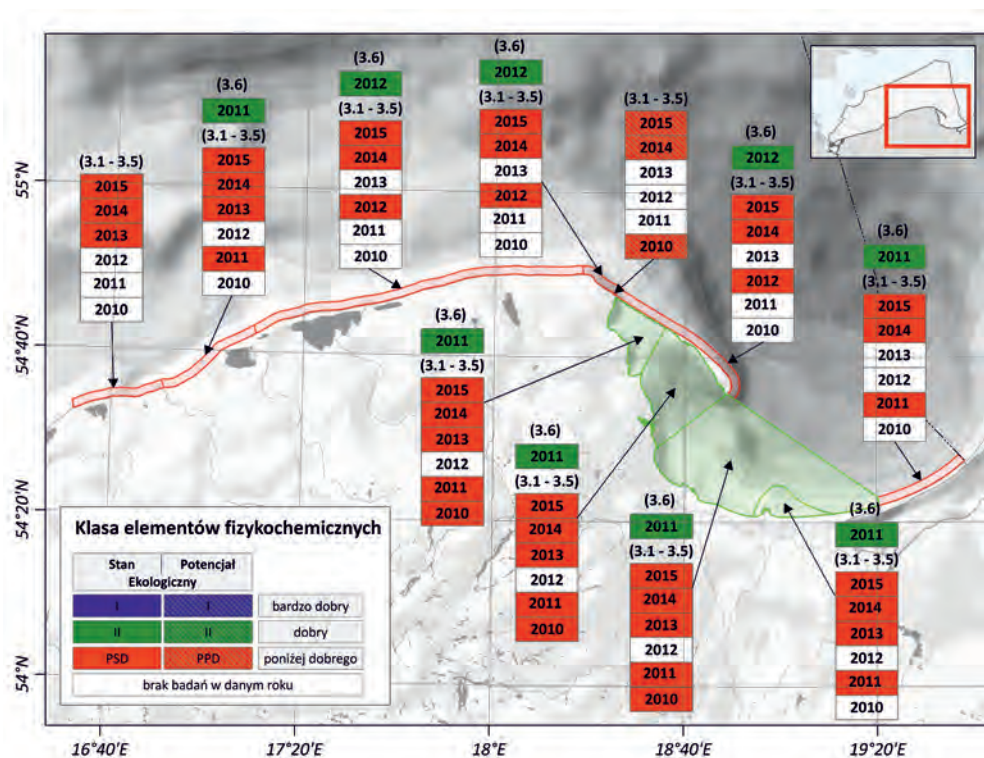
Elementy fizykochemiczne

Elementy hydromorfologiczne wraz z elementami fizykochemicznymi wspierają ocenę biologiczną i wraz z nią wyznaczają stan ekologiczny wód morskich.

Stan/potencjał elementów fizykochemicznych dla wód przejściowych oraz przybrzeżnych oceniony został dla wszystkich JCWP poniżej stanu dobrego.

Za niską ocenę wskaźników fizykochemicznych odpowiadały złe warunki fizyczne (przezroczystość wód – widzialność krążka Secchiego), warunki tlenowe (przesycenie wody tlenem) oraz poziom substancji biogenicznych – azotu ogólnego, azotu azotanowego, azotu mineralnego, fosforanów i fosforu ogólnego. Wszystkie elementy były badane w 2015 r., żadna ocena nie została dziedziczona z lat poprzednich.

Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne dziedziczone były z roku 2011 (6 JCWP) oraz 2012 (3 JCWP) i ocenione na poziomie klasy II. Na klasę elementów fizykochemicznych z tej grupy wpłynęły wartość indeksu fenolowego, indeksu oleju mineralnego oraz cyjanków wolnych. Ocenę elementów fizykochemicznych w JCWP przedstawiono na rys. I.4.4.



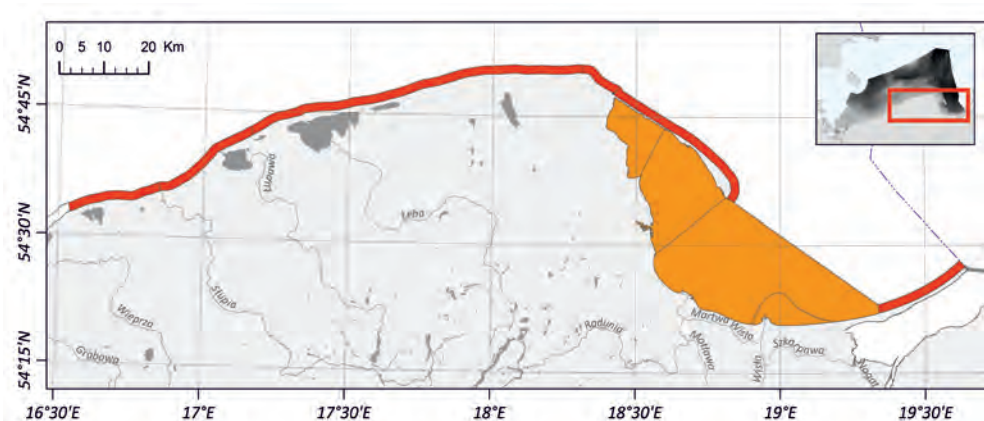
Rys. I.4.4. Klasyfikacja stanu elementów fizykochemicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego w latach 2010-2015; 3.1-3.5 – elementy fizykochemiczne wg Rozporządzenia Ministra Środowiska (Anon. 2014), 3.6 – dziedziczna [rok] ocena dla specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych; kod kolorystyczny RDW

Stan/potencjał ekologiczny

W ocenie stanu ekologicznego uwzględnia się biologiczne, hydromorfologiczne i fizykochemiczne elementy jakości wód.

O stanie ekologicznym wód naturalnych oraz potencjale wód sztucznie zmienionych przybrzeżnych (Rowy - Jarosławiec Zachód, Rowy - Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra - Rowy, Władysławowo - Jastrzębia Góra, Port Władysławowo, Mierzeja Wiśłana) oraz przejściowych (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna oraz Ujście Wisły) zdecydowały elementy biologiczne (tab. I.4.9).

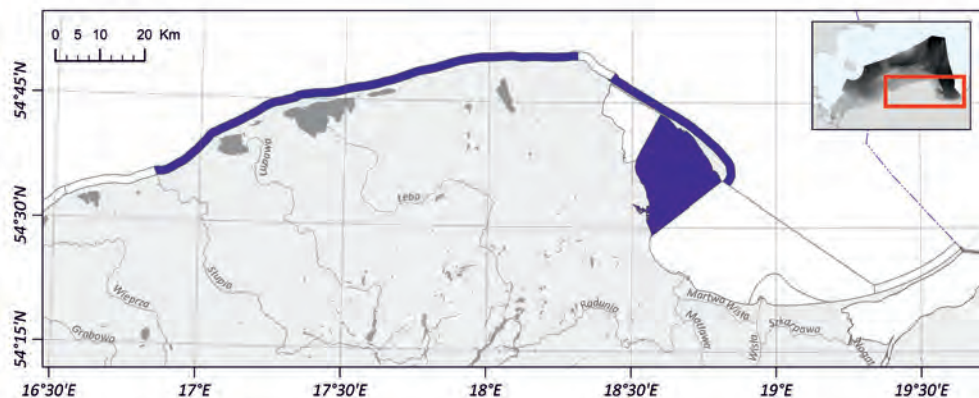
Słaby stan ekologiczny osiągnęły **wszystkie** jednolite **części wód przejściowych**, a stan **zły** przypisano **wszystkim** **częściom wód przybrzeżnych** (rys. I.4.5).



Rys. I.4.5. Ocena stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego w 2015 r.

Ocena stanu chemicznego

Ocenę stanu chemicznego przeprowadzono na podstawie ocen dziedzicznych z roku 2011 i 2012. Na tej podstawie stan Zatoki Puckiej Zewnętrznej, Rowy Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra - Rowy, Półwysep Hel uznano za dobry. Ocenę stanu chemicznego JCWP przedstawiono na rys. I.4.6.



Rys. I.4.6. Ocena stanu chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego w 2015 r.

Ocena obszarów chronionych

Prowadzenie monitoringu obszarów chronionych ustanawia się w celu określenia stanu JCWP w obszarach chronionych, a także w celu oceny wielkości i wpływu znaczących oddziaływań na JCWP oraz oceny zmiany stanu jednolitych części wód powierzchniowych wynikających z programów działań, które podjęto aby poprawić jakości JCWP uznanych za zagrożone niespełnieniem celów środowiskowych.

W 2015 r. Monitoring Obszarów Chronionych w kategorii wód przybrzeżnych i przejściowych województwa pomorskiego obejmował ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych wrażliwych na zanieczyszczenie pochodzące ze źródeł komunalnych (11 JCWP), będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do ochrony siedlisk i gatunków (6 JCWP) oraz dla obszarów będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych (10 JCWP).

Stan wód wszystkich przebadanych JCWP określono jako **zły**, tym samym nie spełniały one wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej, a dla wyznaczonych obszarów chronionych nie zostały osiągnięte przypisane im cele środowiskowe. Z wyjątkiem JCWP Port Władysławo, na obszarze wszystkich pozostałych części wód badanych w roku 2015 występowały obszary chronione wrażliwe na eutrofizację.

Podsumowanie

Realizując założenia programowe Państwowego Monitoringu Środowiska Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku przeprowadził w roku 2015 badania jedenastu jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych. Badania przeprowadzone zostały według programu monitoringu operacyjnego i badawczego.

Na klasę elementów biologicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych, ocenionych jako zła, wpłynęła głównie zawartość chlorofilu-a (tab. I.4.9). Wspierające ocenę biologiczną elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie, a ich wyniki wykorzystano do wykonania oceny stanu/potencjału ekologicznego. Klasę elementów fizykochemicznych we wszystkich badanych JCWP oceniono poniżej stanu dobrego.

Stan/potencjał ekologiczny siedmiu JCWP morskich sklasyfikowano jak zły. Pozostałe przebadane w 2015 r. JCWP zakwalifikowano do stanu słabego. Ostatecznie **stan jednolitych części wód powierzchniowych** przebadanych **w roku 2015 określono jako zły** (tab. I.4.9).

Tabela I.4.9. Ocena jakości wód przejściowych i przybrzeżnych badanych w roku 2015 w województwie pomorskim

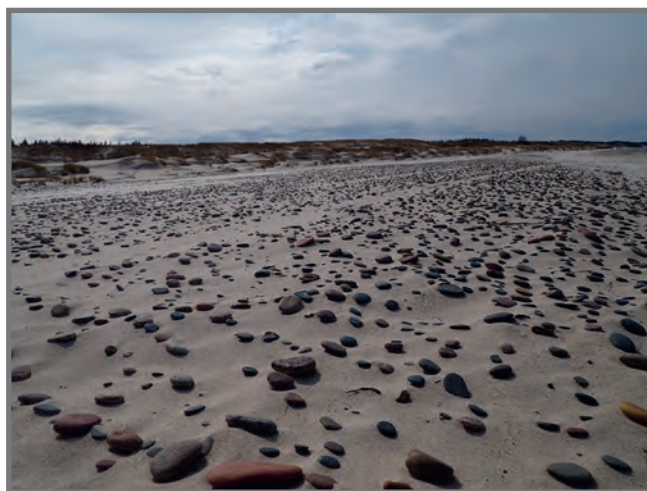
Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy Fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STANCHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP	
Zalew Pucki	Fitoplankton	IV KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	SŁABY	·	N	ZŁY	
	Chlorofil-a									III kl. - stan umiarkowany
	Makroglony									IV kl. – stan słaby
	Wskaźnik SM ₁									
	Makrobezkręgowce bentosowe									III kl. - stan umiarkowany
	Wskaźnik B									
	Ichtiofauna									
Wskaźnik SI	IV kl. – stan słaby									
Zatoka Pucka Zewnętrzna	Fitoplankton	IV KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	SŁABY	DOBRY	N	ZŁY	
	Chlorofil-a									II kl. - stan dobry
	Makroglony									III kl. - stan umiarkowany
	Wskaźnik SM ₁									
	Makrobezkręgowce bentosowe									IV kl. – stan słaby
	Wskaźnik B									
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Fitoplankton	IV KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	SŁABY	·	N	ZŁY	
	Chlorofil-a									III kl. - stan umiarkowany
	Makrobezkręgowce bentosowe									IV kl. – stan słaby
	Wskaźnik B									
	Ichtiofauna									IV kl. – stan słaby
	Wskaźnik SI									
Ujście Wisły	Fitoplankton	V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	SŁABY	DOBRY	N	ZŁY	
	Chlorofil-a									III kl. - stan umiarkowany
	Makrobezkręgowce bentosowe									III kl. - stan umiarkowany
	Wskaźnik B									
	Ichtiofauna									IV kl. – stan słaby
	Wskaźnik SI									
Półwysep Hel	Fitoplankton	V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	ZŁY	DOBRY	N	ZŁY	
	Chlorofil-a									V kl. - stan zły
	Makrobezkręgowce bentosowe									II kl. - stan dobry
	Wskaźnik B									
Port Władysławowo	Fitoplankton	V KLASA	II KLASA	PPD	·	ZŁY	·	N	ZŁY	
	Chlorofil-a									V kl. - stan zły
	Makrobezkręgowce bentosowe									IV kl. - stan słaby
	Wskaźnik B									

Tabela I.4.9. c.d.

Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy Fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STANCHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP	
Władysławowo - Jastrzębia Góra	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	ZŁY	.	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	II kl. - stan dobry								
Jastrzębia Góra - Rowy	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	ZŁY	.	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	III kl. - stan umiarkowany								
Rowy – Jarosławiec Wschód	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	ZŁY	DOBRY	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makroglony									
	Wskaźnik SM ₁	II kl. – stan dobry								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
Rowy – Jarosławiec Zachód	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD	.	ZŁY	.	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
Mierzeja Wiślana	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	ZŁY	.	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								

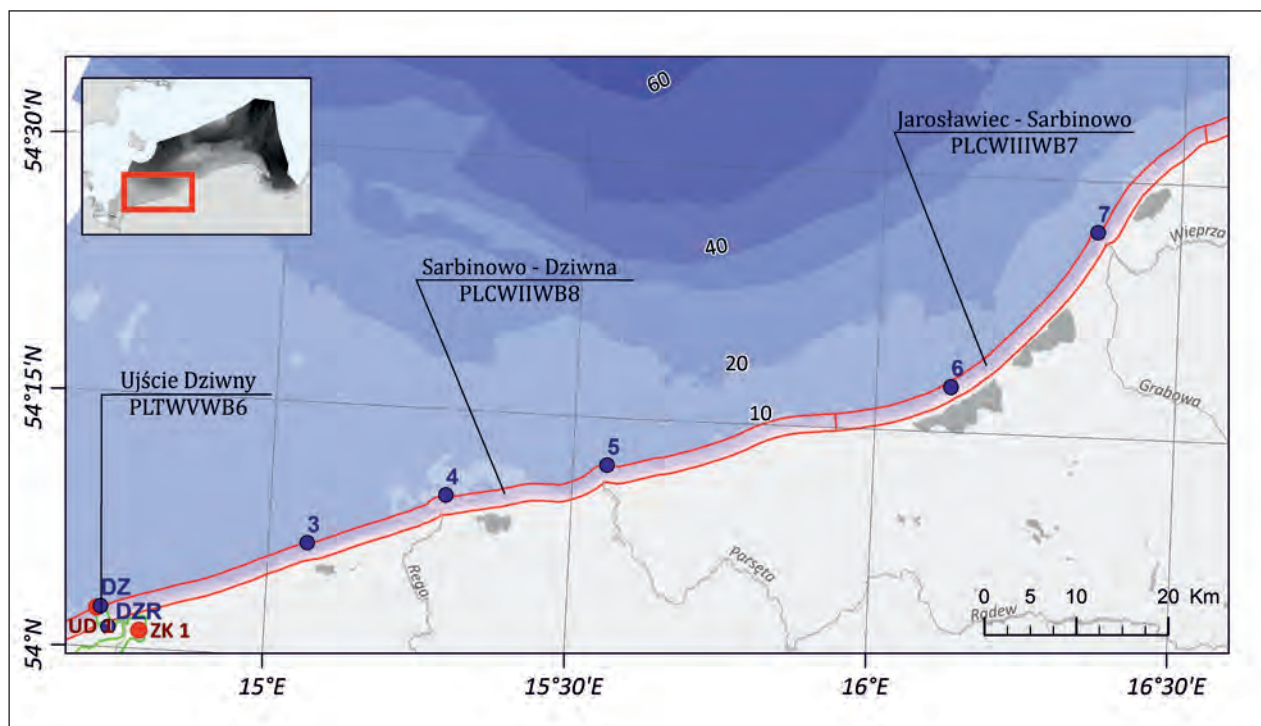
PSD - poniżej stanu dobrego, PPD – poniżej potencjału dobrego, szrafurą oznaczono ocenę potencjału silnie zmodyfikowanej części wód

I.5. Województwo zachodniopomorskie

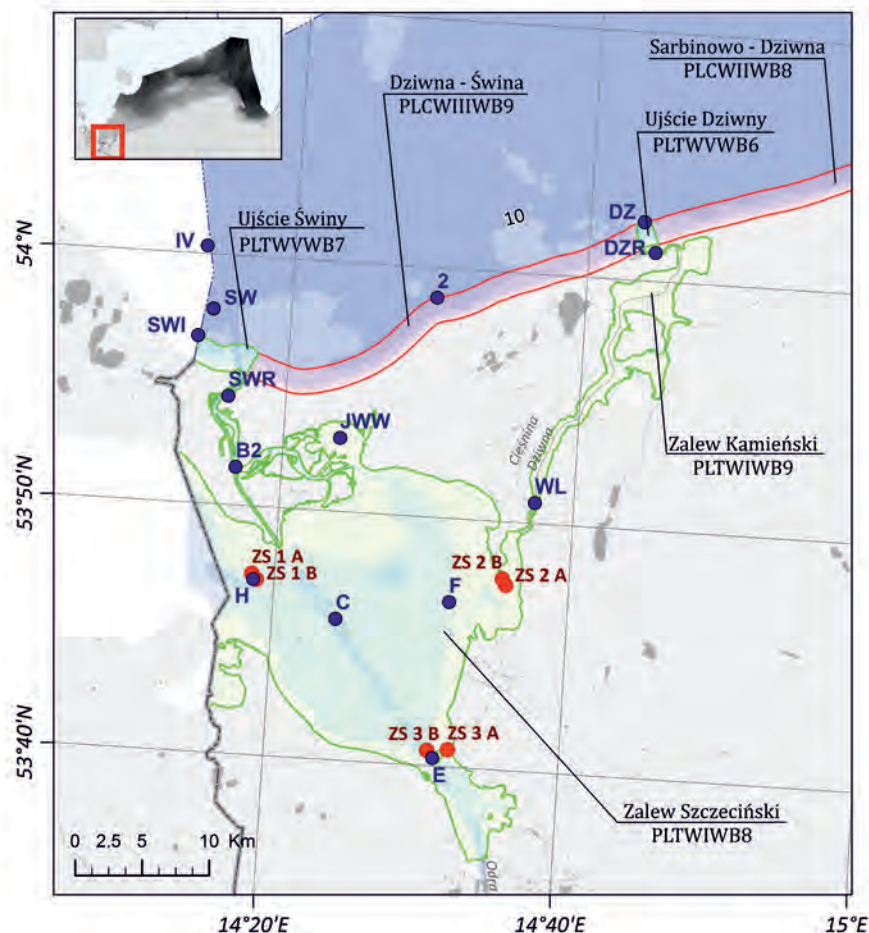


W ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w roku 2015 w województwie zachodniopomorskim badaniami objęto 3 jednolite części wód przybrzeżnych: Dziwna-Świna, Sarbinowo-Dziwna i Jarosławiec-Sarbinowo (rys. I.5.1) oraz 4 jednolite części wód przejściowych (JCWP): Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Ujście Dziwny i Ujście Świny (rys. I.5.2).

Badania przeprowadzono w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, w sieci 7 punktów pomiarowych reprezentatywnych, na które składało się łącznie 19 stanowisk pomiarowych. Wszystkie punkty pomiarowe objęte były również monitoringiem dla obszarów chronionych.



Rys. I.5.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w wodach przybrzeżnych i przejściowych województwa zachodniopomorskiego objętych badaniami w 2015 r.; kolor niebieski – ppk monitoringu fitoplanktonu i elementów fizykochemicznych, kolor czerwony – stacje monitoringu ichtiofauny



Rys. 1.5.2. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w wodach przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego objętych badaniami w 2015 r.; kolor niebieski – ppk monitoringu fitoplanktonu i elementów fizykochemicznych, kolor czerwony – stacje monitoringu ichtiofauny

Ocena jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2015 została przeprowadzona w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 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) i wytyczne GIOŚ dla wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska w sprawie sporządzania oceny JCWP. Ocenie poddano jakość wód w jednolitych częściach wód oraz na stanowiskach pomiarowych. Podstawę oceny stanowiły wyniki badań z 2015 r. oraz wyniki ocen przeniesione z lat 2011-2012 i 2014 r., z wykorzystaniem tzw. zasady dziedziczenia. Ocenę stanu/potencjału ekologicznego badanych JCWP przejściowych i przybrzeżnych przeprowadzono w oparciu o ocenę elementów biologicznych, hydromorfologicznych i fizykochemicznych oraz ocenę stanu wód, uwzględniając ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych i ocenę stanu chemicznego.

Ocena stanu ekologicznego

Elementy biologiczne

Ocena ta została przeprowadzona w oparciu o wyniki badań fitoplanktonu (chlorofilu-a) i makrobezkręgowców bentosowych. W ocenie części wód przejściowych wykorzystano także wyniki badań ichtiofauny wykonane przez MIR-PIB w Gdyni w latach 2011 i 2015. Do oceny wód przybrzeżnych środkowego wybrzeża wykorzystano

również wyniki badań biomasy fitoplanktonu. W Zalewie Szczecińskim badania biologiczne, z wyjątkiem badań makrobezkręgowców bentosowych, zostały wykonane w 2015 r. na czterech stanowiskach (C, F, B2 i JWW), kontrolowanych również w 2014 r. Dla pozostałych części wód ocenę przeprowadzono na podstawie wyników badań fitoplanktonu i makrozoobentosu z 2015 r. oraz dziedziczenia wyników badań ichtiofauny dla wód przejściowych z 2011 r. Podczas pobierania próbek nie stwierdzono występowania makroglonów i okrytozależnych w wodach przejściowych i przybrzeżnych, wobec czego elementu tego nie uwzględniono w ocenie.

Ichtiofauna. Monitoring ichtiofauny w 2015 r. przeprowadzono jedynie w Zalewie Szczecińskim. Ocena stanu ekologicznego w zakresie ichtiofauny została wykonana w oparciu o metodę przedstawioną w „Przewodniku metodycznym” wydanym w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska (Psuty i in. 2014), biorąc pod uwagę wskaźniki odnoszące się do danych połowowych z okresu letniego w roku 2014 i 2015 (zgodnie z zaleceniami HELCOM połowy badawcze odbywały się tylko w okresie letnim). W tab. I.5.1 i I.5.2 przedstawiono, odpowiednio, klasyfikacje zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ichtiofauny oraz wartości i klasy wskaźników w 2015 r.

Wartość wyznaczonego w 2015 r. indeksu **SI dla Zalewu Szczecińskiego** wyniosła **2,50**, a odpowiadający jej współczynnik jakości ekologicznej (EQR) – 0,50. Zatem **stan ekologiczny** wód w zakresie ichtiofauny został sklasyfikowany jako **umiarkowany**.

Tabela I.5.1. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Szczecińskiego

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

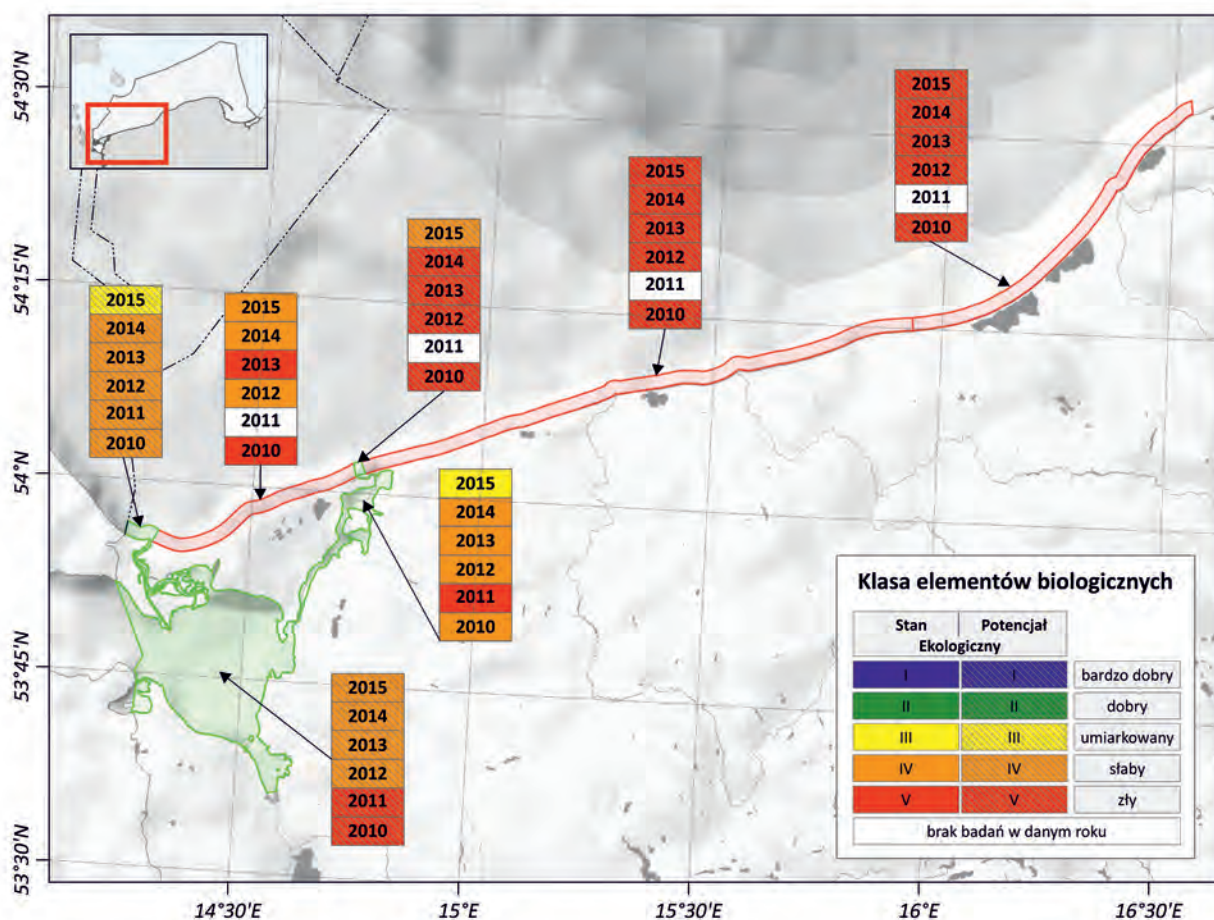
Tabela I.5.2. Wartości i klasy wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Szczecińskiego w 2015 r.

Wskaźnik	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2015 r.	Klasa
CPUE duże ryby	0,96	1
CPUE okoi	30,80	3
CPUE drapieżniki	32,41	2
Liczba gatunków	5	4
% okoi > 2	14,77	3

Ocena elementów biologicznych

O ocenie elementów biologicznych wód przejściowych i przybrzeżnych woj. zachodniopomorskiego – poniżej stanu/potencjału dobrego (umiarkowany, słaby, zły) – zdecydowały w 2015 r. przede wszystkim wyniki badań makrobezkręgowców bentosowych oraz chlorofilu-a (rys. I.5.3, tab. I.5.3).

Zmiany klasyfikacji elementów biologicznych w wieloleciu 2010-2015 przedstawiono na rysunku poniżej (rys. I.5.3).



Rys. I.5.3. Klasyfikacja stanu elementów biologicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w latach 2010-2015; kod kolorystyczny RDW

Elementy hydromorfologiczne

Ocenę elementów hydromorfologicznych wykonano zgodnie z zasadą, że jednolitej części wód, która nie została wyznaczona jako sztuczna lub silnie zmieniona na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych, nadaje się klasę I, a jednolitej części wód wyznaczonej jako sztuczna lub silnie zmieniona – klasę II. Naturalnym częściom wód, czyli **Zalewowi Kamieńskiemu** – wody przejściowe i **Dziwna-Świna** – wody przybrzeżne, przypisano **bardzo dobry stan elementów hydromorfologicznych**, a **potencjał elementów hydromorfologicznych** w częściach wód silnie zmienionych (**Zalew Szczeciński**, **Ujście Dziwny**, **Ujście Świny**, **Jarosławiec-Sarbinowo** i **Sarbinowo-Dziwna**) został oceniony jako **dobry**.

Elementy fizykochemiczne

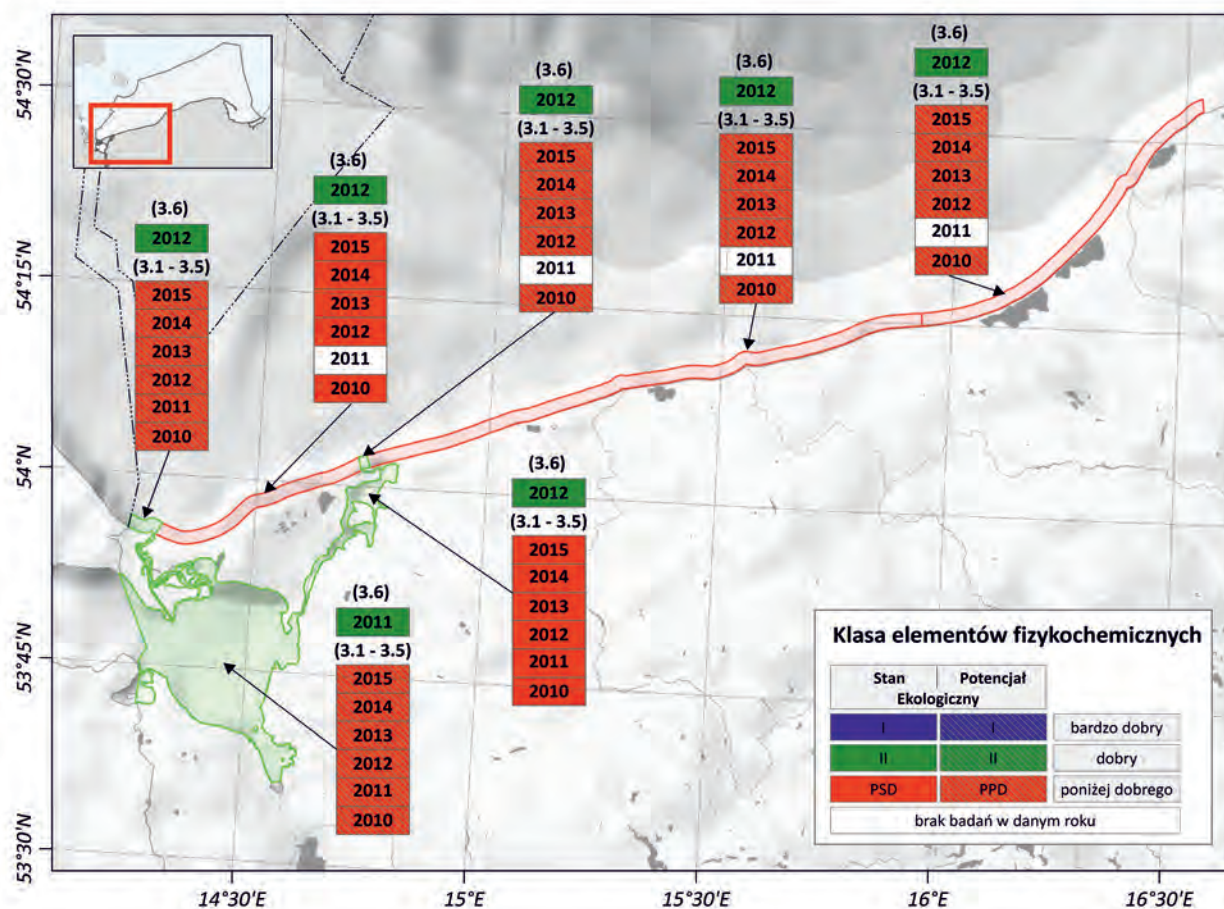
Badania wykonane w 2015 r. w zakresie elementów fizykochemicznych wykazały, że wszystkie części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego sklasyfikowano poniżej stanu/potencjału dobrego. Na zły stan jakości wód przejściowych i przybrzeżnych wpłynęły wyniki badań przezroczystości (wzrost krążka Secchiego). Na niską ocenę jakości wód wpłynęły także zbyt wysokie stężenia substancji biogenicznych, przede wszystkim: fosforu ogólnego (5 JCWP), fosforanów (2 JCWP), azotu mineralnego i azotanowego (5 JCWP) oraz azotu ogólnego (4 JCWP).

W 2015 r., w przypadku Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Kamieńskiego, na zły stan wód wpłynęło także przesycenie wód tlenem.

W 2015 r. we wszystkich badanych jednolitych częściach wód najlepszą ocenę stanu uzyskano dla: tlenu rozpuszczonego przy dnie (klasa I dla 6 JCWP, klasa II dla 1 JCWP), odczynu wód (klasa I dla 1 JCWP, klasa II dla 6 JCWP) oraz stężenie substancji organicznych OWO (klasa II dla 6 JCWP).

W częściach wód objętych monitoringiem diagnostycznym w latach 2011-2012 badano 11 wskaźników z grupy substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne). W oparciu o zasadę dziedziczenia wyniki tej oceny zostały wykorzystane do oceny stanu wód za 2015 r. Nie stwierdzono przekroczeń wartości granicznych dobrego stanu wód w tej grupie wskaźników.

Zmiany klasyfikacji elementów fizykochemicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w wieloleciu 2010-2015 przedstawiono na rysunku poniżej (rys. I.5.4).



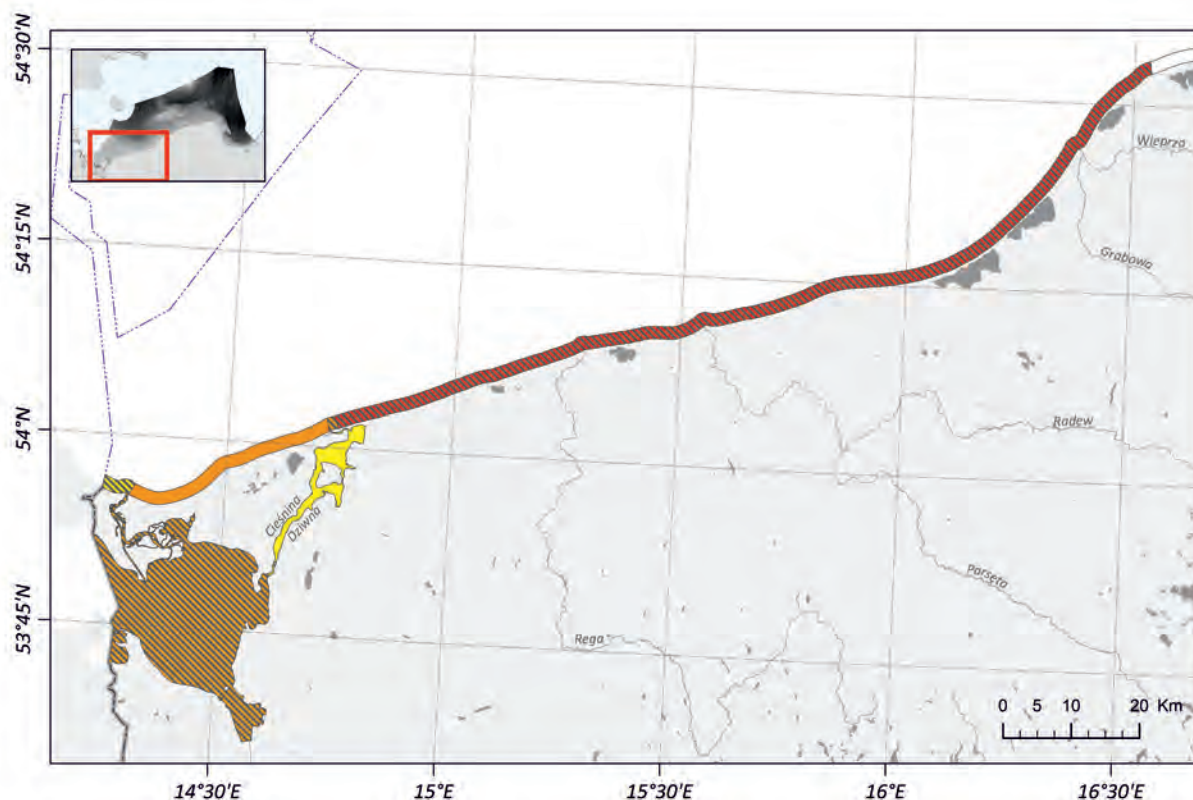
Rys. I.5.4. Klasyfikacja stanu elementów fizykochemicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego 2010-2015; 3.1-3.5 – elementy fizykochemiczne wg Rozporządzenia Ministra Środowiska (Anon. 2014), 3.6 – dziedziczona [rok] ocena dla specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych; kod kolorystyczny RDW

Stan/potencjał ekologiczny

Ocena stanu i potencjału ekologicznego została przeprowadzona na podstawie oceny wskaźników biologicznych, hydromorfologicznych oraz fizykochemicznych. Zgodnie z oceną ekologiczną za rok 2015, 2 JCWP – **Zalew Kamieński, Ujście Świny** uzyskały ocenę **stan/potencjał ekologiczny umiarkowany**. 3 JCWP – **Zalew Szczeciński, Ujście Dziwny i Dziwna-Świna** przyznano klasyfikację **stan słaby**, a **potencjał ekologiczny 2** pozostałych – **Sarbinowo-Dziwna i Jarosławiec-Sarbinowo** – zakwalifikowano jako **zły**.

O ocenie stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych zdecydowały umiarkowane, słabe lub złe oceny elementów biologicznych i złe oceny elementów fizykochemicznych.

Wyniki oceny ekologicznej stanu wód naturalnych i potencjału wód silnie zmienionych w układzie JCWP oraz stanowisk pomiarowych, wraz z wynikami ocen dla poszczególnych elementów jakości, przedstawiono na rys. I.5.5 i w tab. I.5.3.

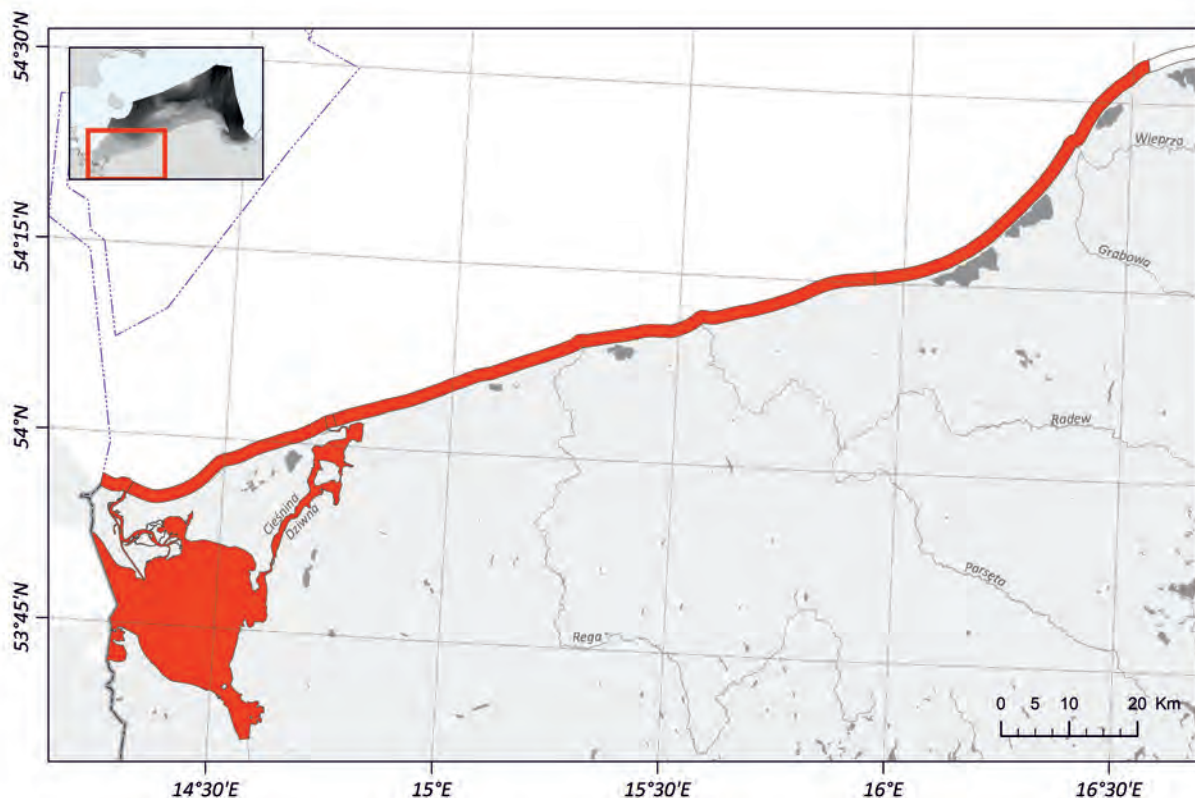


Rys. I.5.5. Ocena stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2015 r.; szrafura oznacza części wód silnie zmienionych

Ocena stanu chemicznego

Ocena stanu chemicznego wód została wykonana w oparciu o wyniki badań przeprowadzonych w ramach monitoringu diagnostycznego w latach 2011-2012 (tab. I.5.3). Badania obejmowały pełną listę wskaźników stanu chemicznego, charakteryzujących występowanie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska (substancje priorytetowe i inne substancje zanieczyszczające). Próby do badań pobierano na każdym stanowisku dwukrotnie w ciągu sezonu badawczego. Ocena została wykonana w układzie jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych. Z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, a związki te jednocześnie występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności zastosowanej metody analitycznej (np.: endosulfan i nonylofenole).

Ostatecznie, **wszystkim** badanym **częściom wód przypisano stan chemiczny poniżej dobrego** (rys. I.5.6), o czym zadecydowały przekroczenia wartości średnich rocznych stężeń dla eteru pentabromodifenylowego (PBDE), oktylofenolu, kationu tributyllocyny. Jednak dla większości ocenianych wskaźników stanu chemicznego nie stwierdzono przekroczeń środowiskowych norm jakości dla średnich rocznych stężeń i stężeń maksymalnych.



Rys. I.5.6. Ocena stanu chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2015 r.

Wyniki oceny stanu chemicznego w oparciu o zasadę dziedziczenia zostały wykorzystane do oceny stanu wód za rok 2015. W wodach JCWP Ujście Świny w 2015 r. odnotowano przekroczenia wartości średnich rocznych stężeń dla kadmu i jego związków, co zostało uwzględnione w aktualnej ocenie stanu chemicznego tej jednolitej części wód.

Ocena obszarów chronionych

W 2015 r. monitoring obszarów chronionych realizowano w obrębie:

- obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych;
- obszarów chronionych, wrażliwych na eutrofizację, wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych;
- obszarów ochrony siedlisk lub gatunków, dla których stan wód jest ważnym czynnikiem w ich ochronie (Natura 2000).

W wyniku przeprowadzonej oceny stwierdzono, że w 2015 r. **dla wód przejściowych i przybrzeżnych nie zostały spełnione wymagania** określone dla wymienionych obszarów chronionych (tab. I.5.3).

Podsumowanie

W roku 2015 badania wód przejściowych i przybrzeżnych prowadzono w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego na 19 stanowiskach pomiarowych, składających się na 7 punktów reprezentatywnych, zlokalizowanych w 7 jednolitych częściach wód (JCWP), w tym na 13 stanowiskach pomiarowych w wodach przejściowych (4 JCWP) oraz na 6 stanowiskach pomiarowych w wodach przybrzeżnych (3 JCWP). Ocenę stanu

wykonano w oparciu o wyniki oceny stanu/potencjału ekologicznego, spełnienia dodatkowych wymagań dla obszarów chronionych oraz stanu chemicznego. **Stan wszystkich wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego sklasyfikowano jako zły** na podstawie badań wykonanych w roku 2015 oraz dziedzicznych z lat 2011-2012 i 2014 r. (tab. I.5.3).

W 2015 r. nie stwierdzono istotnych zmian jakości wód przejściowych i przybrzeżnych w porównaniu z oceną z poprzednich lat. Jedynie w przypadku wód przejściowych JCWP: Zalew Kamieński, Ujście Świny i Ujście Dziwny, w 2015 r. zaobserwowano poprawę stanu elementów biologicznych, co pozwoliło na podwyższenie ich stanu/potencjału ekologicznego, ze słabego na umiarkowany (Zalew Kamieński i Ujście Świny) oraz ze złego na słaby (Ujście Dziwny).

W latach 2010-2015 zaobserwowano wahania poziomu substancji biogenicznych, odpowiedzialnych za eutrofizację wód Bałtyku. W 2015 r. w wodach Zalewu Szczecińskiego, w stosunku do 2014 r. odnotowano wyraźny spadek wartości średniorocznych stężeń fosforu ogólnego i fosforanów do poziomu wartości średnich z dziesięciolecia oraz niewielki wzrost stężenia azotu amonowego, azotanowego, ogólnego i mineralnego. W Zalewie Kamieńskim także stwierdzono spadek stężeń związków fosforu i wzrost stężenia wszystkich form związków azotu. W przypadku wód przybrzeżnych środkowego wybrzeża zawartość substancji biogennych pozostawała na poziomie zbliżonym do lat 2010-2014, z nieznaczną tendencją do spadku stężeń fosforu i jego związków oraz wzrostu stężeń azotu i jego związków.

W 2015 r., w porównaniu z 2014 r., poprawie uległo nasycenie wód tlenem z V klasy na I klasę dla JCWP Ujście Dziwny i Dziwna-Świna oraz z V klasy na II klasę dla JCWP Ujście Świny.

W wodach Zalewu Kamieńskiego w 2015 r. zaobserwowano zwiększenie zawartości materii organicznej, której miarą jest wskaźnik OWO (ogólny węgiel organiczny), co spowodowało zakwalifikowanie tego wskaźnika do V klasy.

Tabela I.5.3. Ocena jakości jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego badanych w 2015 r.

Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy Fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STANCHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP	
Zalew Szczeciński	Fitoplankton		IV KLASA	II KLASA	PPD	II KLASA	SŁABY	PSD	N	ZŁY
	Chlorofil-a	III kl. - stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe ^{a)}									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
	Ichtyofauna									
	Wskaźnik SI	III kl. - stan umiarkowany								
Zalew Kamieński	Fitoplankton		III KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	UMIARKOWANY	PSD_ŚR	N	ZŁY
	Chlorofil-a	III kl. - stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	III kl. - stan umiarkowany								
	Ichtyofauna (2011 r.)									
	Wskaźnik SI	III kl. - stan umiarkowany								

Tabela I.5.3. - c.d.

Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy Fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STANCHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP	
Ujście Dziwny	Fitoplankton		IV KLASA	II KLASA	PPD	II KLASA	SŁABY	PSD_ŚR	N	ZŁY
	Chlorofil-a	IV kl. - stan słaby								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
	Ichtiofauna (2011 r.)									
	Wskaźnik SI	II kl. - stan dobry								
Ujście Świny	Fitoplankton		III KLASA	II KLASA	PPD	II KLASA	UMIARKOWANY	PSD_ŚR	N	ZŁY
	Chlorofil-a	III kl. - stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	III kl. - stan umiarkowany								
	Ichtiofauna (2011 r.)									
	Wskaźnik SI	II kl. - stan dobry								
Jarosławiec-Sarbinowo	Fitoplankton		V KLASA	II KLASA	PPD	II KLASA	ZŁY	PSD_ŚR	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Fitoplankton									
	Całk. biomasa	III kl. - stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
Sarbinowo-Dziwna	Fitoplankton		V KLASA	II KLASA	PPD	II KLASA	ZŁY	PSD_ŚR	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Fitoplankton									
	Całk. biomasa	III kl. - stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	V kl. - stan zły								
Dziwna - Świna	Fitoplankton		IV KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	SŁABY	PSD_ŚR	N	ZŁY
	Chlorofil-a	IV kl. - stan słaby								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								

a) Wyniki badań makrozoobezkręgowców bentosowych dziedziczone z 2014 r. dla stanowisk: C, F, B2 i JWW,
 PSD – poniżej stanu dobrego, PPD – poniżej potencjału dobrego,
 PSD_ŚR – poniżej stanu dobrego, przekroczone średnie stężenia roczne,
 szrafurą oznaczono silnie zmodyfikowane części wód

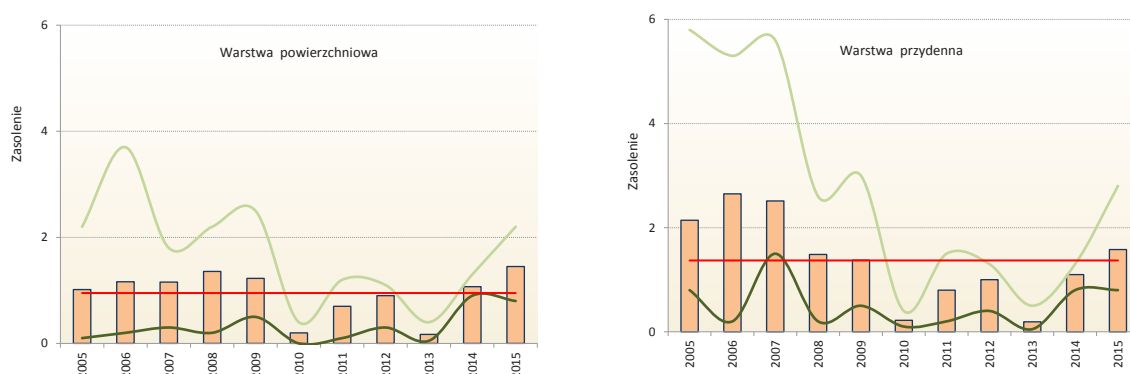
Współpraca polsko-niemiecka w zakresie badania jakości wód granicznych

W ramach współpracy polsko-niemieckiej od ponad 50 lat prowadzone są wspólne badania jakości wód granicznych, pozwalające na analizę zmian jakości wód Zalewu Szczecińskiego i Zatoki Pomorskiej. Zmiany stę-

żeń badanych wskaźników zostały omówione na przykładzie wyników badań prowadzonych na stanowisku C (JCWP Zalew Szczeciński) oraz na stanowisku IV (JCWP Ujście Świny) w latach 2005-2015 (rys. I.5.2).

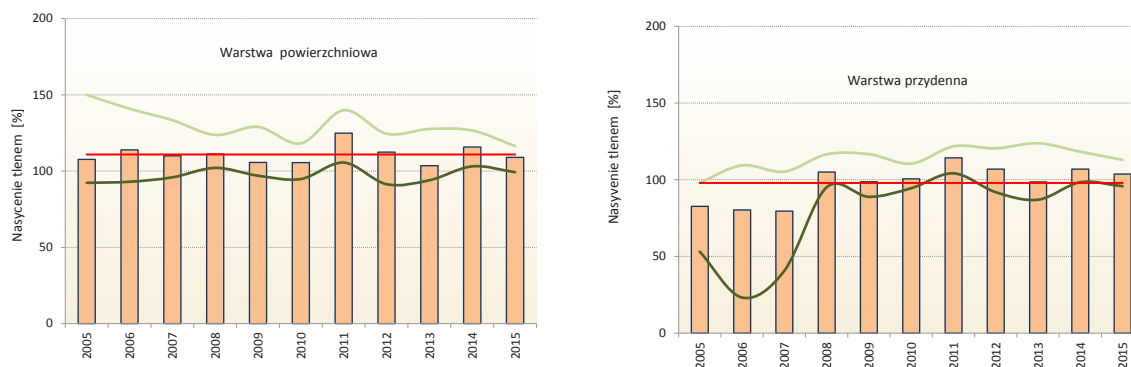
Jakość wód Zalewu Szczecińskiego

Zasolenie akwenu zależy od aktualnej sytuacji hydrologicznej i zmienia się w ciągu roku, od wartości minimalnych wiosną do najwyższych w miesiącach jesiennych. Wiosną wody zalewu zasilane są głównie wodami rzecznyymi, których wpływ widoczny jest szczególnie w warstwie powierzchniowej, o wyraźnie niższym zasoleniu. Podczas jesiennych sztormów, na skutek wlewów wód morskich, następuje wzrost zasolenia, obserwowany głównie w warstwie przydennej. Długookresowe zmiany zasolenia wód Zalewu Wielkiego w warstwie przydennej wykazały maksymalną wartość w 2006 r., po którym w kolejnych latach obserwowano systematyczny spadek zasolenia, do wartości najniższych w 2010 i 2013 r. W latach 2014-2015 odnotowano ponowny wzrost zasolenia (rys. I.5.7).

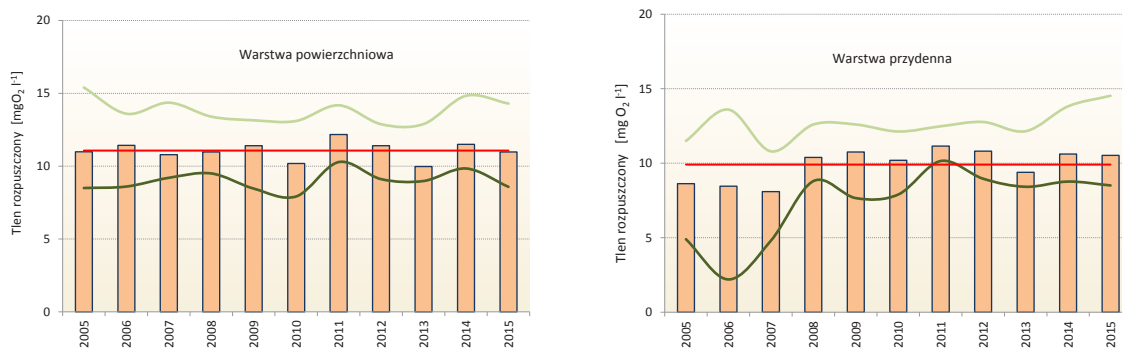


Rys. I.5.7. Długookresowe (2005-2015) zmiany zasolenia wód na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne zasolenia (marzec-listopad), linia jasnozielona – wartości maksymalne, linia ciemnozielona – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

Zmiany sezonowe stopnia natlenienia wód związane są z czynnikami klimatycznymi oraz intensywnością produkcji pierwotnej. Zakwitom fitoplanktonu towarzyszą okresy podwyższonego natlenienia wód w warstwie powierzchniowej, w której średnie roczne nasycenie wód tlenem, w latach 2005-2015, utrzymywało się na poziomie około 100%. W warstwie przydennej natlenienie wód było niższe niż w warstwie powierzchniowej. W 2015 r. średnie roczne wartości natlenienia warstwy powierzchniowej i przydennej uległy niewielkiemu spadkowi w stosunku do 2014 r. (rys. I.5.8.). Podobne tendencje zaobserwowano dla średnich rocznych stężeń tlenu rozpuszczonego w obu warstwach; w latach 2014-2015 zanotowano wartości powyżej średniej z wielolecia (rys. I.5.9).

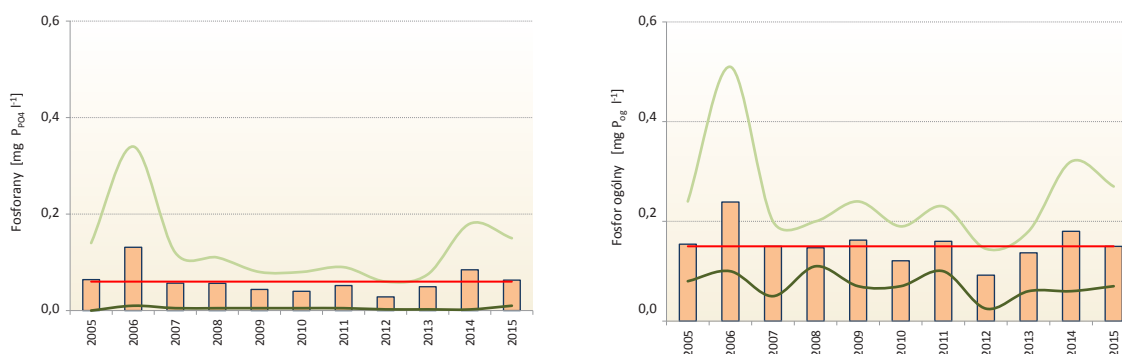


Rys. I.5.8. Długookresowe (2005-2015) zmiany nasycenia tlenem wód na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne stężeń (marzec-listopad), linia jasnozielona – wartości maksymalne, linia ciemnozielona – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia



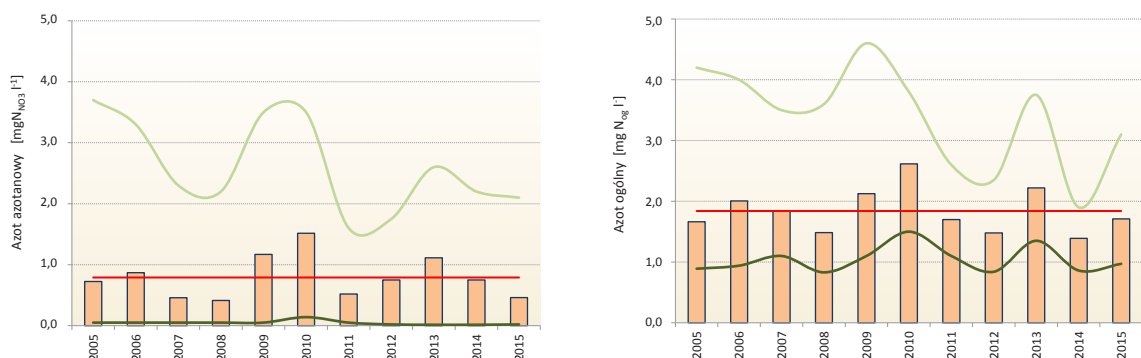
Rys. I.5.9. Długookresowe (2005-2015) zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne stężeń (marzec-listopad), linia jasnozielona – wartości maksymalne, linia ciemnozielona – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

Stężenia związków fosforu w wodach Zalewu Szczecińskiego charakteryzuje się zmiennością sezonową, związaną z wielkością ładunków doprowadzanych wodami rzecznyymi oraz intensywnym rozwojem fitoplanktonu. Od 2006 do 2012 r. obserwowano powolny spadek stężeń fosforu ogólnego i fosforanów. Tendencję odwrotną zanotowano w latach 2013-2014. W 2015 r. wartości średnich rocznych stężeń fosforu ogólnego i fosforanów ponownie uległy spadkowi i były na poziomie średnich z wielolecia wynoszących odpowiednio: $0,15 \text{ mg P}_{\text{og}} \text{ l}^{-1}$ dla fosforu ogólnego i $0,06 \text{ mg P}_{\text{P04}} \text{ l}^{-1}$ dla fosforanów (rys. I.5.10).



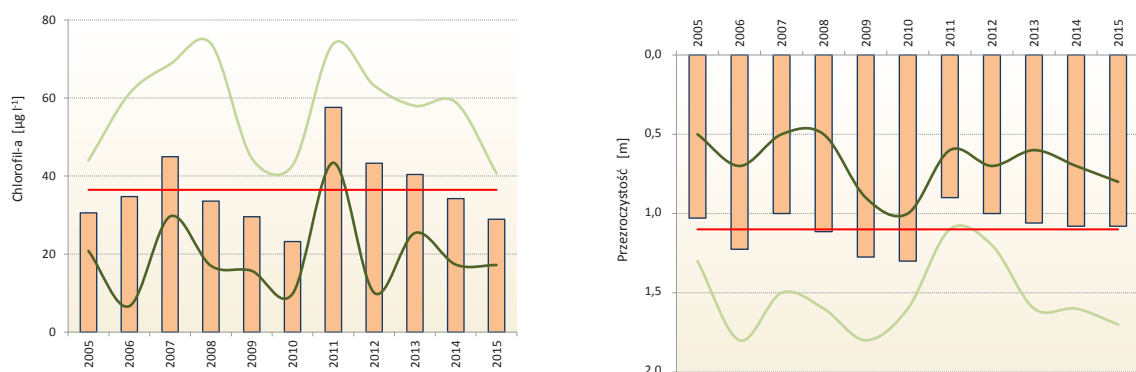
Rys. I.5.10. Długookresowe (2005-2015) zmiany stężeń mineralnych połączeń fosforu i fosforu ogólnego w wodach na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne stężeń (marzec-listopad), linia jasnozielona – wartości maksymalne, linia ciemnozielona – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

Stężenia związków azotu w wodach Zalewu Szczecińskiego także charakteryzuje się zmiennością sezonową. Najwyższe stężenia azotu ogólnego i azotanowego stwierdzano wiosną przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, a najniższe w jego szczycie. W latach 2005-2013 nie zaobserwowano jednoznacznej tendencji zmian średnich rocznych stężeń form azotu. W latach 2014-2015 zanotowano wyraźny spadek stężenia azotu azotanowego poniżej wartości średniej z wielolecia wynoszącej $0,79 \text{ mg N}_{\text{NO3}} \text{ l}^{-1}$. W przypadku azotu ogólnego w 2015 r. zaobserwowano znaczny wzrost stężenia, w porównaniu do 2014 r., ale utrzymujący się nadal poniżej średniej z wielolecia wynoszącej $1,84 \text{ mg N}_{\text{og}} \text{ l}^{-1}$ (rys. I.5.11).



Rys. I.5.11. Długookresowe (2005-2015) zmiany stężenia związków azotu w wodach na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne stężeń (marzec-listopad), linia jasnozielona – wartości maksymalne, linia ciemnozielona – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

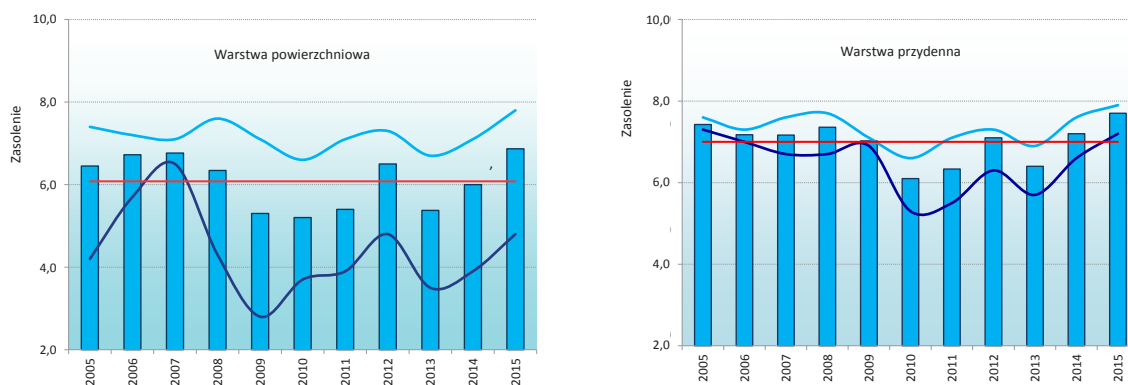
Z intensywnością rozwoju fitoplanktonu związane są również sezonowe zmiany przezroczystości wód. Jej spadek następuje w okresach intensywnych zakwitów glonów, a więc wyższych koncentracji chlorofilu-a. W latach 2005-2010 średnie roczne wartości przezroczystości w wodach Zalewu Szczecińskiego były wyższe niż w latach 2011-2015, a w przypadku koncentracji chlorofilu-a zaobserwowano tendencję odwrotną. W roku 2015 przezroczystości były zbliżone do średniej z wielolecia wynoszącej 1,10 m, w związku ze znacznie niższymi koncentracjami chlorofilu-a w porównaniu do średniego poziomu w wieloleciu – rzędu 36,46 $\mu\text{g l}^{-1}$ (rys. I.5.12).



Rys. I.5.12. Długookresowe (2005-2015) zmiany koncentracji chlorofilu-a oraz przezroczystości wód na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne koncentracji (marzec-listopad), linia jasnozielona – wartości maksymalne, linia ciemnozielona – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

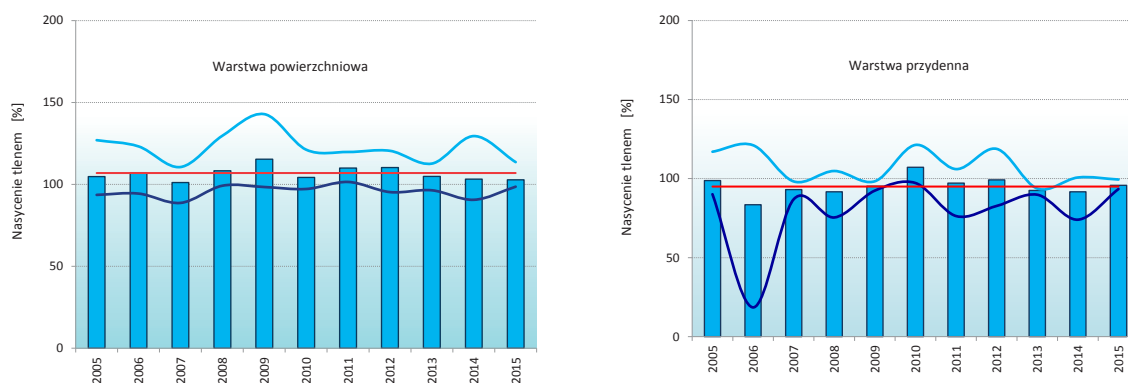
Jakość wód Zatoki Pomorskiej

Zasolenie wód Zatoki Pomorskiej w pasie przybrzeżnym kształtuje się pod wpływem wielkości dopływu słodkich wód rzecznych oraz wlewów słonych wód z Morza Północnego. Obserwowane zmiany sezonowe zasolenia związane są z występowaniem sztormów sprzyjających mieszaniu się wód. Warstwa przydenna charakteryzuje się wyższym zasoleniem niż powierzchniowa oraz mniejszymi wahaniami jego wartości. W 2015 r. zasolenie wyraźnie przekroczyło wartości średnie z wielolecia wynoszące 6,08 w warstwie powierzchniowej oraz 7,00 (PSS'78) w warstwie przydennej i osiągnęło wartości najwyższe w wieloleciu: 6,87 w warstwie powierzchniowej i 7,70 w warstwie przydennej (rys. I.5.13).

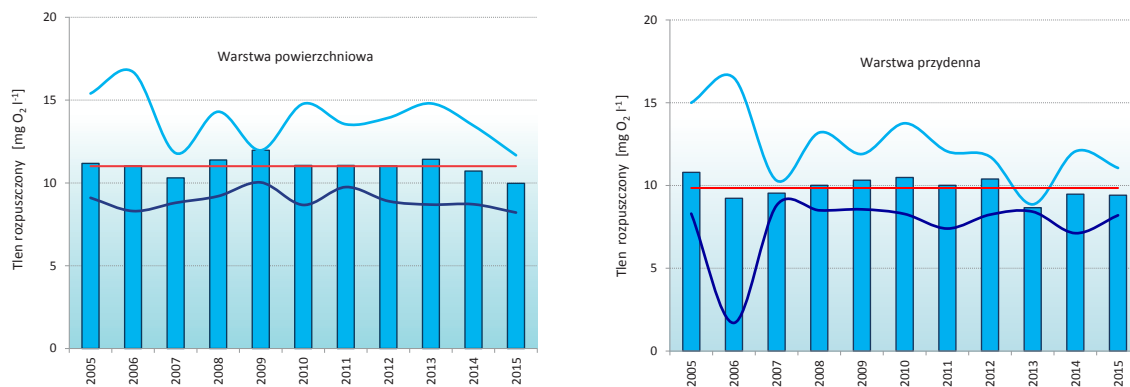


Rys. 1.5.13. Długookresowe (2005-2015) zmiany zasolenia wód na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne nasycenia (marzec-listopad); linia jasnoniebieska – wartości maksymalne, linia ciemnoniebieska – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

Natlenienie wód Zatoki Pomorskiej zależy od warunków meteorologicznych oraz intensywności rozwoju fitoplanktonu, dlatego też ulega zmianom sezonowym. W latach 2005-2015 wartości średniego rocznego nasycenia wód tlenem w warstwie powierzchniowej przekraczały 100% i były zbliżone do średniej z wielolecia. W warstwie przydennej natlenienie wód było niższe niż w warstwie powierzchniowej. W stosunku do 2014 r., w 2015 r. średnie roczne wartości natlenienia warstwy powierzchniowej nieznacznie się obniżyły, a warstwy przydennej zwiększyły (rys. 1.5.14). Stężenie tlenu rozpuszczonego w 2015 r., w warstwie powierzchniowej i przydennej były niższe w odniesieniu do 2014 r., jednakże w przypadku warstwy przydennej był to nieznaczny spadek, jednocześnie ich średnie roczne ułożyły się poniżej średniej z wielolecia (rys. 1.5.15).

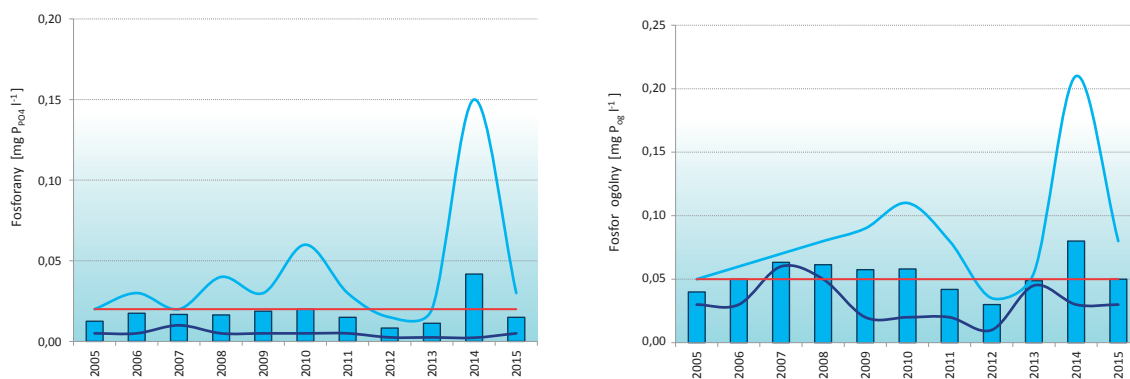


Rys. 1.5.14. Długookresowe (2005-2015) zmiany nasycenia tlenem wód na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne nasycenia (marzec-listopad); linia jasnoniebieska – wartości maksymalne, linia ciemnoniebieska – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia



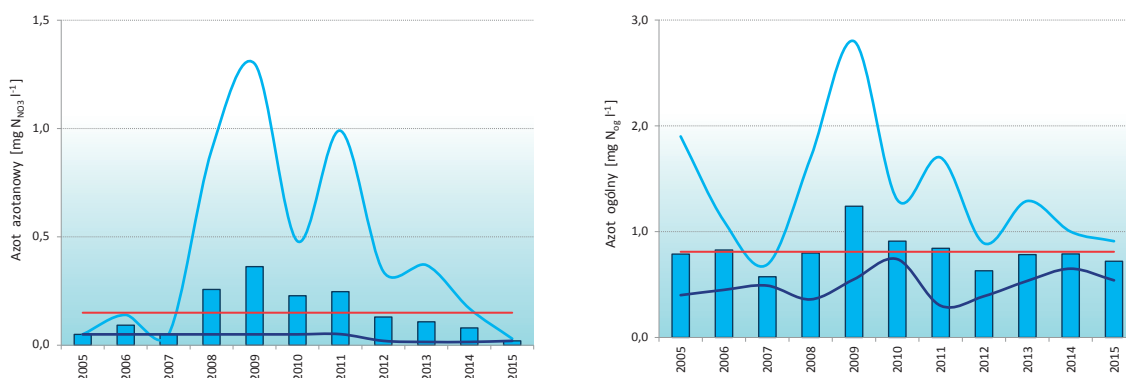
Rys. I.5.15. Długookresowe zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne stężeń (marzec-listopad); linia jasnoniebieska – wartości maksymalne, linia ciemnoniebieska – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

Zmiany stężenia związków fosforu w wodach Zatoki Pomorskiej wykazują wahania sezonowe, związane z wielkością ładunków doprowadzanych wodami rzecznyymi oraz intensywnością rozwoju fitoplanktonu. W latach 2005-2013, stężenia ortofosforanów utrzymywały się poniżej średniej z wielolecia 2005-2015, ponieważ w 2014 r. nastąpił wyraźny wzrost średnich rocznych stężeń związków fosforu – powyżej wartości średnich z wielolecia, które wynosiły $0,05 \text{ mg P}_{\text{og}} \text{ l}^{-1}$ dla fosforu ogólnego, a dla fosforanów – $0,02 \text{ mg P}_{\text{PO}_4} \text{ l}^{-1}$. Z kolei w 2015 r. zanotowano znaczny spadek zasobów fosforanów, jak i fosforu ogólnego, w wodach Zatoki Pomorskiej do poziomu poniżej średniej z wielolecia dla ortofosforanów i rzędu średniej z wielolecia dla fosforu ogólnego (rys. I.5.16).



Rys. I.5.16. Długookresowe (2005-2015) zmiany stężenia związków fosforu w wodach na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne stężeń (marzec-listopad); linia jasnoniebieska – wartości maksymalne, linia ciemnoniebieska – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

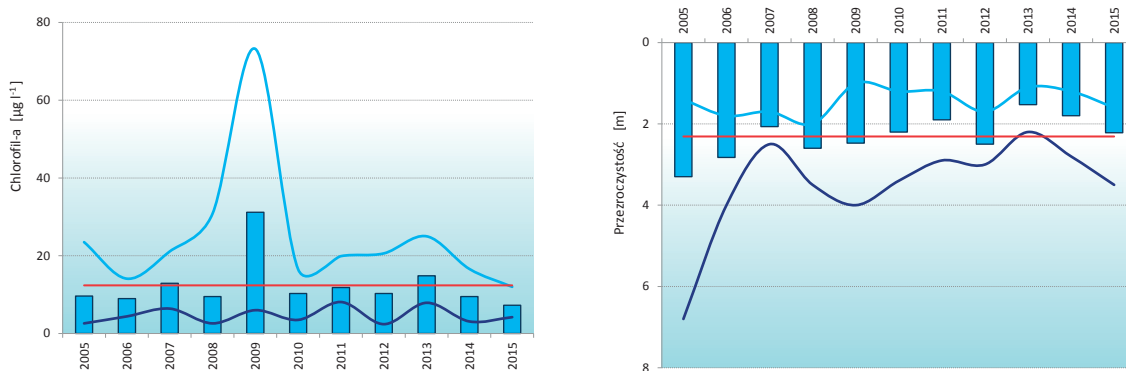
Stężenia związków azotu w wodach Zatoki Pomorskiej także wykazują zmienność sezonową, związaną z wielkością ładunków doprowadzanych wodami rzecznyymi oraz wyczerpywaniem tych związków w okresie wegetacyjnym w wyniku konsumpcji przez fitoplankton. Wyraźny spadek stężenia związków azotu obserwowano w miesiącach letnich, a wczesną jesienią następował ponowny ich wzrost. W 2015 r. średnie roczne stężenia azotu ogólnego i azotanowego były niższe od średnich z wielolecia, wynoszących dla azotu ogólnego $0,81 \text{ mg N}_{\text{og}} \text{ l}^{-1}$, a dla azotu azotanowego $0,15 \text{ mg N}_{\text{NO}_3} \text{ l}^{-1}$. Od 2009 r. w wodach Zatoki Pomorskiej można zaobserwować tendencję spadkową stężenia azotu ogólnego i azotu azotanowego w odniesieniu do całego roku (rys. I.5.17).



Rys. I.5.17. Długookresowe (2005-2015) zmiany stężenia związków azotu w wodach na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne stężeń (marzec-listopad); linia jasnoniebieska – wartości maksymalne, linia ciemnoniebieska – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

Sezonowe zmiany przezroczystości wód i koncentracji chlorofilu-a związane są z intensywnością produkcji pierwotnej. W wodach Zatoki Pomorskiej, w okresie najintensywniejszego zakwitu fitoplanktonu, odnotowano największy spadek widzialności krążka Secchiego. Wyniki badań z lat 2005-2015 nie pozwalają na określenie tendencji zmian średniej rocznej przezroczystości wody, jednak od 2013 r. notuje się powolny wzrost widzialności krążka Secchiego (rys. I.5.18). W 2015 r. przezroczystość zbliżyła się do średniej z wielolecia wynoszącej 2,31 m.

Koncentracje chlorofilu-a w wodach Zatoki Pomorskiej są na ogół wyższe w miesiącach wiosennych i wyraźnie niższe w pozostałych sezonach. W latach 2005-2015 średnie roczne stężenia chlorofilu-a oscylowały wokół średniej wieloletniej ($12,38 \mu\text{g l}^{-1}$), nie wykazując wyraźnych tendencji zmian poza 2009 r., kiedy odnotowano wartość maksymalną $31,17 \mu\text{g l}^{-1}$. W 2015 r. wartości koncentracji chlorofilu-a układały się znacznie poniżej wartości średniej z wielolecia (rys. I.5.18).



Rys. I.5.18. Długookresowe (2005-2015) zmiany koncentracji chlorofilu-a oraz przezroczystości wody na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne (marzec-listopad); linia jasnoniebieska – wartości maksymalne, linia ciemnoniebieska – wartości minimalne, linia czerwona – średnia z wielolecia

■ ■ ■ Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej



II.1. Wstęp



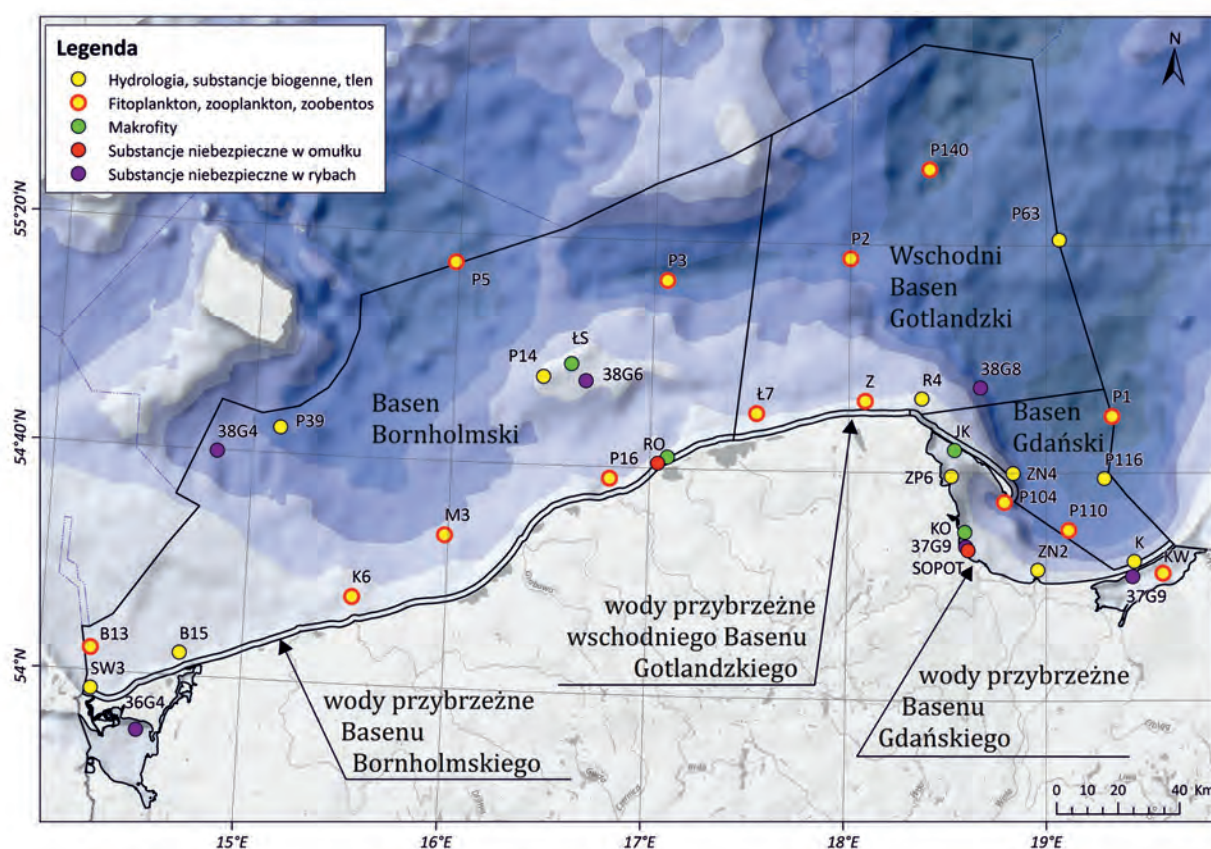
Poprawa stanu środowiska Morza Bałtyckiego jest problemem, w którego rozwiązanie zaangażowane są wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Ramy formalne tego celu uregulowane są w zobowiązaniach względem ustaleń Konwencji Helsińskiej (o ochronie środowiska morskiego Bałtyku), a od chwili przystąpienia do Wspólnoty Europejskiej, także w unijnych aktach prawnych. 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. Jej podstawowymi celami 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. Kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich zostały określone w Decyzji Komisji Europejskiej (2010/477/UE). Podstawą prawną wykonywania bieżących ocen stanu środowiska wód morskich przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska jest 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**, w odniesieniu do których zdefiniowano kryteria dobrego stanu środowiska (Załącznik 1 RDSM; Anon. 2008):

- C1 – różnorodność biologiczna,
- C2 – gatunki obce,
- C3 – komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i mięczaków,
- C4 – łańcuchy pokarmowe,
- C5 – eutrofizacja,
- C6 – integralność dna morskiego,
- C7 – warunki hydrograficzne,
- C8 – substancje zanieczyszczające i efekty zanieczyszczeń,

- C9 – substancje szkodliwe w rybach i owocach morza,
- C10 – śmieci w środowisku morskim,
- C11 – podwodny hałas i inne źródła energii.

Wskaźniki opisowe stanowią dwie grupy: **cech stanu** (C1, C3, C4 i C6) i **cech presji** (C2, C5, C7, C8, C9, C10 i C11). Obie grupy traktowane są równoważnie. Kryteria i wskaźniki dobrego stanu środowiska morskiego (Decyzja Komisji Europejskiej, 2010/477/UE) zostały zweryfikowane i zharmonizowane dla obszaru Morza Bałtyckiego w pracach grupy roboczej HELCOM CORESET; zaproponowano też zestaw **wskaźników podstawowych** specyficznych dla obszaru Morza Bałtyckiego (HELCOM 2012). Harmonizacja regionalna dotyczyła również wydzielenia w Morzu Bałtyckim wspólnych, większych obszarów oceny, mając na względzie długofalową strategię monitoringu i ocen HELCOM [HELCOM Monitoring and Assessment Strategy (HELCOM 2013)] (rys. II.1.1, tab. II.1.1), a przede wszystkim przygotowania do holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku HELCOM HOLAS II za lata 2011-2016 [<http://helcom.fi/helcom-at-work/Project>].



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 nowym 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: 26 – polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i 28 – 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, autorzy niniejszej pracy zdecydowali się na zachowanie wydzielenia tych obszarów, jak we wcześniejszych opracowaniach (Łysiak-Pastuszek i Zalewska 2013, 2014) wydanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska.

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

Numer akwenu	Nazwa polska	Nazwa angielska
24	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Eastern Gotland Basin Polish coastal waters
	wschodni Basen Gotlandzki	Eastern Gotland Basin
26	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Gdansk Basin Polish coastal waters
	Basen Gdański	<i>Gdansk Basin</i>
28	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Bornholm Basin Polish coastal waters
	Basen Bornholmski	<i>Bornholm Basin</i>
35A	polska część Zalewu Wiślanego	Vistula Lagoon Polish part
38A	polska część Zalewu Szczecińskiego	Szczecin Lagoon Polish part

RDSM obejmuje zasięgiem działania wszystkie obszary morskie, również wody przejściowe i przybrzeżne, dlatego w celu uwzględnienia obowiązującej klasyfikacji dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną UE (RDW) przyjęto, że granicę GES/subGES stanowi dolna granica „stanu dobrego” wg klasyfikacji RDW (tab. II.1.2).

Tabela II.1.2. Współzależność klasyfikacji stanu środowiska wg Ramowej Dyrektywy Wodnej i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej

Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW)	Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM)
Stan bardzo dobry	Dobry stan środowiska (GES)
Stan dobry	
Stan umiarkowany	Stan niezadowalający/niepożądany (subGES)
Stan słaby	
Stan zły	

W ten sposób, zgodnie z zasadami RDW, każdy wskaźnik podstawowy został sklasyfikowany w systemie 5-klasowym w odniesieniu do wartości referencyjnych, natomiast klasyfikacji ogólnej w ramach cechy dokonywano na zasadzie agregacji (na ogół uśredniania) wartości liczbowych przypisanych klasom (tab. II.1.2).

Aby zrealizować założenia RDSM w zakresie osiągnięcia dobrego stanu środowiska, konieczne jest prowadzenie systematycznych badań umożliwiających przeprowadzenie oceny i wyznaczenie kierunków działań w celu poprawy stanu środowiska w tych jego elementach, gdzie jest ona wymagana. Zakres i częstotliwość tych badań ujęte są w programie monitoringu środowiska (PMŚ), którego konstrukcja powinna pozwalać na kontrolowanie stanu środowiska w zakresie wszystkich 11 cech opisowych. Dotychczas stan środowiska polskiej strefy Bałtyku był kontrolowany regularnie od 1979 r. (od 1991 r. w ramach PMŚ). Od 2014 r. wdrażany jest stopniowo Program Monitoringu Wód Morskich (GIOŚ 2014a), uwzględniający nowe elementy, tj. m.in. monitoring ichtiofauny, odpadów i hałasu podwodnego w środowisku morskim, przyjęty przez Radę Ministrów dla potrzeb realizacji nowych zobowiązań Polski wynikających z zapisów ustawy Prawo wodne (Anon. 2015), która transponuje zapisy dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r., tzw. Ramowej Dyrektywy w Sprawie Strategii Morskiej, oraz z postanowień Konwencji o Ochronie Środowiska Morskiego Obszaru Morza Bałtyckiego (HELCOM) z 1992 roku.

W 2015 r. pomiary i obserwacje były wykonywane z częstotliwością zależną od monitorowanego elementu, np. sześciokrotnie w ciągu roku w przypadku podstawowych właściwości wody morskiej, substancji biogenicz-

nych 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 HELCOM COMBINE.

Ocenę za rok 2015 przeprowadzono zgodnie z zasadami wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Ocena została wykonana głównie na podstawie wyników Programu Monitoringu Wód Morskich, realizowanego wg wytycznych HELCOM COMBINE, w tym monitoringu skażeń radioaktywnych (HELCOM MORS PRO) oraz pomiarów i obserwacji wykonywanych w Oddziale Morskim IMGW-PIB w ramach działalności statutowej Ośrodka Oceanografii i Monitoringu Hydrosfery i Atmosfery (w zakresie: mieszanie wód, wymiana wód, ekspozycja na falowanie, itp.). Badania monitoringowe polskiej strefy Bałtyku prowadzone były w ramach Państwowego Programu Monitoringu Środowiska – Monitoring Wód Powierzchniowych, na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, a finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Od 2014 r. do oceny stanu środowiska morskiego włączona została cecha C1 – różnorodność biologiczna – w zakresie indeksu wielkich ryb LFI w wodach otwartego morza. Ocenę przygotował zespół autorów z MIR-PIB w Gdyni na podstawie wyników uzyskanych w międzynarodowym programie BITS (Baltic International Trawl Surveys). Badania wykonywano na potrzeby Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich finansowanego przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Do celów monitoringu ichtiofauny prace wykonywane z pokładu statku badawczego r/v „Baltica”, związane z realizacją programu BITS (odnoszące się głównie do ryb poławianych przemysłowo), poszerzone zostały o zbiór danych dotyczących gatunków niekomercyjnych. Określana jest liczebność i masa wszystkich gatunków w połowie. Ponadto reprezentatywna próba ryb niekomercyjnych poddawana jest szczegółowej analizie ichtiologicznej, uwzględniającej określenie takich parametrów osobniczych, jak: długość ciała, masa, wiek, płeć, stadium rozwoju gonad, stan wypełnienia żołądka i rejestrację widocznych zmian chorobowych. Badania BITS prowadzone są zgodnie z międzynarodowym programem koordynacyjnym opracowanym przez grupę roboczą WG BIFS, jednak nie uwzględnia obszaru Ławicy Słupskiej, która jest obszarem chronionym w sieci Natura 2000 (PLC9001) oraz proponowanym obszarem referencyjnym dla polskiej strefy Bałtyku.

W 2015 r. zostały wdrożone nowe elementy w Programie Monitoringu Wód Morskich. Przeprowadzono pilotowe badania w zakresie monitoringu hydromorfologicznego (cecha C6 – integralność dna morskiego i C7 – warunki hydrograficzne) na dwóch transektach – w Zalewie Puckim oraz w jednolitej części wód przybrzeżnych Półwysep Hel. W zakresie odpadów w środowisku morskim (cecha C10), przeprowadzono pilotowy monitoring odpadów na linii brzegowej na 15 odcinkach o długości 1 km w następujących rejonach: Mierzeja Wiślana, Zatoka Gdańska, Zatoka Pucka, Półwysep Helski (od strony otwartego morza), Białogóra, Słowiński Park Narodowy, Jarosławiec, Sarbinowo, Mrzeżyno i Wolin-Uznam (rozdz. II.4.3, rys. II.4.3.1). Badania zostały wykonane we współpracy z WWF Polska 4 razy w roku. Podjęto także wstępne badania odpadów pływających w toni wodnej (na 6 stacjach) oraz we współpracy z MIR-PIB badania identyfikacji i klasyfikacji odpadów zdeponowanych na dnie morza.

Kolejnym nowym elementem w programie monitoringu jest wdrożenie w 2015 r. pilotażowego w skali kraju monitoringu hałasu podwodnego (cecha C11). W wyznaczonych miejscach polskiej strefy Bałtyku (rozdz. II.4.4., rys. II.4.4.1) zainstalowano aparaturę do pomiarów hałasu podwodnego i przeprowadzono testowe pomiary hałasu pochodzącego od przepływających statków. Ponadto, do instytucji nadzorujących/wydających zezwolenia, rozesłano ankiety dotyczące sonarów używanych na jednostkach pływających, wbijania pali w dno morskie przy budowie farm wiatrowych, falochronów, itp. oraz hałasu impulsowego powstającego przy innych pracach na morzu (rozdz. II.4.4). Uzyskane dane pozwolą na przetestowanie wskaźnika: „liczba dni występowania dźwięków impulsowych, przekraczających próg hałasu powodującego przemieszczanie się [ucieczkę] osobników fauny morskiej”.

W 2015 r. wprowadzono po raz pierwszy do niniejszej publikacji informacje dotyczące stanu awifauny polskich obszarów morskich w oparciu o dane nt. ptaków zimujących i rozrodczości bielika. Ocenę opracowano na podstawie danych, pozyskanych w programie PMŚ w ramach realizacji pracy pt.: „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony Natura 2000, lata 2015-2018” zleconej przez Główny Inspek-

torat Ochrony Środowiska, finansowanej ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz publikacji „Biuletyn monitoringu przyrody. Monitoring Ptaków Polski w latach 2013-2015” (Neubauer i in. 2015). Monitoring zimujących ptaków morskich jest prowadzony w ramach monitoringu ptaków Polski, w ramach PMŚ. Liczenie ptaków zimujących odbywa się z pokładu statku, płynącego wzdłuż 56 transektów w polskich wodach terytorialnych w pasie o szerokości 12 Mm oraz w Zatoce Gdańskiej, jak również w dwóch płytkich akwenach POM poza pasem wód terytorialnych, to jest na Ławicy Słupskiej i w Zatoce Pomorskiej.

Dane uzyskane w 2015 r. w ramach realizacji programu monitoringu Bałtyku w strefie głębokowodnej, wg wytycznych HELCOM COMBINE, umożliwiły dokonanie oceny w zakresie pięciu cech obejmujących trzy cechy stanu: C1 – bioróżnorodność w odniesieniu do ptaków zimujących i bielika oraz wskaźnika wielkości ryb, C3 – komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i mięczaków oraz C6 – integralność dna morskiego oraz trzy cechy presji: C5 – eutrofizacja, C8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz C9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego.

W zakresie cech C4 – łańcuchy troficzne i C7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2015 r. na tle wielolecia 2005-2014. W przypadku cech C10 – odpady w środowisku morskim i C11 – podwodny hałas i inne formy energii, których monitoring został wdrożony w 2015 r. na zasadach pilotażowych, w niniejszym opracowaniu przedstawiono wyniki badań z tego roku, ale bez wieloletniego tła, jak również bez oceny (brak wskaźników i kryteriów oceny). W pracy zawarto także analizę szerokiego tła środowiskowego w postaci zmian termiki i zasolenia wód morskich, odczynu oraz wymiany i mieszania wód.

II.2. Ogólne warunki hydrologiczne i hydrograficzne

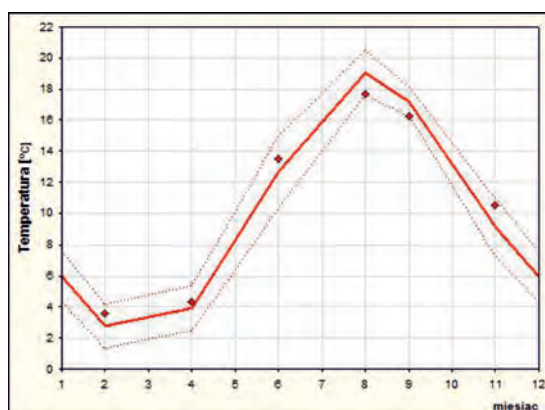
II.2.1. Temperatura wody morskiej

Średnia temperatura wody w powierzchniowej warstwie morza w 2015 r. w większości przypadków odbiegała od średniej wieloletniej w poszczególnych miesiącach dziesięciolecia 2005-2014 (rys. II.2.1.1). O ile charakter odchyleń wartości temperatury wody był zbliżony do siebie w strefie basenów otwartego morza, to w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej miały one wyraźnie inny przebieg. W basenach, w pierwszej połowie 2015 roku temperatura wody była wyższa od średniej wieloletniej, podczas gdy w sierpniu i wrześniu wody w warstwie powierzchniowej były chłodniejsze, poza Basenem Bornholmskim. W okresie jesiennym, ponownie woda była tam cieplejsza.

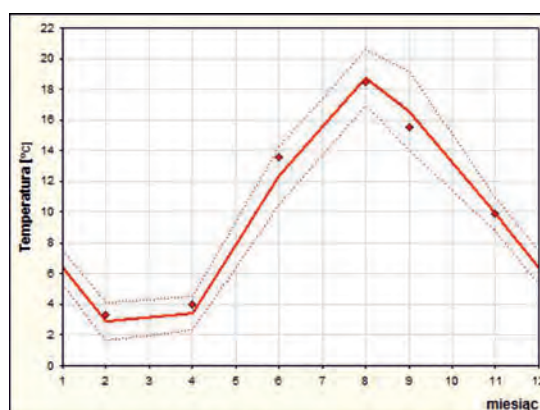


Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej przez większą część roku były chłodniejsze, a we wrześniu średnia temperatura wody była nawet niższa niż dolna granica przedziału odchylenia standardowego. Tylko w lecie wody były cieplejsze niż w wieloleciu, zarówno w czerwcu jak i sierpniu. W tym ostatnim przypadku średnia temperatura wody w warstwie powierzchniowej (20,16°C) była zbliżona do najwyższych wartości w wieloleciu (22,53°C). Jednocześnie tendencja w początkowym okresie ochładzania wód (wrzesień) miała ten sam charakter jak w basenach otwartego morza, natomiast w październiku średnia temperatura wody (9,32°C) była niższa od dolnej granicy przedziału określonego przez odchylenie standardowe (rys. II.2.1.1).

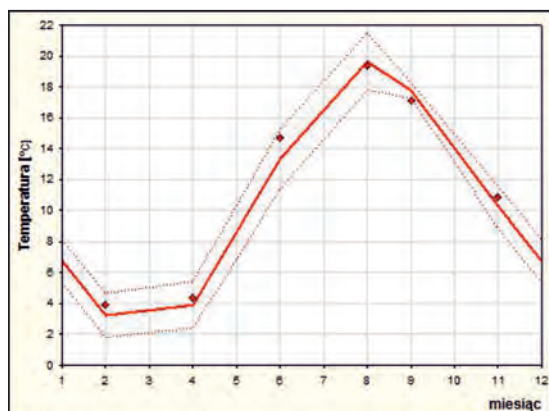
a)



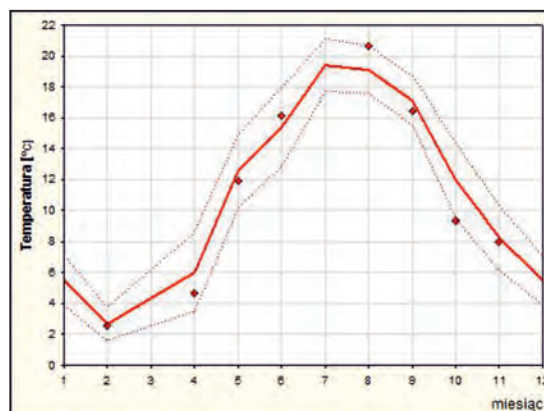
b)



c)



d)

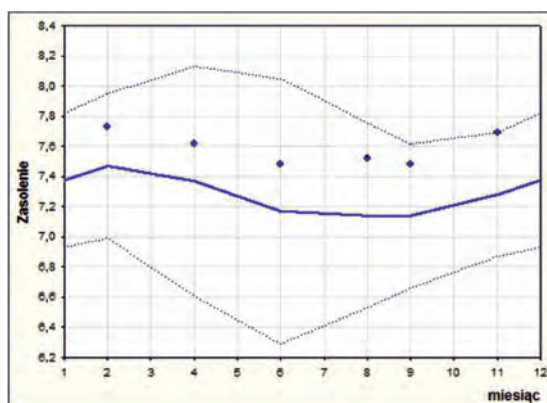


Rys. II.2.1.1. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2015 r. w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2005-2014; linia przerywana – odchylenie standardowe 2005-2014; punkty – rok 2015

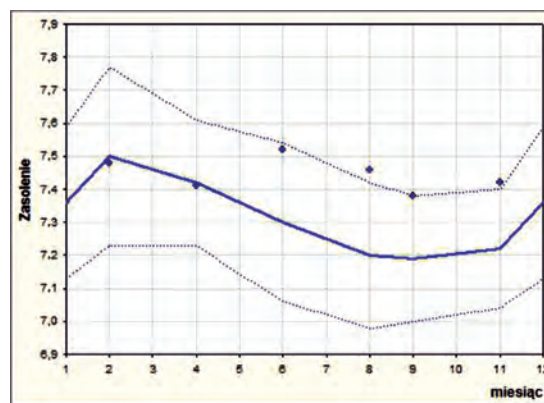
II.2.2. Zasolenie

Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej wód Basenu Bornholmskiego przez cały 2015 rok było wyższe o około 0,2 jednostki od średniego zasolenia z okresu 2005-2014, co można wiązać z wystąpieniem dużego wlewu wód z Morza Północnego na przełomie lat 2014 i 2015. Pod koniec 2015 r. wystąpił wzrost zasolenia także w wodach warstwy podpowierzchniowej tego obszaru od głębokości około 20 m do 40 m (rys. II.2.2.2a). Wspomniany wlew był jednym z trzech największych od początku obserwacji, to jest od listopada/grudnia 1880 roku. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego efekt wlewu był widoczny dopiero w czerwcu. W sierpniu i listopadzie zasolenie przekroczyło tam nawet górną granicę przedziału odchylenia standardowego (rys. II.2.2.1b). Także górna warstwa wód stawała się coraz bardziej słona począwszy od kwietnia (rys. II.2.2.2b).

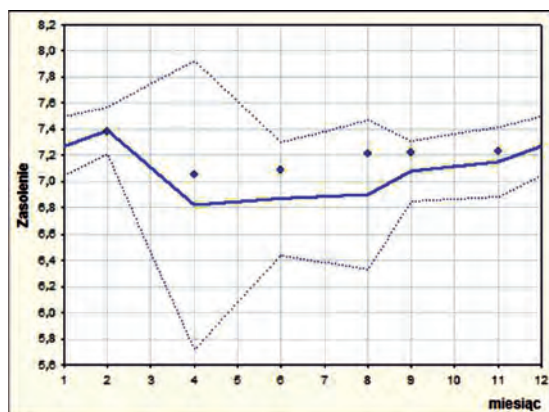
a)



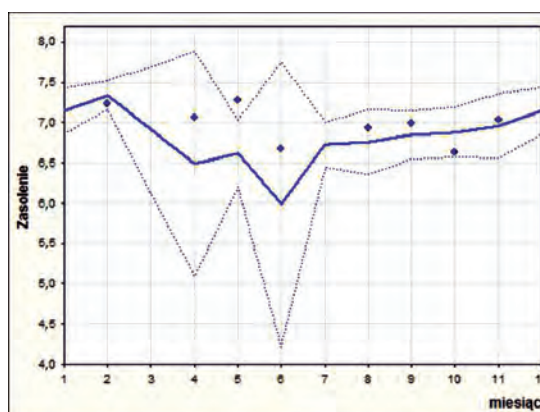
b)



c)



d)

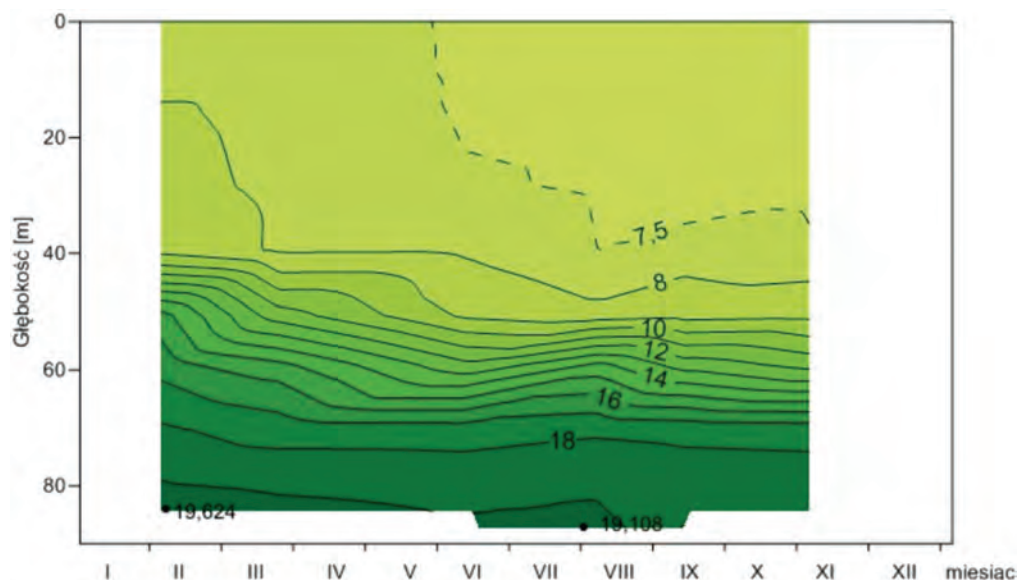


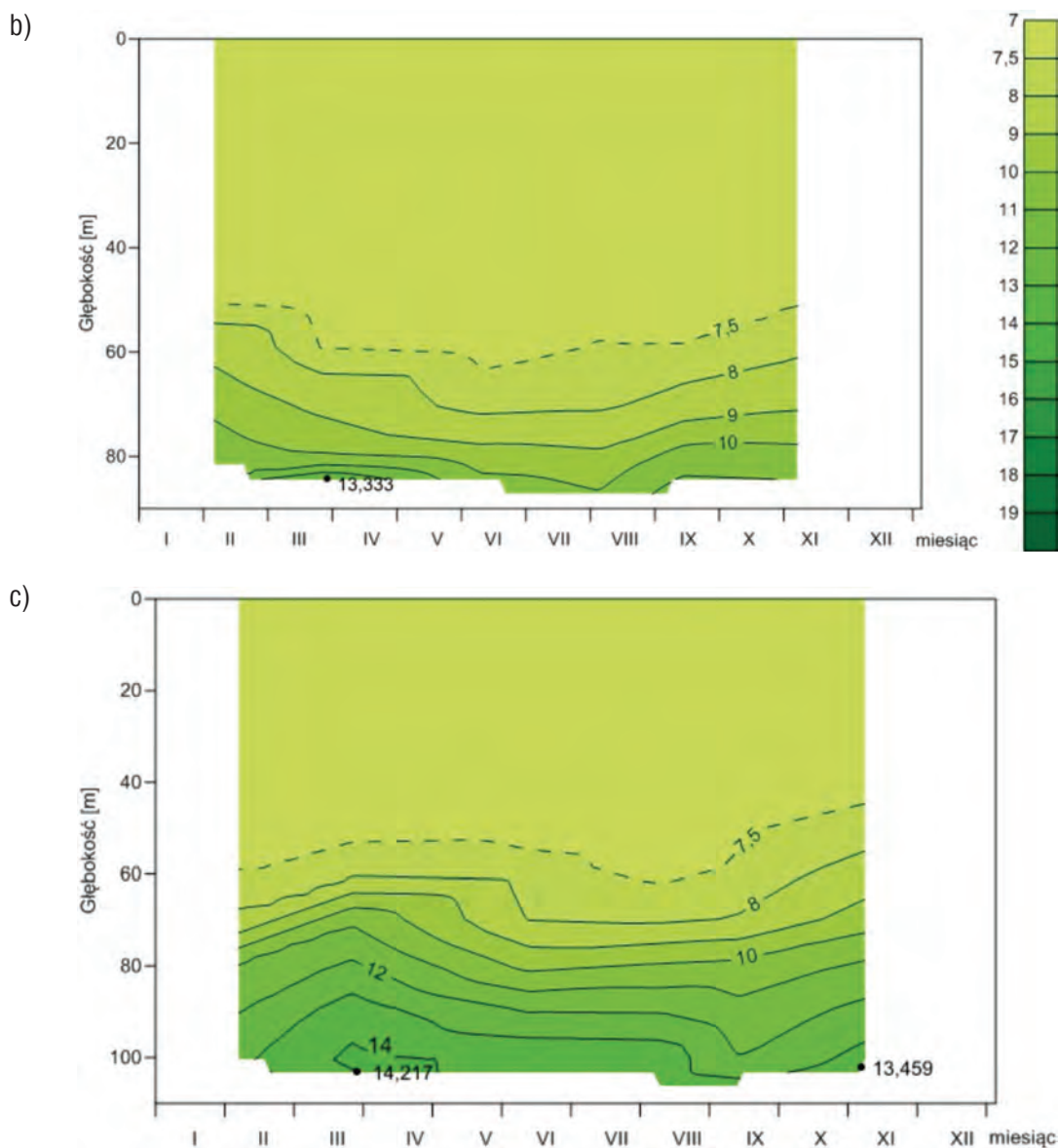
Rys. II.2.2.1. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2015 r. w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2005-2014; linia przerywana – odchylenie standardowe 2005-2014; punkty – rok 2015 (uwaga – różne skalowanie wartości zasolenia)

W mniejszym stopniu wzrosło zasolenie wód powierzchniowych w Basenie Gdańskim począwszy od kwietnia 2015 roku. W wodach przybrzeżnych tego akwenu ulegało znacznym wahaniom w ciągu roku, a w sposób istotny wzrosło w kwietniu i maju (rys. II.2.2.1d). Podwyższone zasolenie w podpowierzchniowej warstwie wód w rejonie tej głębokości było porównywalne z wartościami tego parametru w wodach Głębi Bornholmskiej, ale występowało dopiero od głębokości około 40 m.

Zasolenie wód przydennych strefy głębokowodnej południowego Bałtyku w 2015 r. było kształtowane przez znaczący wlew słonych wód z Morza Północnego. Największy wzrost (maksymalne zasolenie 19,624) stwierdzono w wodach Głębi Bornholmskiej w lutym (rys. II.2.2.2a), po czym nastąpiło obniżenie zasolenia wód przy dnie do 19,033 w czerwcu i ponowny nieznaczny wzrost w sierpniu (19,108). W tym okresie uformowała się gruba warstwa wód przydennych już od głębokości około 50 m.

a)





Rys. II.2.2.2. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych polskich obszarów morskich w 2015 r.; a) Głębia Bornholmska, b) półd-wsch. Basen Gotlandzki, c) Głębia Gdańska

W wodach przydennych wschodniego Basenu Gotlandzkiego obserwowano podobne zjawisko, przy maksimum zasolenia 13,333 w marcu oraz ponownym jego wzroście we wrześniu (11,063) (rys. II.2.2.2b).

W Głębi Gdańskiej największy wzrost zasolenia (14,219) wód przydennych 2015 r. miał miejsce w marcu, a ponowny mniejszy w listopadzie (13,459) (rys. II.2.2.2c). Warstwa o zasoleniu wyższym niż 10 była cieńsza niż w Głębi Bornholmskiej, rozpoczynała się na głębokości dopiero 75 m, a jednocześnie jej miąższość była większa niż w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego.

II.2.3. Odczyn wody morskiej

Odczyn jest miarą kwasowości/zasadowości środowiska morskiego. Jego pomiary stanowią użyteczne narzędzie do śledzenia zmian w zakwaszeniu wód oceanu światowego spowodowanych m.in. zwiększonym dopływem dwutlenku węgla z atmosfery związanym z działalnością człowieka. Celem monitorowania odczynu wód morskich jest obserwowanie zmienności przestrzennej oraz wychwycenie trendów zmian czasowych, jako wy-

niku oddziaływania zarówno czynników naturalnych (np.: geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych), jak i antropogenicznych.

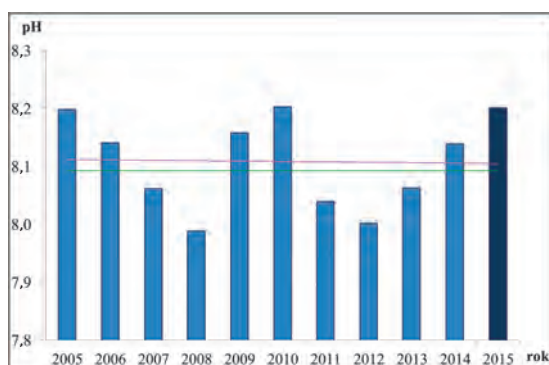
Analizę zmian wartości pH opracowano na podstawie danych pomiarowych zebranych w okresie od 2005 do 2015 r. Pomiary wykonywano 6 razy w roku podczas wszystkich rejsów monitoringowych prowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej.

Średnia wartość pH wód całego rejonu badań odnotowana w 2015 r. wyniosła 8,16 i była wyższa od średniej z okresu 2005-2014 o ponad 0,01 (rys. II.2.3.1). Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2015 r. mieściły się w przedziale od 7,16 do 8,85. Zakres zmienności był mniejszy zarówno w stosunku do poprzedniego roku, jak i wielolecia. W tabeli II.2.3.1 przedstawiono wartości dla poszczególnych akwenów.

Tabela II.2.3.1. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2015 r.

Akwen	min	max	średnia
wschodni Basen Gotlandzki	7,28	8,63	8,30
Basen Gdański	7,16	8,85	8,12
Basen Bornholmski	7,42	8,76	8,12

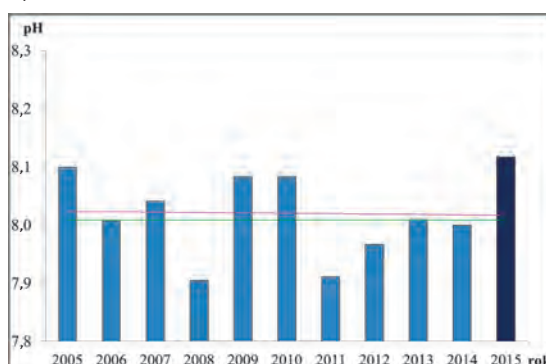
a)



b)



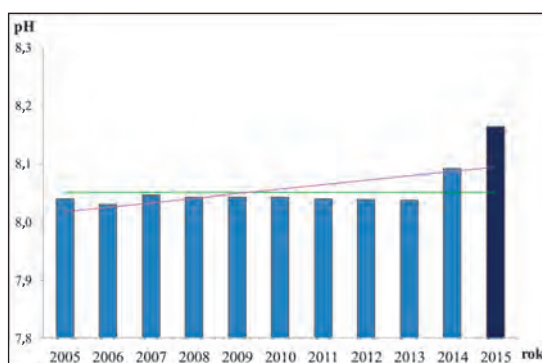
c)



Rys. II.2.3.1. Średnie wartości odczynu wody morskiej w latach 2005-2014 (słupki jasne) i 2015 r. (słupki ciemniejsze) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich Bałtyku; a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański; linia zielona – średnia 2005-2014, linia czerwona – tendencja zmian

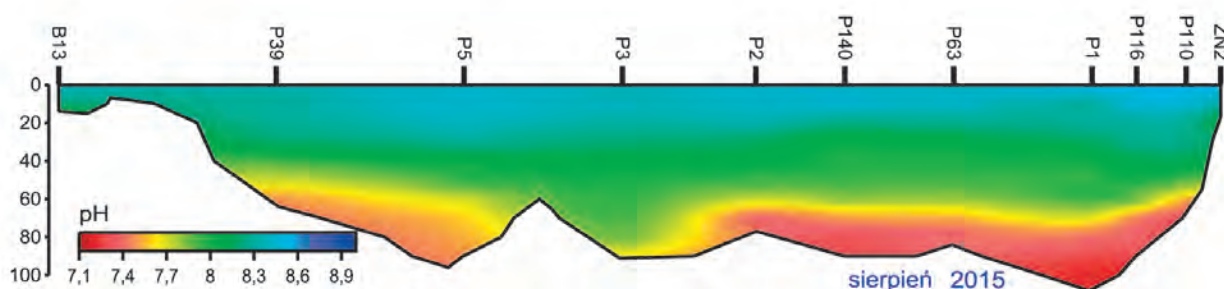
Analiza wartości średnich pH, pomierzonych w poszczególnych latach 2005-2015, wykazała dodatnią tendencję zmian na poziomie całego badanego rejonu (rys. II.2.3.2). Na podobną tendencję wskazują wyniki pomiarów w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (rys. II.2.3.1b). Natomiast w pozostałych akwenach nie stwierdzono wyraźnego trendu (rys. II.2.3.1a,c).

We wszystkich omawianych akwenach w roku 2015 stwierdzono wzrost pH, podobnie jak w dwóch okresach w wieloleciu (rys. II.2.3.2).



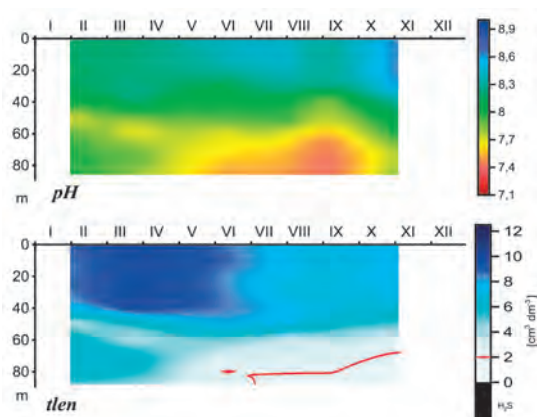
Rys. II.2.3.2. Średnie wartości odczynu wody morskiej w latach 2005-2015 (słupki jasne) w polskich obszarach morskich i w 2015 r. (słupki ciemniejsze); linia zielona – średnia z okresu 2005-2014, linia czerwona – tendencja zmian

Odczyn wody morskiej zmienia się wraz z głębokością. W warstwie powierzchniowej, gdzie procesy fotosyntezy prowadzą do pochłaniania dwutlenku węgla i uwalniania tlenu, obserwowano wyższe, niż w głębszych warstwach, wartości pH. W 2015 r. średnie wartości odczynu wody w warstwie eufotycznej wahały się od 7,97 w rejonie Basenu Bornholmskiego do 8,85 w Basenie Gdańskim. Natomiast w warstwie poniżej 20 m obserwowano zmniejszanie zasadowości wody morskiej związanej m.in. ze zużyciem tlenu w procesach chemicznych (np.: rozkład obumarłej materii organicznej). Typowy spadek pH wraz ze wzrostem głębokości przedstawiono na rys. II.2.3.3.



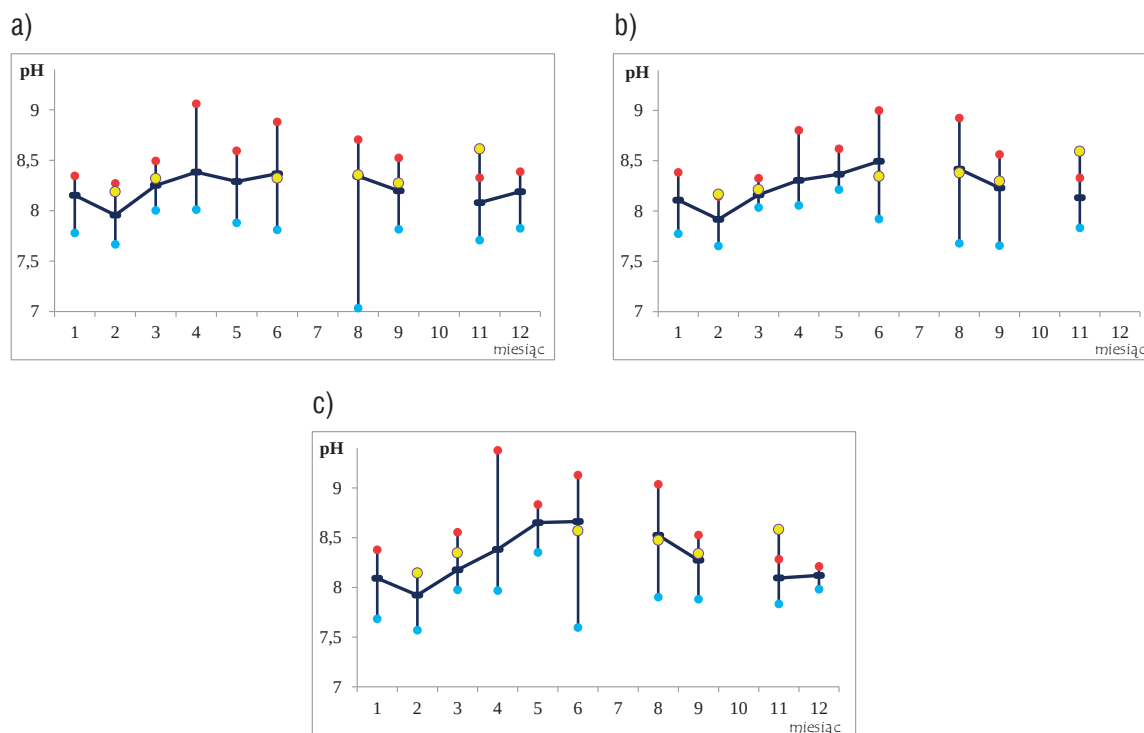
Rys. II.2.3.3. Pionowy rozkład wartości pH wzdłuż przekroju od Zatoki Pomorskiej do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z sierpnia 2015 r.)

Naturalny rozkład pionowy pH wód został zakłócony na początku 2015 r. przez wielki wlew z Morza Północnego, który dostarczył do głębszych rejonów Morza Bałtyckiego dobrze natlenione wody. Znalazło to swoje odbicie w tym okresie w podwyższeniu pH wód przydennych, w wyniku zaniku siarkowodoru, w głębiach polskiej strefy południowego Bałtyku, np. w Głębi Bornholmskiej (rys. II.2.3.4).



Rys. II.2.3.4. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach Głębi Bornholmskiej w 2015 r.

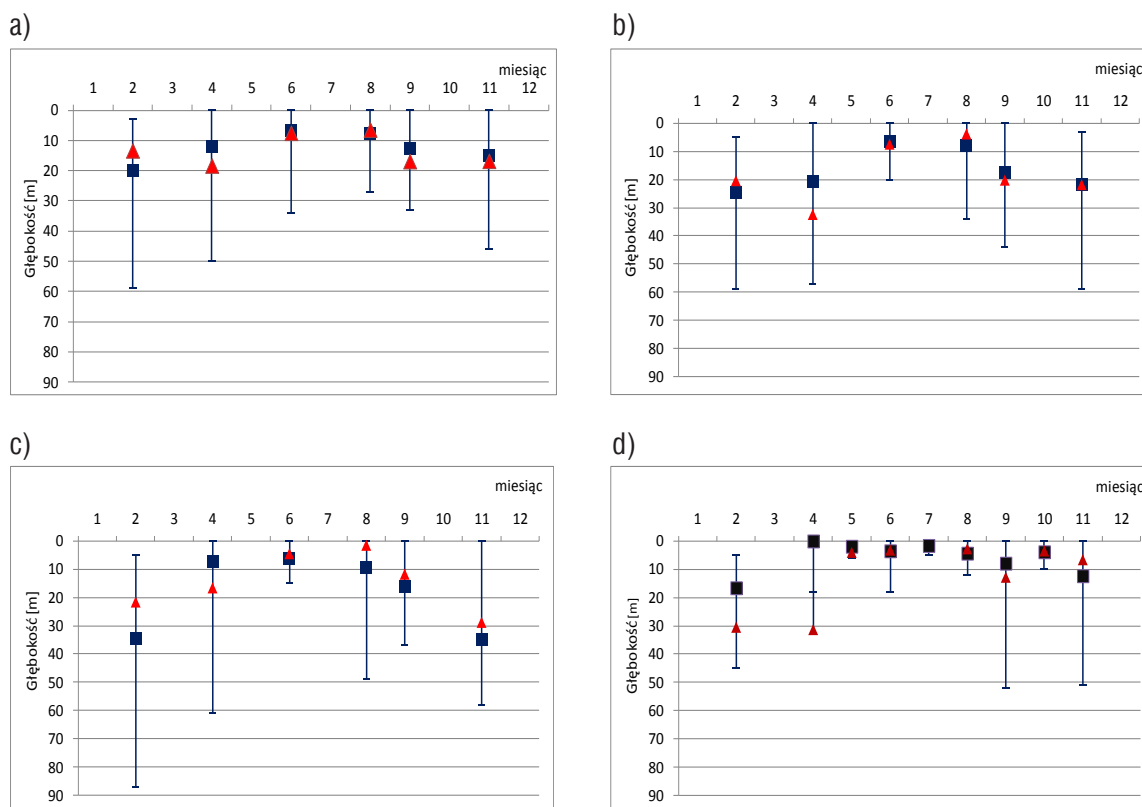
Wartości pH ulegają wyraźnej zmienności sezonowej będącej efektem zmian w intensywności produkcji pierwotnej i związanych z nią reakcji fotosyntezy. W związku z tym najwyższe wartości pH notowano w okresie intensywnego rozwoju fitoplanktonu, który w 2015 r. zaobserwowano w listopadzie, w przeciwieństwie do poprzedniej dekady, kiedy to szczyt produkcji pierwotnej przypadał w czerwcu. Natomiast najniższe wartości zmierzono, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym obserwowanym w ostatnich dziesięciu latach, w miesiącu lutym. Średnie miesięczne wartości pH w 2015 r., poza okresem intensywnego rozwoju pierwotnej, były wyższe od średnich wieloletnich, co wynikało m.in. z aktualnych warunków hydrometeorologicznych (rys. II.2.3.5).



Rys. II.2.3.5. Zmienność sezonowa pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku w latach 2005-2015; a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański; ● – wartości maksymalne, ● – wartości minimalne, ● – 2015 r., ■ – średnie miesięczne 2005-2014

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. Zjawisko to występuje szczególnie w akwenach o znacznych głębokościach, jak wydzielone w polskiej strefie Bałtyku obszary oceny: Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki czy Basen Bornholmski. Największe głębokości rozdziału między tymi warstwami występują późną jesienią, w okresie zimowym i na początku wiosny. Najmniejsze zaś, od późnej wiosny (kwiecień lub maj) poprzez lato do początku jesieni (rys. II.2.4.1).



Rys. II.2.4.1. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w okresie 2005–2014 oraz średnia głębokość w wieloleciu (kwadraty) i w 2015 r. (trójkąty) w wydzielonych akwenach w polskich obszarów morskich Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego

W każdym z rejsów w 2015 r., średnia głębokość warstwy wymieszania w wodach Basenu Bornholmskiego była większa od średniej z poprzedzającego 10-lecia poza lutym. W czerwcu i sierpniu była zbliżona do średniej wieloletniej. Podobne zróżnicowanie występowało w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gdańskiego. Największe różnice w stosunku do wielolecia zaobserwowano podczas rejsu zimowego (luty) oraz sierpniowego, kiedy średnia głębokość tej warstwy wynosiła około 20 m lub mniej (rys. II.2.4.1a, b, c).

Odmienne kształtowały się warunki mieszania w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, które charakteryzują się najbardziej zróżnicowaną batymetrią oraz ekspozycją na falowanie. Znaczną część tego obszaru zajmuje strefa o głębokości kilkudziesięciu metrów, otwarta na wiatr z sektora północnego. Z kolei strefa płytkowodna wód zachodniej części Zatoki Gdańskiej jest bardzo płytka, co ogranicza możliwość wystąpienia dużych głębokości warstwy mieszania, oraz jest osłonięta dla większości kierunków wiatru, poza wschodnim. Powoduje to, że od maja do sierpnia maksymalny zasięg głębokości warstwy wymieszania jest ograniczony do około 15 m.

II.2.5. Wymiana wód i prądy morskie

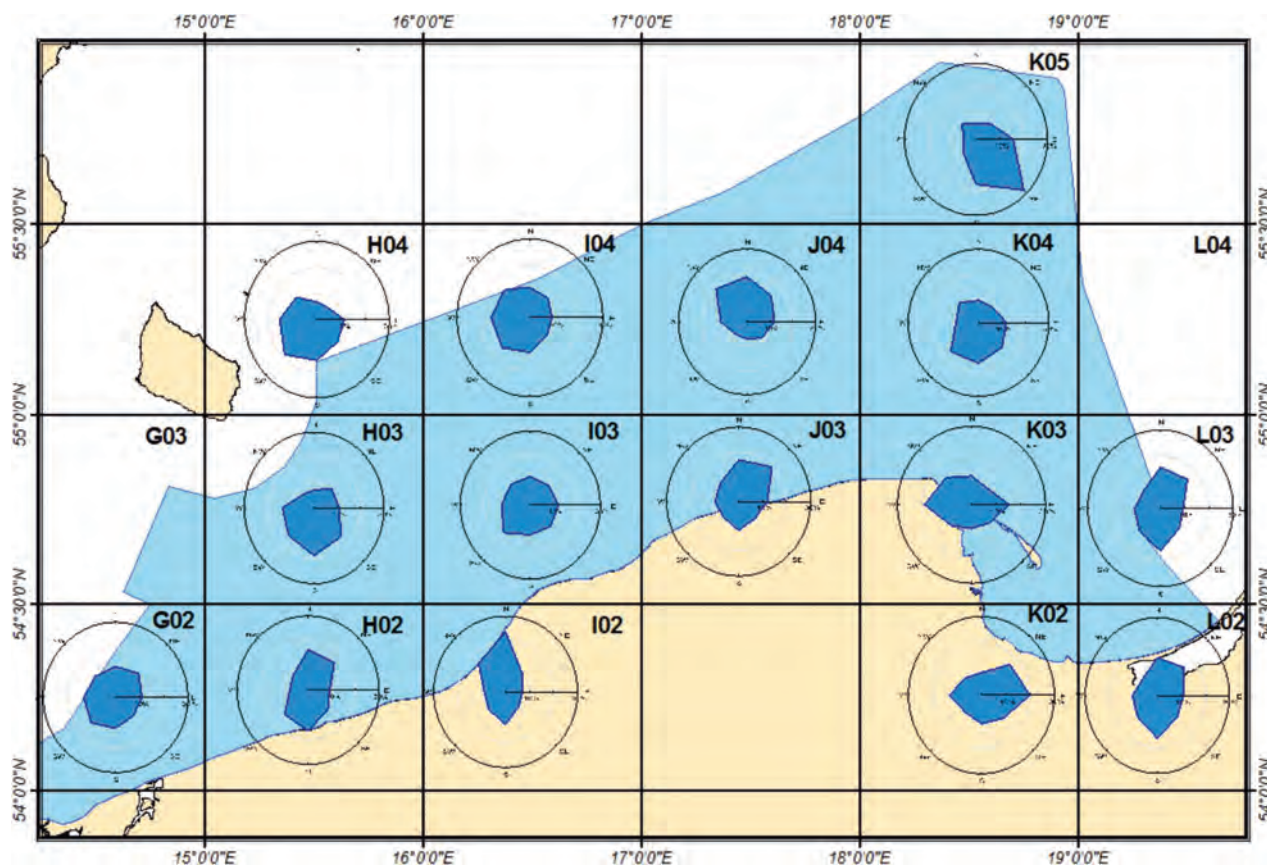
Wymiana wód w polskiej strefie Bałtyku zachodzi zarówno w skali lokalnej, w warstwie powierzchniowej rejonów przybrzeżnych, jak i regionalnej w warstwie przydennej. W pierwszym przypadku wiąże się ona z dopływem wód rzecznych do morza, podczas gdy w drugim – wynika z występowania nieregularnych wlewów słonych wód z Morza Północnego przez cieśninę Kattegat. Po okresie braku w latach 2005 i 2006 znaczących wlewów, od 2007 roku obserwowano wlewy w styczniu, marcu i listopadzie 2007 r. oraz od stycznia do września 2008 r., dzięki którym miał miejsce transport ok. 200 km³ mocno zasolonej i dobrze natlenionej wody morskiej. Na przełomie stycznia i lutego, marca i kwietnia, w maju oraz na przełomie listopada i grudnia 2011 r. ponownie

rejestrowano występowanie znacznych wlewów w rejonie niemieckich wód Bałtyku, które wniosły od 100 km³ do 300 km³ słonych wód atlantyckich. Wlew z przełomu listopada i grudnia 2011 r., odpowiedzialny za transport ok. 1 Gt soli, wpływał na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r.

Pod koniec omawianego dziesięciolecia, 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 2015a). Efekty tego wlewu były widoczne w kolejnym roku, a podczas rejsów monitoringowych rejestrowano w warstwach przydennych wód Basenu Bornholmskiego bardzo wysokie wartości zasolenia, w szczególności na stacji P5 (rys. II.1.1) pod koniec stycznia 2015 r. zmierzono zasolenie 19,5, podczas gdy w poprzednich latach na tej stacji nie przekraczało 16,5. Wysokie zasolenie (17,2) wystąpiło w tym czasie także na południe od Bornholmu na stacji P39 (rys. II.1.1). Była to maksymalna wartość zmierzona w wodzie na tej stacji w całym 2015 roku. Na stacjach położonych dalej na wschód wlew był zauważalny dopiero podczas rejsu kwietniowego, gdzie zasolenie wzrosło o 3 jednostki w stosunku do stycznia.

Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskich obszarach morskich wykorzystano pomiary przy pomocy prądomierza ADCP RDI podczas ruchu statku, które wykonywano w okresie od 2005 do 2015 r. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe mierzono zwykle w warstwie 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.

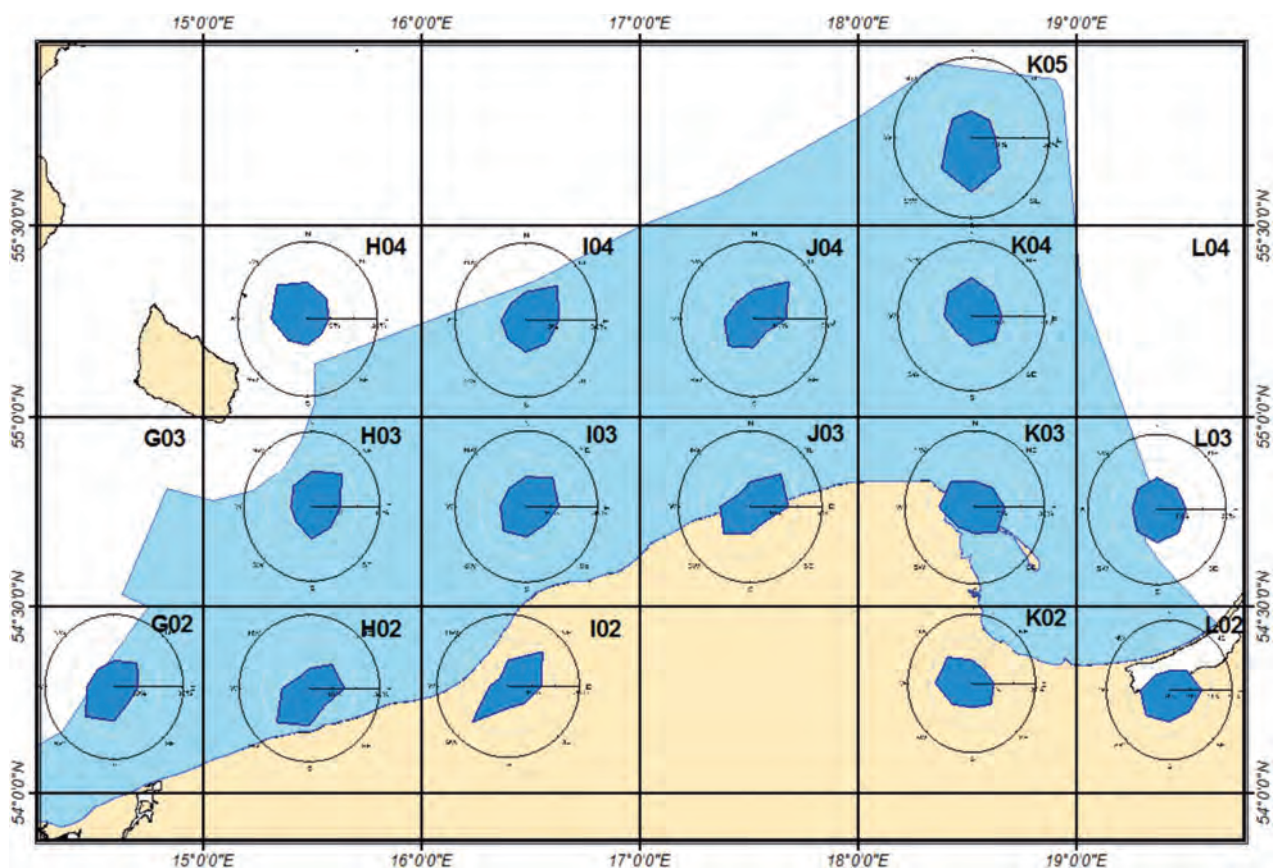
Ogólną charakterystykę rozkładu prądów podczas rejsów w 2015 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich wg podziału ICES (rys. II.2.5.1). Dla porównania wyznaczono róż prądów dla okresu 2005-2014 (rys. II.2.5.2). Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na wszystkich rysunkach wynosi 30%.



Rys. II.2.5.1. Róż prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2015 r.

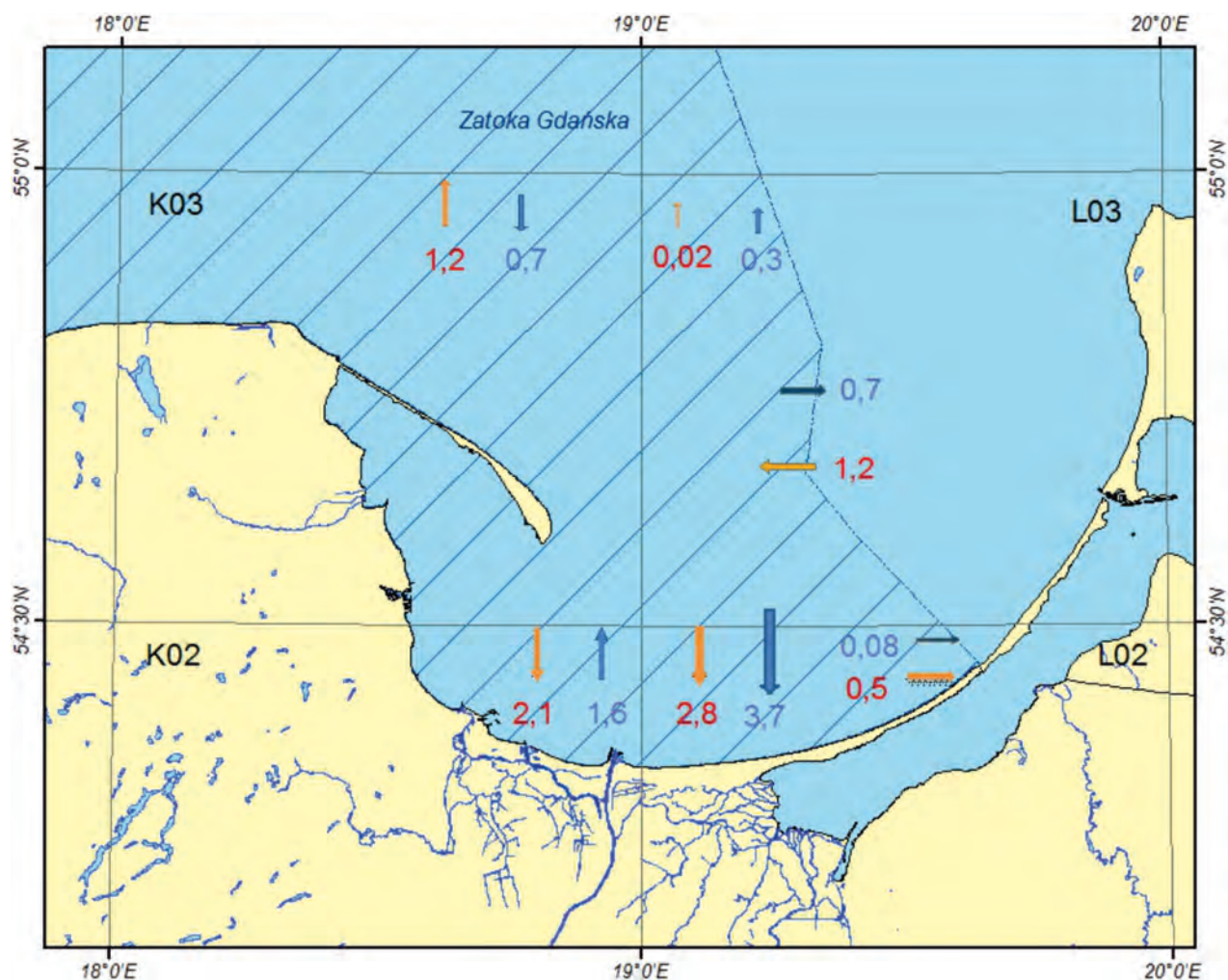
Kierunki prądów podpowierzchniowych w polskiej strefie przybrzeżnej (kwadraty G02, H02, I02, I03, J03) odbiegały w 2015 r. od dominujących kierunków w wieloleciu. O ile wieloletni rozkład prądów zgodny jest z przebiegiem linii brzegowej, to w 2015 r. w kwadratach H02 i I02 przeważały prądy wzdłuż osi północ-południe, z dominacją kierunków północnych w tym ostatnim (rys. II.2.5.1). W kwadratach K02 i L02 w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej (K02, L02) zarejestrowano głównie prądy północno-zachodnie i północno-wschodnie (K02) oraz północne lub południowe (L02).

Na rozkład prądów w rejonie Głębi Gdańskiej, znajdującej się w obrębie kwadratu L03, zasadniczy wpływ mają cyklonalne lub antycyklonalne układy przepływu wód powstające podczas oddziaływania wiatru z różnych kierunków. W wyniku tego występują tam prądy o podobnym udziale procentowym dla wszystkich kierunków, co szczególnie dobrze widoczne jest w przypadku pomiarów wieloletnich (rys. II.2.5.2). W 2015 r. przeważały jednak prądy północno-wschodnie oraz południowe, zaś w bardzo niewielkim udziale procentowy miały prądy wschodnie (rys. II.2.5.1.).



Rys. II.2.5.2. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2005-2014

W 2015 r., w rejonie Basenu Bornholmskiego przeważały południowe i południowo-zachodnie kierunki prądów (rys. II.2.5.1), podczas gdy w wieloleciu w większości przypadków były to prądy sektora północnego (rys. II.2.5.2). W obrębie południowo-wschodniego stoku Głębi Gotlandzkiej występowały głównie prądy południowo-wschodnie, w przeciwieństwie do południowych w wieloleciu. W kwadratach obejmujących Rynę Słupską (I04 i J04) prądy miały odmienne kierunki: w 2015 r. południowo-zachodnie oraz północno-zachodnie (rys. II.2.5.1), natomiast w wieloleciu w obu przypadkach głównie północno-wschodnie (rys. II.2.5.2).



Rys. II.2.5.3. Natężenie przepływu wody (w tys. m³ s⁻¹) w warstwie na głębokości od 7,5 do 12,5 m w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w wieloleciu 2005-2014 (strzałki niebieskie) oraz w roku 2015 (strzałki pomarańczowe) wzdłuż osi północ-południe oraz wschód-zachód przez wschodnią granicę polskiej strefy ekonomicznej

Wieloletnie pomiary prądów metodą ciągłego profilowania przy pomocy ADCP od warstwy podpowierzchniowej do warstwy przydennej, wykonywane podczas rejsów monitoringowych, pozwalają na dokonanie oceny skali wymiany poziomej wód w wybranych rejonach. Na rys. II.2.5.3 zilustrowano wynik obliczeń objęściowego 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 2005-2014 oraz w 2015 r.

W 2015 r. wypadkowe natężenia przepływu skierowanego na południe, w warstwie podpowierzchniowej morza, w kwadratach strefy przybrzeżnej (K02 i L02) były podobne i wynosiły nieco ponad 2 000 m³ s⁻¹. Z kolei w wieloleciu we wschodniej części dominował napływ wód o 50% większy niż w 2015 r., a w zachodniej dwa razy mniejszy odpływ w kierunku północnym. Wymiana wód przez granicę polskiej strefy ekonomicznej w kierunku wschodnim była w 2015 r. o rząd wielkości większa niż w wieloleciu.

W całej strefie głębokowodnej (K03 i L03) zaznaczył się odpływ wód w kierunku otwartego morza, łącznie około 1 220 m³ s⁻¹, przy jednoczesnym porównywalnym dopływie wód ze wschodu.

W wieloleciu, na północnej granicy Zatoki Gdańskiej, wypadkowe natężenie przepływu wynosiło około 400 m³ s⁻¹, natomiast na wschodzie przeważał słaby odpływ wód w kierunku rosyjskiej części zatoki, zarówno z jej centralnej części (700 m³ s⁻¹), jak i ze strefy przybrzeżnej (80 m³ s⁻¹).

II.3. Cechy stanu

II.3.1. Różnorodność biologiczna

II.3.1.1. Ptaki



Opis i ocenę stanu produktywności bielika oraz zimujących ptaków morskich opracowano na podstawie danych, pozyskanych w programie PMS w ramach realizacji pracy pt.: „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony Natura 2000, lata 2015-2018”, zleconej przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, finansowanej ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz publikacji „Biuletyn monitoringu przyrody. Monitoring Ptaków Polski w latach 2013-2015” (Neubauer i in. 2015).

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich (MZPM) prowadzony jest w ramach monitoringu ptaków Polski, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Liczenie ptaków zimujących odbywa się z pokładu statku, wzdłuż 56 transektów w obrębie polskich wód terytorialnych (rys. II.1.1) oraz na Zatoce Gdańskiej, jak również w dwóch płytkich akwenach POM³ poza pasem wód terytorialnych, to jest Ławicy Słupskiej i Zatoce Pomorskiej.

Monitoring jest zorientowany na ocenę liczebności 10 gatunków, tzw. podstawowych, które są związane ze środowiskiem morskim. Są to gatunki: lodówka (*Clangula hyemalis*), markaczka (*Melanitta nigra*) i uhla (*Melanitta fusa*) – występujące na wybrzeżu gatunki kaczek oraz alka (*Alca torda*), nurzyk (*Uria aalge*) i nurnik (*Cephus grylle*) – występujące na Bałtyku przez cały rok, a także nur czarnoszyi (*Gavia arctica*), nur rdzawoszyi (*Gavia stellata*), perkoz rogaty (*Podiceps auritu*) i perkoz rdzawoszyi (*Podiceps grisegena*), dla których Morze Bałtyckie stanowi jedno z ważniejszych miejsc zimowania.

Na podstawie liczenia ptaków wzdłuż transektów, najliczniej zimującym ptakiem w 2015 r. była lodówka, a następnie uhla i markaczka, podobnie jak w dwóch poprzedzających latach. Sumaryczna liczebność lodówki (12 043) i uhli (7 626) w 2015 r. stanowiła 93,6% osobników policzonych wzdłuż transektów. Kolejne najbardziej liczne gatunki to – alka oraz mewa srebrzysta *sensu lato*. Średni wskaźnik zagęszczenia dla 10 podstawowych gatunków ptaków zimujących w okresie 2013-2015 zamieszczono w tab. II.3.1.1.1. (Neubauer i in. 2015).

Tabela II.3.1.1.1. Średni wskaźnik zagęszczenia gatunków podstawowych w latach 2013-2015. Znakiem „+” oznaczono wskaźnik zagęszczenia poniżej 0,01 os. km⁻² (na podstawie Neubauer i in. 2015)

Gatunek	Rok		
	2013	2014	2015
Lodówka (<i>Clangula hyemalis</i>)	28,05	39,57	22,93
Uhla (<i>Melanitta Fusa</i>)	22,29	12,93	14,52
Markaczka (<i>Melanitta nigra</i>)	1,30	2,02	1,33
Alka (<i>Alca torda</i>)	0,18	0,14	0,17
Nur rdzawoszyi (<i>Gavia stellata</i>)	0,04	0,02	0,04

³ polskie obszary morskie

Tabela II.3.1.1.1 - c.d.

Perkoz rogaty (<i>Podiceps auritu</i>)	0,03	0,05	0,06
Nur czarnoszyi (<i>Gavia Arctic</i>)	0,02	0,03	0,03
Nurnik (<i>Cephus grille</i>)	0,02	0,02	0,02
Nurzyk (<i>Uria aalge</i>)	0,02	0,02	0,07
Perkoz rdzawoszyi (<i>Podiceps grisegena</i>)	0,01	0,03	0,02
Uhla lub markaczka/unidentified scoters (<i>Melanitta sp.</i>)	+		0,21
Nury nieoznaczone/unidentified loons (<i>Gavia sp.</i>)	0,02	0,02	0,01
Alka lub nurzyk/unidentified alcs (<i>Alca tordalub/or Uria aalge</i>)	0,01		+
Perkozy nieoznaczone/unidentified grebes (<i>Podiceps sp.</i>)	0,01		
Razem	51,93	54,85	39,41

Średni wskaźnik zagęszczenia dla lodówki i uhli wynosił w 2015 r., odpowiednio 22,93 os. km⁻² oraz 14,52 os. km⁻², natomiast dla markaczki już tylko 1,33 os. km⁻², a średni wskaźnik zagęszczenia pozostałych gatunków podstawowych, zarówno w 2015 r., jak i w omawianym okresie trzech lat, wynosił poniżej 1,0.

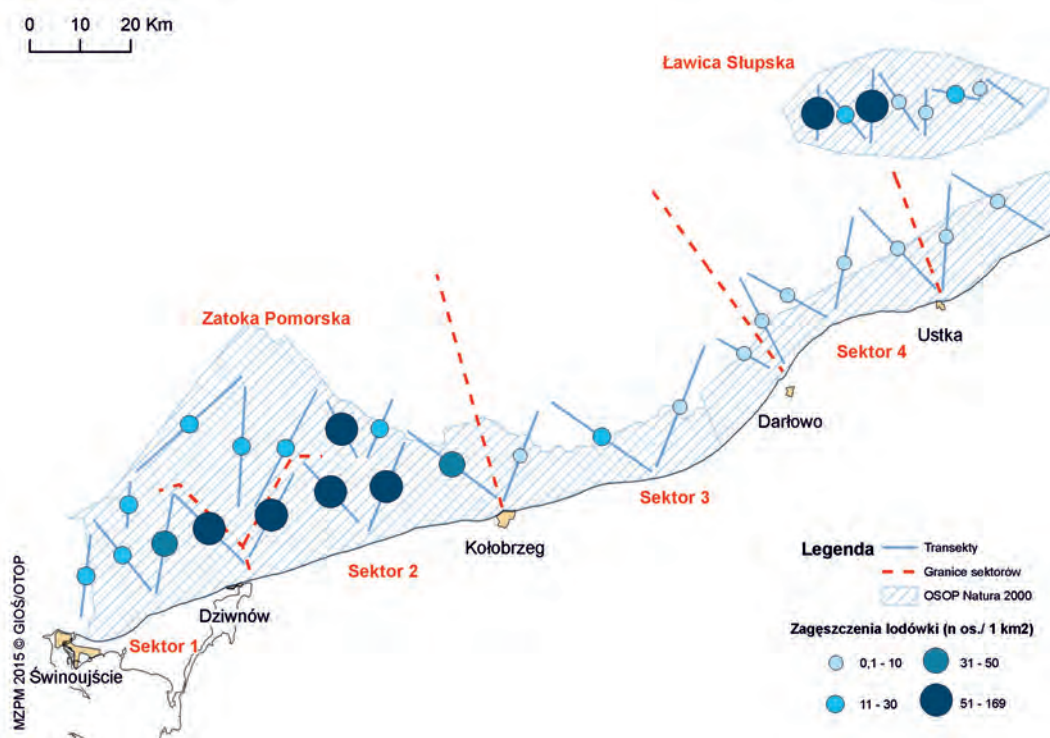
Wskaźnik rozpowszechnienia gatunków podstawowych jest określany jako stosunek liczby transektów, na których wystąpił dany gatunek do liczby wszystkich transektów, wyrażony w procentach. Najwyższy wskaźnik rozpowszechnienia dotyczy dwóch najbardziej licznych gatunków, to jest lodówki i uhli, które występowały na 80-95% wszystkich transektów. Współczynnik rozpowszechnienia markaczki był niski, co jest związane jej rozmieszczeniem – większość osobników została odnotowana na transektach w obszarze Zatoki Pomorskiej. Odwrotna charakterystyka ma odniesienie do nura – jest on gatunkiem szeroko rozpowszechnionym i został odnotowany na dużej liczbie transektów, mimo że jego liczebność była niska.

Najwyższy wskaźnik zagęszczenia w trzech akwenach występowania został obliczony dla lodówki – 37,91 os. km⁻²; najczęściej występowała ona w obrębie wód terytorialnych i na Ławicy Słupskiej. Uhla występowała najczęściej na Zatoce Pomorskiej, poza wodami terytorialnymi, ze wskaźnikiem zagęszczenia wynoszącym 14,46. W odniesieniu do markaczki, najwyższy wskaźnik zagęszczenia i najliczniejsze jej występowanie, zanotowano w obrębie wód terytorialnych. Biorąc pod uwagę dużą powierzchnię akwenu, wskaźnik gęstości przyjął niską wartość 1,44 os. km⁻².

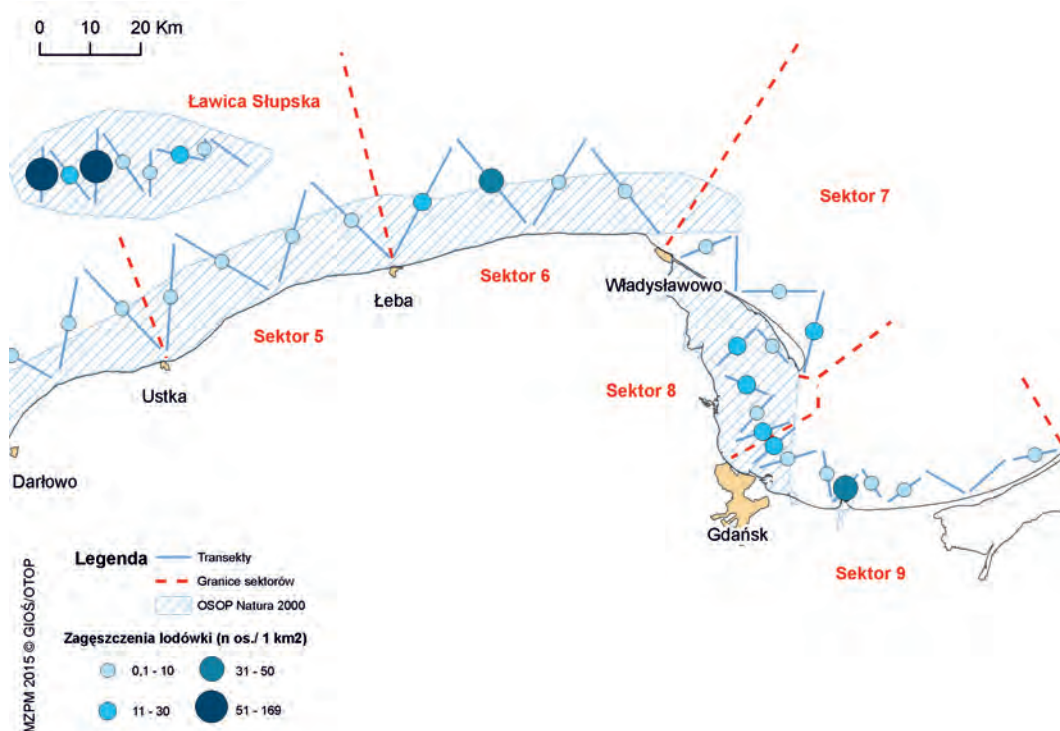
Z analizy zmian wskaźnika liczebności, przeprowadzonej dla czterech najbardziej licznych gatunków ptaków morskich na podstawie danych z pięciu sezonów (2011-2015), wynika trend spadkowy liczebności lodówki i uhli, przy czym istotnie statystyczny był tylko w przypadku drugiego gatunku ($\lambda=0,8954$, $p=0,01$). Analiza przeprowadzona dla markaczki wykazała, że jej liczebność pozostaje na stałym poziomie, widoczne są jednak duże fluktuacje liczebności. Badania w kolejnych latach posłużą do porównania, czy spadkowy trend liczebności najbardziej licznych gatunków ptaków zimujących jest zgodny z obserwacjami w pozostałych regionach Bałtyku (Neubauer i in. 2015).

Lodówka

Najwyższe wskaźniki zagęszczenia lodówki w 2015 r. zaobserwowano w Zatoce Pomorskiej – ponad 150 i 169 os. km⁻², a następnie w zachodniej części Ławicy Słupskiej (107 os. km⁻²), podczas gdy jej średni wskaźnik zagęszczenia w rejonie całej Ławicy Słupskiej wynosił 38 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.1a i II.3.1.1.1b). Wartość wskaźnika zagęszczenia lodówki w wodach terytorialnych spadała od 2011 do 2014 r., natomiast w 2015 r. odnotowano wzrost jego wartości. Na obszarze Zatoki Pomorskiej odnotowano spadek wartości wskaźnika zagęszczenia od 2012 do 2015 roku. Ławica Słupska, która jest głównym miejscem zimowania lodówki, charakteryzuje się dużymi wahaniami wskaźnika z roku na rok (GIOŚ 2016).

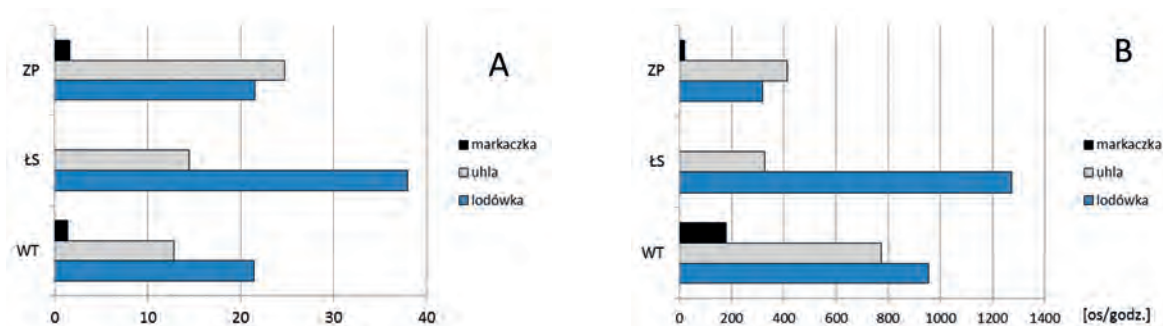


Rys. II.3.1.1.1a. Wskaźniki zagęszczenia łodówki w zachodniej części polskich obszarów morskich w 2015 r. (GIOŚ 2016)



Rys. II.3.1.1.1b. Wskaźniki zagęszczenia łodówki we wschodniej części polskich obszarów morskich w 2015 r. (GIOŚ 2016)

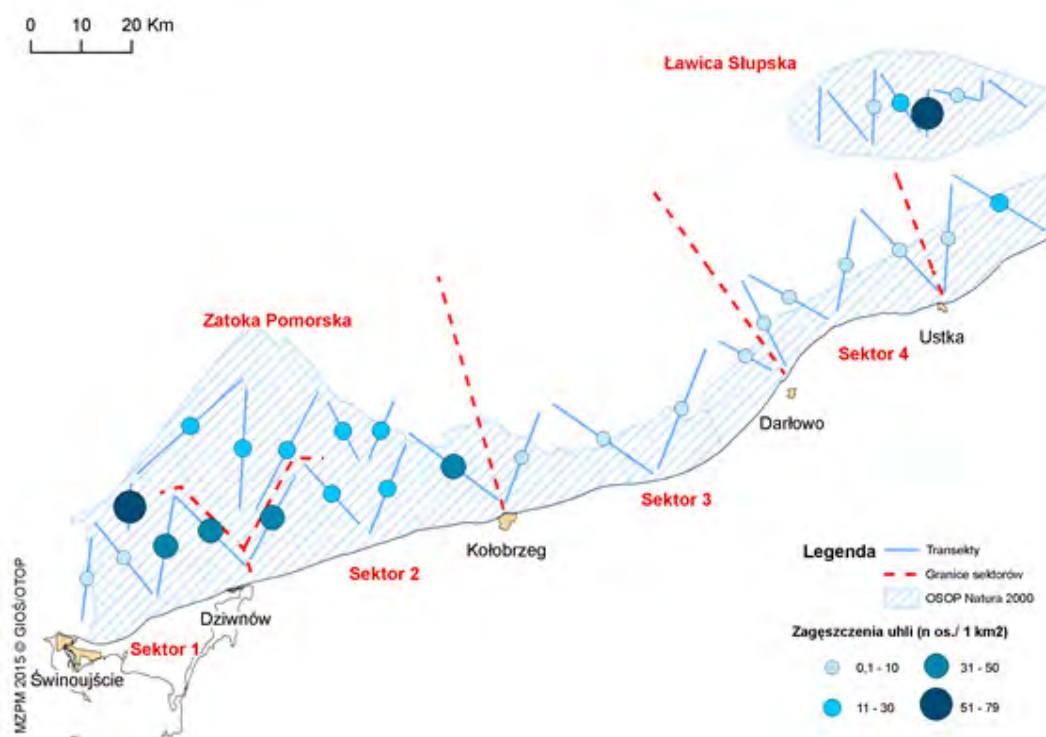
Graficzną ilustrację wskaźnika zagęszczenia ptaków (diagram A) oraz częstość ich występowania (diagram B) w trzech akwenach przedstawiono poniżej na rys. II.3.1.1.2.



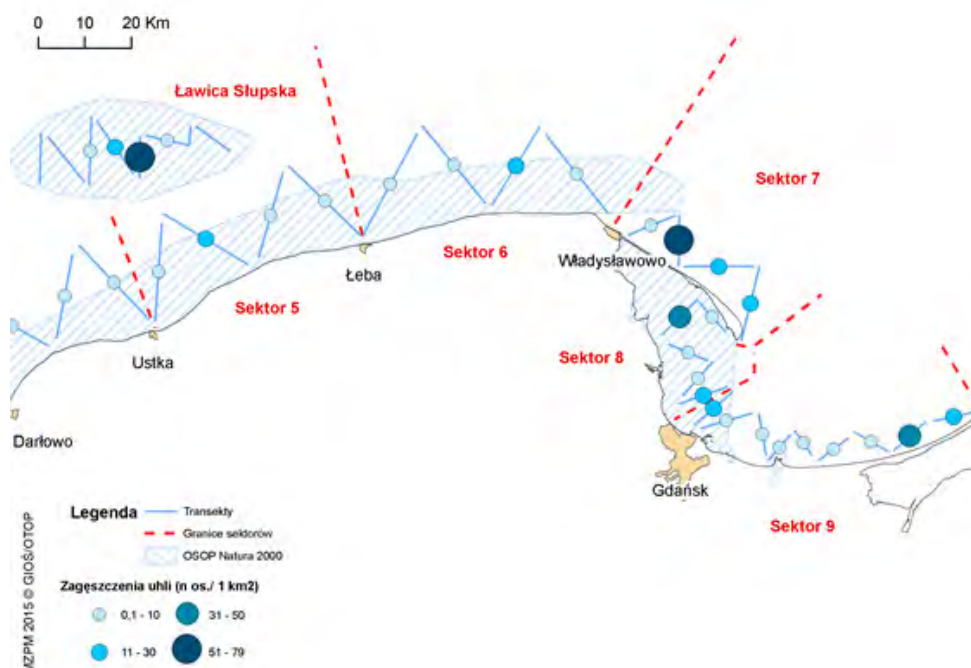
Rys. 3.1.1.2. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości występowania (B) trzech gatunków kaczek morskich wyznaczone w trzech akwenach objętych monitoringiem w 2015 r.; ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne (GIOŚ 2016)

Uhlą

Najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia uhlą w 2015 r. obliczono w centralnej części Zatoki Pomorskiej, gdzie wynosił 40-48 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.3a). Zgodnie z obserwacjami prowadzonymi w latach poprzednich, nieliczne osobniki uhlą odnotowano wzdłuż transektów zlokalizowanych w środkowej części polskiej strefy Bałtyku. W obszarze Ławicy Słupskiej wyznaczono w 2015 r. wskaźnik zagęszczenia wyższy niż w latach ubiegłych. Wzdłuż transektów w środkowej części ławicy wskaźnik ten wynosił aż 78 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.3a i II.3.1.1.3b). Uhlą występowała licznie także u nasady Półwyspu Helskiego na Zatoce Gdańskiej, gdzie wartość współczynnika zagęszczenia wyliczono na poziomie 54 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.3b).



Rys. II.3.1.1.3a. Wskaźniki zagęszczenia uhlą w zachodniej części polskich obszarów morskich w 2015 r. (GIOŚ 2016)

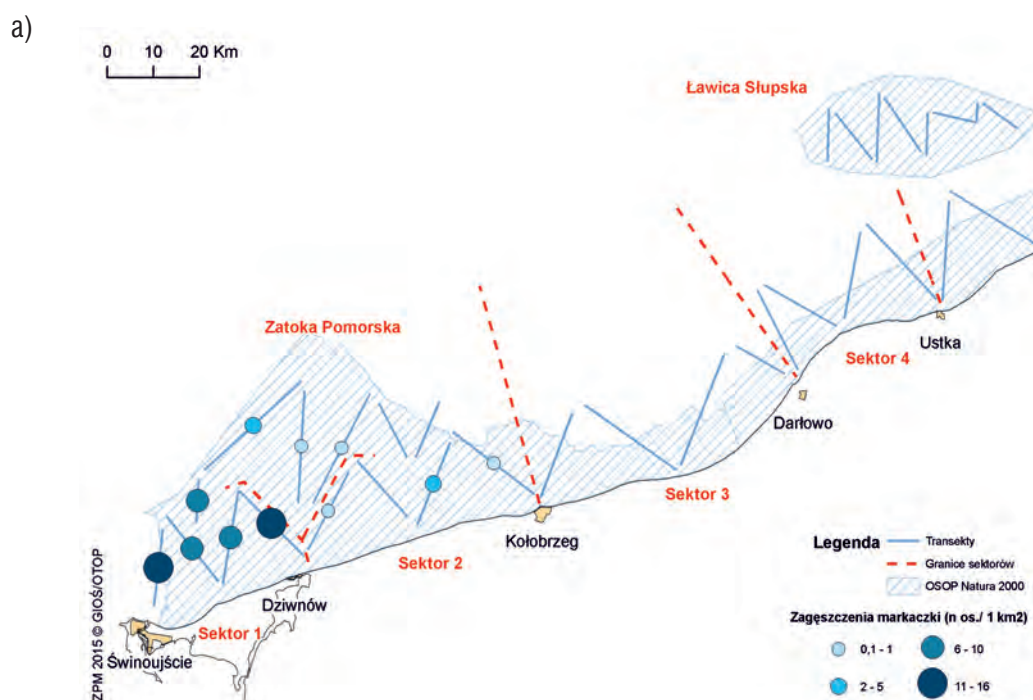


Rys. II.3.1.1.3b. Wskaźniki zagęszczenia uhlí we wschodniej części polskich obszarów morskich w 2015 r. (GIOŚ 2016)

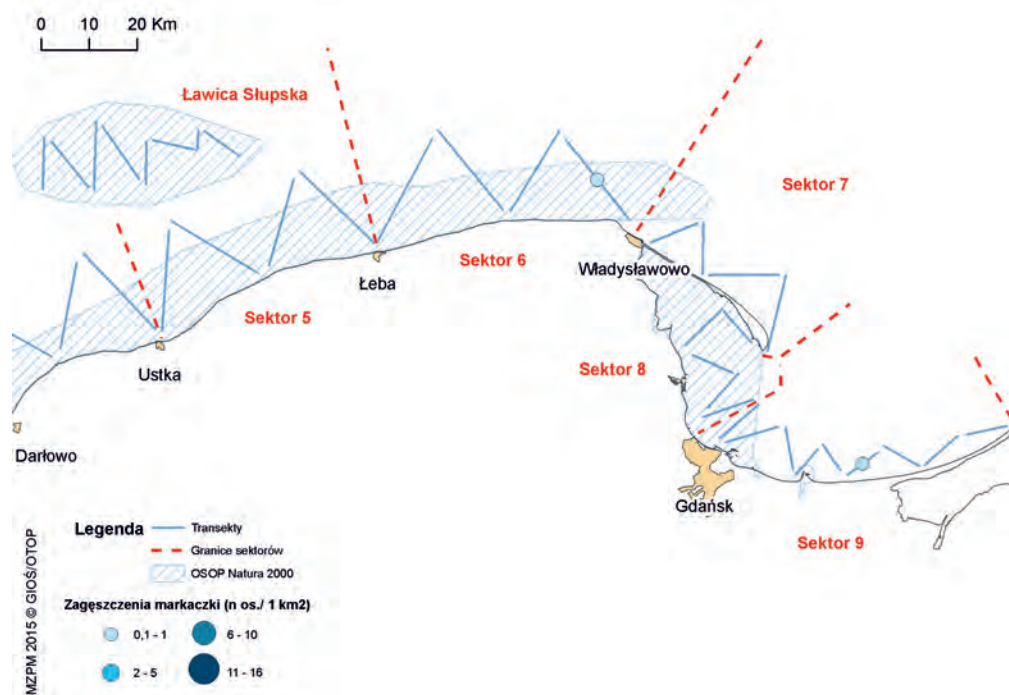
W latach 2012-2015 rozkład przestrzenny zagęszczenia uhlí układał się podobnie. Różnice wynikają z braku dużych stad w południowej części Zatoki Gdańskiej w latach 2013 i 2015 oraz pojawienia się w 2015 r. dużego stada w rejonie Ławicy Słupskiej (GIOŚ 2016).

Markaczka

Obserwacje markaczki przeprowadzone w 2015 r. potwierdziły, że jedynym rejonem masowego występowania tego gatunku zimującego na polskich wodach jest obszar Zatoki Pomorskiej. Takie same wyniki osiągnięto na podstawie badań w latach 1991-1993 oraz 2007-2009 (GIOŚ 2016). W 2015 r. wskaźnik zagęszczenia markaczki osiągał na Zatoce Pomorskiej wartość 10 os. km⁻² (rys. II.3.1.1.4a i II.3.1.1.4b).



Rys. II.3.1.1.4a. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w zachodniej części polskich obszarów morskich w 2015 r. (GIOŚ 2016)

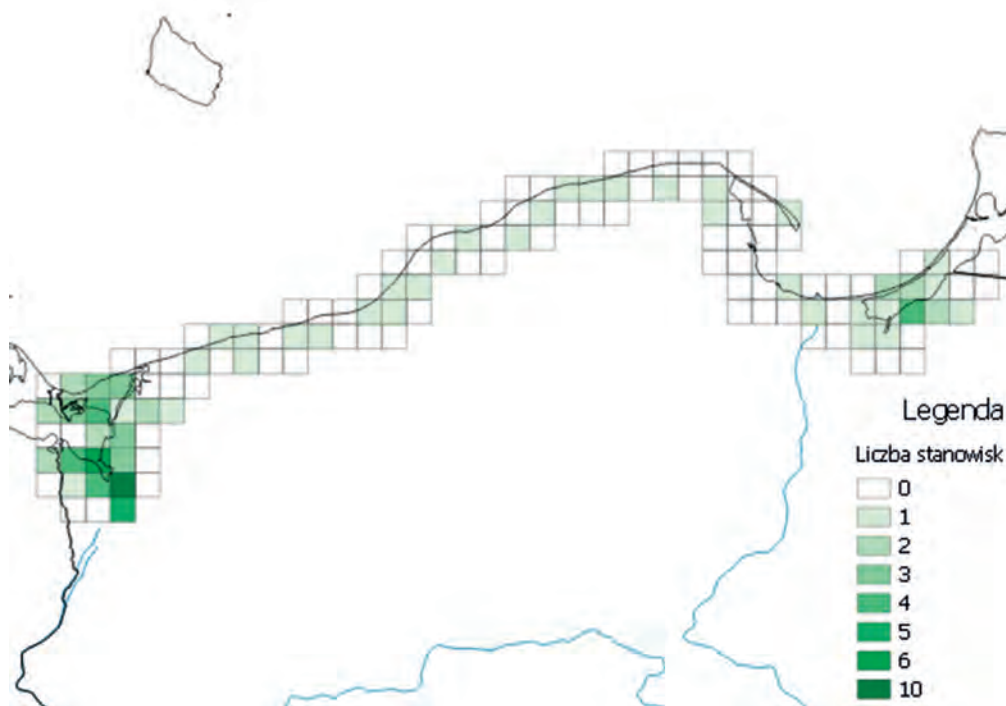


Rys. II.3.1.1.4b. Wskaźniki zagęszczenia markaczki we wschodniej części polskich obszarów morskich w 2015 r. (GIOŚ 2016)

Bielik

Monitoring produktywności bielika (MPB) jest nowym programem, rozpoczętym w 2015 r. w ramach Monitoringu Lęgowych Ptaków Morskich (MLPM). Program monitoringu bielika w pasie nadmorskim jest prowadzony na rzecz monitoringu Morza Bałtyckiego w ramach HELCOM. Sukces lęgowy bielika jest jednym ze wskaźników podstawowych oceny stanu środowiska morskiego Bałtyku w ramach cechy C1 – bioróżnorodność oraz cechy C4 – łańcuchy troficzne zgodnie z zasadami Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (Anon. 2008, 2010, HELCOM 2012). Zanieczyszczenie środowiska substancjami szkodliwymi wpływa negatywnie na reprodukcję bielika.

Obserwacje bielika prowadzone są w pasie lądu o szerokości 10 km, licząc od linii brzegowej Morza Bałtyckiego. Badana powierzchnia zajmuje około 5 600 km² w trzech województwach: zachodniopomorskim, pomorskim oraz warmińsko-mazurskim (rys. II.3.1.1.5). W związku z przyjęciem założenia, że kontrola gniazd z ziemi zaniża liczbę piskląt, w monitoringu produktywności bielika wykorzystywane są niemal wyłącznie dane, pozyskane z obserwacji gniazda w wyniku wspinania się na drzewo, rzadko zaś z kontroli wykonywanej z powierzchni ziemi.



Rys. II.3.1.1.5. Rozmieszczenie i liczba stanowisk lęgowych bielika na obszarze objętym MPB (GIOŚ 2015)

Produktywność populacji bielika opisują 3 wskaźniki:

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

W 2015 r. skontrolowano 84 stanowiska lęgowe bielika, spośród 103 zarejestrowanych na badanej powierzchni. W 77 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków, a w 71 stanowiskach wykryto zasiedlone gniazdo. W oparciu o zebrane wyniki liczebność bielika w strefie nadbałtyckiej oszacowano w 2015 r. na poziomie 95-100 par. Średnie zagęszczenie populacji lęgowej wynosiło około 1,7 – 1,8 par na 100 km².

Zgodnie z metodą MPB, w celu zgromadzenia danych do oceny parametrów rozrodczych par gniazdujących w granicach badanej strefy nadmorskiej, większość gniazd bielika skontrolowano w 2015 r. co najmniej dwukrotnie. Do pomiaru parametrów rozrodczych wykorzystane były wyniki kontroli stanowisk, dla których określono końcowy efekt lęgu. Kompletne dane w tym zakresie zgromadzono w 2015 r. dla 70 par bielika.

Sukces lęgowy

Na 70 par, dla których ustalono końcowy wynik lęgu, w 43 przypadkach został on zakończony sukcesem. Sukces lęgowy w 2015 r. wynosił 61,4%.

Liczba młodych

Uwzględniając wszystkie stanowiska lęgowe skontrolowane w 2015 r. poprzez kontrolę z ziemi, w 43 gniazdach z sukcesem stwierdzono łącznie 62 odchowane młode. Produkcja młodych wyliczona tą metodą wynosi 1,44 młodego na parę z sukcesem i 0,89 w przeliczeniu na parę lęgową (tab. II.3.1.1.2).

Tabela II.3.1.1.2. Produkcja młodych wyznaczona w 2015 r. z 70 gniazd bielika ze znanym wynikiem lęgu (GIOŚ 2015)

Parametr	Wynik
Liczba skontrolowanych rewirów	84
Liczba rewirów zajętych przez bieliki	77
Liczba rewirów ze znanym wynikiem lęgu	70
Liczba rewirów z sukcesem	43
Liczba młodych	62
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem	1,44
Liczba młodych na parę lęgową	0,89

Porównując liczbę młodych na gniazdo z sukcesem z wartością graniczną dla dobrego stanu, wynoszącą 1,21 (GIOŚ 2014b), **wskaźnik produktywności bielika osiągnął GES** (dobry stan środowiska).

II.3.1.2. Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI)

Indeks LFI odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartego morza, odławianych w połowach badawczych, związanych z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS). Wskaźnik LFI spełnia kryteria dla cech C1 i C4 z Decyzji Komisji 2010/477/UE (Anon. 2010). Jest on dobrze rozwinięty dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego (Greenstreet i in. 2011). Dla Bałtyku indeks obejmuje jedynie zbiorowość ryb dennych z wyłączeniem ryb pelagicznych, uwzględniając 5 gatunków: dorsz, witlinek, stornia, gładzica i skarp (Psuty i in. 2012).

Indeks wielkości ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb. 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 (HELCOM 2012).

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 charakteryzuje zmiany śmiertelności połowowej na poziomie zbiorowości. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich zasobów pokarmowych może następować zjawisko przegęszczenia populacji i zmniejszenia średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.

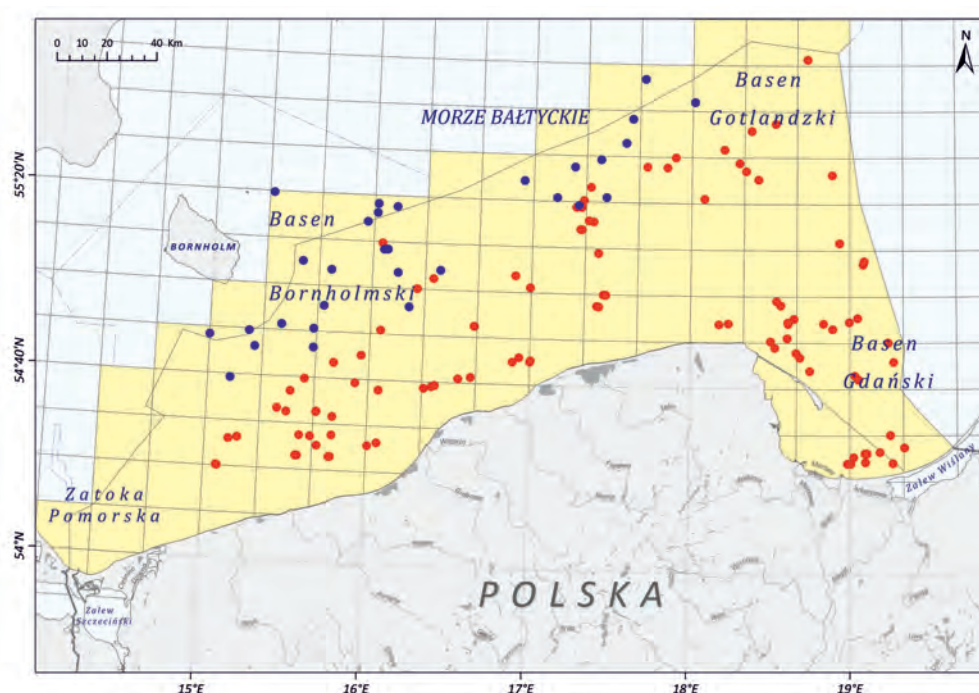
Na wartość indeksu LFI mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura wody lub stężenie substancji biogenicznych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI a presją połowową, stosowana będzie wartość graniczna pomiędzy subGES a GES wyznaczona w 2011 r. (Psuty i in. 2012) i przyjęta Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 23 maja 2016 r. w sprawie przyjęcia zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. U. 2016 poz. 813).

Użyte w 2011 r. (na etapie rozwoju i testowania wskaźnika) dane pochodziły z rejsów z użyciem włoka dennego zrealizowanych w ramach międzynarodowego programu BITS z 1. kwartału danego roku kalendarzowego. Do obliczenia wartości wskaźnika w okresie jedenastoletnim (2000-2008 oraz 2009-2011) w polskiej strefie połowowej użyto danych z bazy DATRAS oraz własnej bazy utworzonej na potrzeby projektu. Oprócz danych polskich, użyto również danych z rejsów duńskich, które pochodziły z połowów w polskiej wyłącznej strefie eko-

nomicznej. Do obliczeń wykorzystano dane z 476 polskich oraz 261 duńskich punktów pobrania ichtiofauny. Ze względu na niekompletność informacji o przyłowie wszystkich dennych gatunków, brak jest możliwości użycia danych sprzed 2000 r. do szacowania tego wskaźnika.

W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskich obszarów morskich, dokonano oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza – odpowiadającej podrejonowi ICES 26 i obejmującej także wschodni Basen Gotlandzki (rys. II.1.1) oraz zachodniej części – odpowiadającej podrejonowi ICES 25 (Basen Bornholmski; rys. II.1.1). Nie przeprowadzono obliczeń wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24 (Basen Arkoński wraz z Zatoką Pomorską), ponieważ nie było możliwości zobrazowania oceny stanu tamtejszego zespołu ryb na podstawie wyników pochodzących jedynie z małego wycinka podobszaru 24, leżącego w granicach polskich obszarów morskich; dominujący w powyższych obliczeniach dorsz, bytujący w podobszarach ICES 22-24, tworzy tam odrębne stado zachodnie.

Do obliczenia wartości wskaźnika LFI w 2015 r. użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskich obszarach morskich, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 49 stacji polskich oraz 30 stacji duńskich (rys. II.3.1.2.1)



Rys. II.3.1.2.1. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów z użyciem włoka dennego BITS wykonanych w 2015 r. przez stronę polską i duńską; ● stacje polskie (49), ● stacje duńskie (30)

Ocena stanu środowiska w zakresie cechy C1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny

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

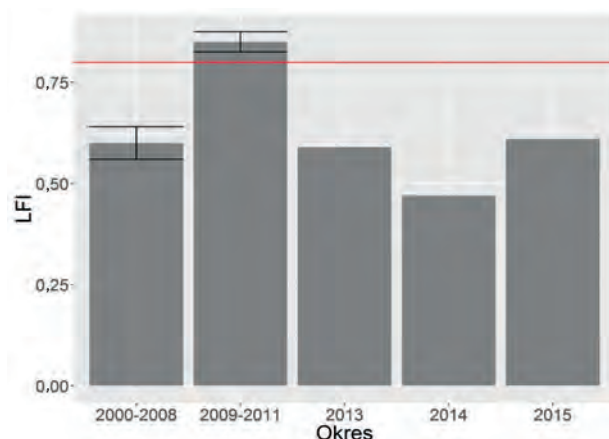
W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) będą charakteryzować stan nieodpowiedni środowiska – subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód otwartych, prezentować będzie dobry stan środowiska – GES (Psuty i in. 2012).

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2015 r. przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska morskiego – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES. Jest to założenie, które wymaga weryfikacji w toku kontynuacji prac grupy HELCOM CORESET II przez grupę HELCOM FISH PRO.

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

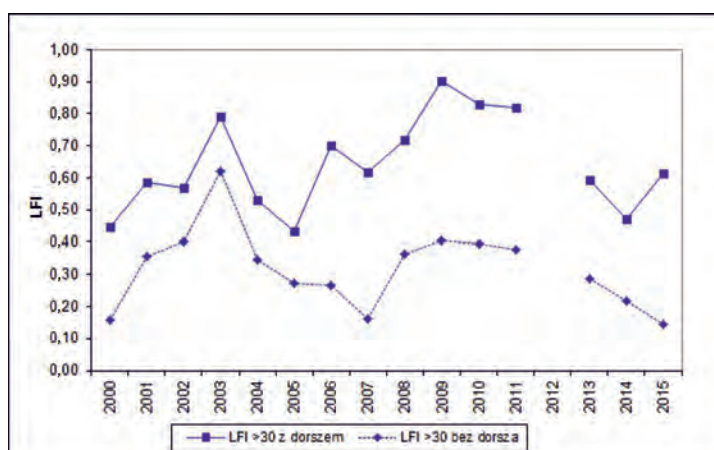
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 wyniosła 0,85 (SD=0,05) i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) za lata 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie, dlatego granicę między stanem nieodpowiednim i dobrym (subGES/GES) wyznaczono na poziomie 0,8.

W obecnej ocenie (dane z roku 2015) wartość wskaźnika LFI dla podobszaru ICES 25 wynosiła 0,61, co odpowiada nieodpowiedniemu stanowi środowiska – subGES (rys. II.3.1.2.2 i rys. III.1, tab. II.3.1.2.1).



Rys. II.3.1.2.2. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2013, 2014 i 2015 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

Poniżej zamieszczono krzywe obrazujące udział dużych ryb w połowach BITS w okresach 2000-2011 i 2013-2015 (rys. II.3.1.2.3). Udział dużych ryb przedstawiono dla gatunków: stornia, gładzica, skarp i witlinek z udziałem dorsza oraz bez udziału dorsza. Sposób prezentacji wyników 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.3.1.2.3. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2011 oraz 2013-2015 w podobszarze ICES 25; LFI z udziałem dorsza (kwadraty), LFI bez dorsza (romby)

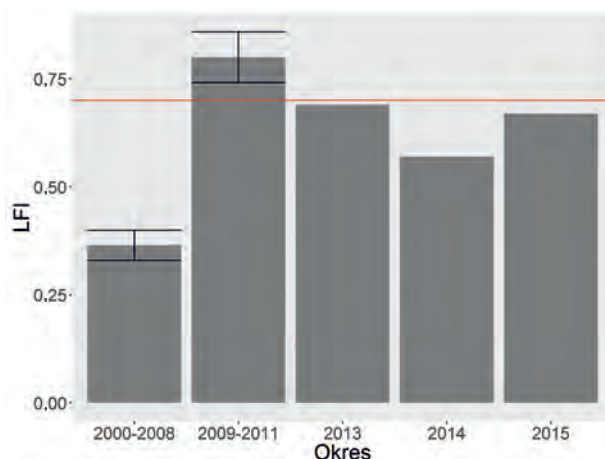
W przypadku podobszaru ICES 25, uzyskana wartość wskaźnika LFI (0,61) wskazuje na polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w populacji w porównaniu z rokiem 2014. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza uległa obniżeniu. Oznacza to, że udział biomasy ryb płaskich, głównie storni

powyżej 30 cm znacząco się zmniejszył (rys. II.3.1.2.3). Na wzrost wskaźnika miał więc wpływ wyłącznie dorsz. Obecny wynik jest zbliżony do średniej z lat 2000-2008.

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

Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 wyniosła 0,80 (SD=0,10) i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. W tym obszarze przyjęto granicę między nieodpowiednim i dobrym stanem środowiska (subGES/GES) na poziomie 0,7.

W obecnej ocenie (dane z roku 2015) wartość wskaźnika LFI dla podobszaru ICES 26 wyniosła 0,67, co określa nieodpowiedni stan środowiska – subGES (rys. II.3.1.2.4 i rys. III.3 tab. II.3.1.2.1).

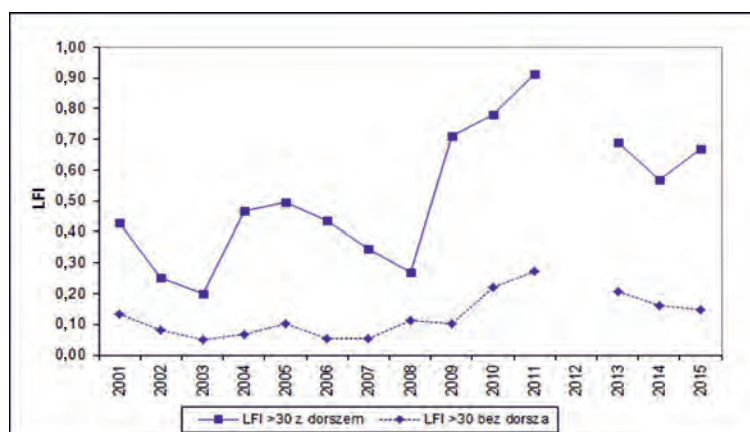


Rys. II.3.1.2.4. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2013, 2014 i 2015 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

Tabela II.3.1.2.1. Zestawienie ocen stanu środowiska wód Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI w 2015 r.

	Indeks LFI
Otwarte morze – część wschodnia	subGES
Otwarte morze – część zachodnia	subGES

Wykres obrazujący udział dużych ryb w okresach 2000-2011 oraz 2013-2015 dla podobszaru ICES 26 (rys. II.3.1.2.5) z uwzględnieniem wszystkich 5 gatunków oraz po wyłączeniu dorsza wskazuje, że także w podobszarze ICES 26 i należących do niego polskich obszarach morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.



Rys. II.3.1.2.5. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2011 oraz 2013-2015 w podobszarze ICES 26; LFI z udziałem dorsza (kwadraty), LFI bez dorsza (romby)

W przypadku podobszaru ICES 26, wartość wskaźnika LFI (0,67), wskazuje na polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w porównaniu z rokiem 2014. Na wzrost wskaźnika wpłynął wzrost biomasy dorszy o długości większej niż 30 cm. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków demersalnych z wyłączeniem dorsza prawie się nie zmieniła od 2014 r. (rys. II.3.1.2.5). Uzyskana wartość LFI zbliża się obecnie do wyznaczonej granicy subGES/GES, a więc do osiągnięcia dobrego stanu środowiska.

II.3.2. Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb



Definicja dobrego stanu środowiska morskiego (GES) w oparciu o cechę C3 brzmi:

„Populacje wszystkich ryb i bezkręgowców komercyjnie eksploatowanych mieszczą się w bezpiecznych granicach biologicznych, a ich rozkład wieku oraz rozkład długości świadczą o dobrej kondycji stada”.

Osiągnięcie dobrego stanu środowiska morskiego poprzez doprowadzenie wszystkich gatunków przemysłowo poławianych ryb do poziomu bezpiecznych granic biologicznych jest procesem długim i bardzo trudnym. Największym czynnikiem ograniczającym jest brak danych, albo zbyt krótka seria danych, jak również problemy z uwzględnieniem wszystkich wzajemnych oddziaływań gatunków, które mogą mieć znaczący wpływ na dynamikę populacji. Obecnie nie można wyznaczyć maksymalnego zrównoważonego połowu (MSY) dla wszystkich gatunków równocześnie, a jedynie oddzielnie dla poszczególnych stad. Gdy połów jednego stada znajduje się w granicach wyznaczanych przez MSY, połów drugiego stada może przekraczać zalecaną wartość, np. poprzez obecność w przyłowie pierwszego gatunku. W trakcie zarządzania żywymi zasobami morza należy podejmować rozważne decyzje dotyczące tego, które stado powinniśmy „chronić bardziej”.

Do tej pory ocena stanu środowiska morskiego wykonywana była na podstawie następujących kryteriów i wskaźników (ICES 2010, 2013):

- Poziom presji rybołówstwa (kryterium 3.1.),
 - Śmiertelność połowowa F (wskaźnik 3.1.1).

Dobry stan środowiska GES wyznacza wartość referencyjna F_{MSY} ; $F \leq F_{MSY}$, gdzie:

F_{MSY} – poziom śmiertelności połowowej zapewniający utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu w kolejnych latach.

F_{lim} – maksymalny poziom śmiertelności połowowej. Długoterminowe przekraczanie tej wartości skutkuje zmniejszeniem liczebności do poziomu, w którym następuje redukcja zdolności reprodukcyjnych stada.

F_{pa} – jest przezorną wartością śmiertelności połowowej F , mającą zapobiec przekroczeniu F_{lim} .

wskaźnik: 75% Potencjalnej Zdolności Produkcyjnej Smoltów – stosowany w przypadku ryb łososiowatych jako przybliżenie F_{MSY} .

- Zdolność rozrodcza stada (kryterium 3.2),
 - Biomasa stada tarłowego (SSB) (wskaźnik 3.2.1).

Dobry stan środowiska GES wyznacza wartość referencyjna $MSY B_{trigger}$; $B \geq MSY B_{trigger}$, gdzie:

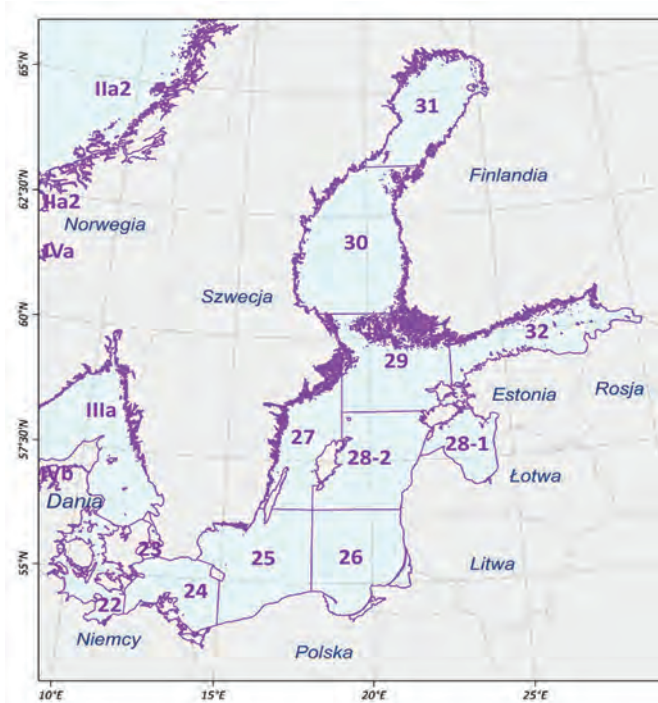
$MSY B_{trigger}$ – wartość wyznaczana na podstawie analizy zmian biomasy stada tarłowego – SSB_{MSY} . SSB_{MSY} to poziom biomasy stada tarłowego zapewniający utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu. Dla stad odławianych stale na poziomie śmiertelności połowowej – F_{MSY} , biomasa stada tarłowego – SSB_{MSY} jest utrzymywana długoterminowo. Wartość SSB_{MSY} nie jest stała, ale zmienia się na skutek zmian czynników środowiskowych, czy też interakcji pomiędzy gatunkami. $B_{MSYtrigger}$ wyznacza dolną granicę zmieniającą się w serii lat biomasy SSB_{MSY} , stanowiąc punkt referencyjny.

- B_{lim} - poziom biomasy stada tarłowego, poniżej którego występuje wysokie ryzyko redukcji zdolności reprodukcyjnych stada.
- B_{pa} - poziom biomasy stada tarłowego, zgodny z zasadą przezorności, która zakłada, że z powodu błędu oceny, oszacowana wartość biomasy jest większa niż wielkość biomasy rzeczywistej; wartość B_{pa} stosowana jest jako punkt referencyjny po to, żeby zapobiec przekroczeniu B_{lim} . B_{pa} traktowana jest jako najlepsze przybliżenie $B_{MSYtrigger}$, gdy nie znamy B_{MSY} , chociaż koncepcja obliczeń dla tych dwóch wskaźników jest zupełnie inna.

Według najnowszych zaleceń Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES 2016a) ocena stanu środowiska morskiego na podstawie cechy C3 powinna bazować jedynie na kryterium poziomu presji rybołówstwa (3.1) i kryterium zdolności rozrodczej stada (3.2). Co więcej ocena powinna być wykonywana jedynie na podstawie stad, dla których możliwe jest obliczenie wskaźników podstawowych, czyli śmiertelności połowowej (F) oraz biomasy stada tarłowego (SSB), ponieważ tylko te wskaźniki posiadają wartości referencyjne. W wymienionym wyżej dokumencie przygotowano również zasady integracji – oceny kryteriów dla każdego stada oraz agregacji oceny poszczególnych stad w obrębie kryterium. Dobry stan środowiska (GES) dla poszczególnych stad zostanie osiągnięty tylko wtedy, gdy oba kryteria spełnią wartości referencyjne, natomiast ocena stanu środowiska morskiego dla całego regionu powinna odzwierciedlać proporcje stad, które osiągnęły GES.

Wybór stad komercyjnie poławianych do oceny powinien opierać się na liście przedstawionej przez Data Collection Framework (DCF – program zbierania danych rybackich obowiązujący wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej) i zawierać stada, których masa wyładunku wynosi co najmniej 90% wyładunków danego kraju. W tym celu powinna zostać wybrana najdłuższa seria danych tak, aby uwzględniała gatunki, których połowy zmalały na przestrzeni lat z powodu przełowienia. Dodatkowo, każdy z krajów może włączyć stada ważne z lokalnego punktu widzenia (ICES 2016a).

Ocenę stanu środowiska polskich obszarów Morza Bałtyckiego w zakresie cechy C3 opracowano w oparciu o: stado dorsza (podobszary 24-25⁴), dwa stada storni (podobszary 24 i 25 oraz 26 i 28), jedno stado szprota (podobszary 22-32) oraz jedno stado śledzia (podobszary 25-29 i ex GoR⁵) (rys. II.3.2.1). Wybrane stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków.



Rys. II.3.2.1. Poglądowa mapa podziału Morza Bałtyckiego na podobszary ICES

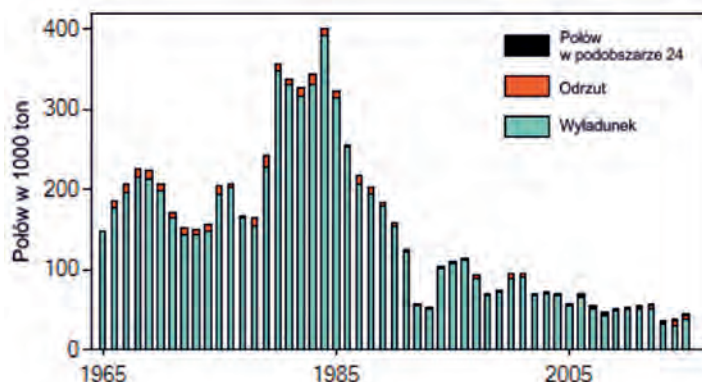
⁴ Podobszary Morza Bałtyckiego wg podziału ICES.

⁵ exGoR – z wyłączeniem obszaru Zatoki Ryskiej

Jedynie zasoby stada szprota występujące w podobszarach 22-32 oraz śledzia w podobszarach 25-29 i 32 exGoR (podobszary wg podziału ICES dla Morza Bałtyckiego) są szacowane na podstawie modeli analitycznych, a więc można wykonać ocenę GES. Pozostałe stada, dla których brak wystarczających danych, powinny być objęte programem monitoringu tak, aby na podstawie zebranych w ten sposób informacji można było wyznaczyć dla nich bezpieczne granice biologiczne w przyszłości.

■ Stado dorsza w podobszarach 24-32

Połowy stada dorsza wschodniobałtyckiego zaczęły maleć w latach 80. XX w., a w 2013 r. osiągnęły wartość najniższą (rys. II.3.2.2).



Rys. II.3.2.2. Zmiany połowów dorsza w obszarach 24-32 w latach 1965-2015; kolor czarny oznacza połów pochodzący z podobszaru 24 tylko dla stada dorsza wschodniobałtyckiego (źródło: ICES 2016b)

Od 2009 r. całkowity dopuszczalny połów (TAC) dorsza nie jest realizowany, co jest spowodowane między innymi rynkową ceną dorsza, związaną z niską jakością ryb (niską wagą lub słabą kondycją), zmniejszeniem floty dorszowej w niektórych krajach na skutek wprowadzenia polityki złomowania kutrów rybackich (ICES 2016b).

Z powodu licznych wątpliwości, co do czynników wpływających na zmianę dynamiki stada dorsza postanowiono, że należy zawiesić wykonywanie oceny zasobów tego stada przy użyciu modeli analitycznych, opartych na strukturze wiekowej. Stado to zostało zakwalifikowane do grupy stad, dla których wyznaczany jest jedynie wskaźnik biomasy i wskaźnik poziomu presji rybołówstwa (ICES 2016b).

Stosunek połowu do wskaźnika biomasy dla stada dorsza wykazuje od 2009 r. tendencję rosnącą, a wskaźnik biomasy spada od 2011 r., jednak od 2014 r. zaobserwowano jego niewielki wzrost (ICES 2016b).

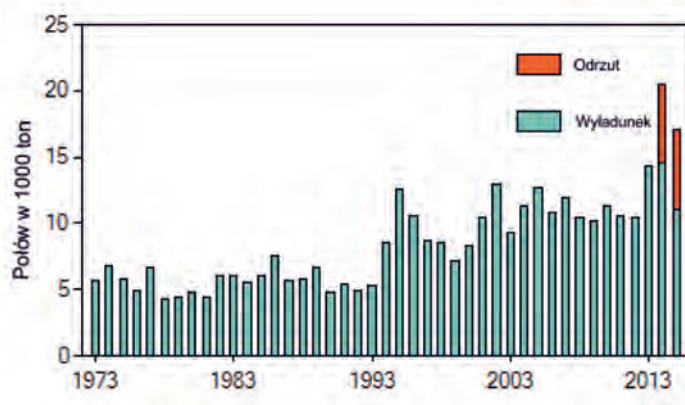
■ Stada storni

Podczas warsztatów nt. ryb płaskich w Morzu Bałtyckim WKFLABA (Workshop on Flatfish in the Baltic Sea; ICES 2010) zakwestionowano metodę odczytu wieku stosowaną dotychczas dla ryb płaskich, ze względu na brak spójności w ocenie biomasy wykonywanej z roku na rok. „Silne” pokolenie z roku wcześniejszego nie było widoczne w wynikach szacunków biomasy rok później. Dlatego eksperci ICES zalecili ponowny odczyt wieku za pomocą rekomendowanej metody. Jedynie Polska wykonała odczyt wsteczny do 2000 r. – pozostałe kraje posiadają znacznie krótszą bazę „poprawionych” danych. Kolejnym problemem, który uniemożliwia wykonanie analitycznej oceny zasobów storni jest brak historycznych danych dotyczących wielkości odrzutów. Dlatego gospodarowanie zasobami storni opiera się na wielkości indeksu biomasy oraz standaryzowanym nakładzie połowowym (ICES 2010).

Stado storni w podobszarach 24-25

Połowy stada storni w podobszarach 24-25 wzrastały od lat 90. XX w., rekompensując tym samym straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń dotyczących połowów dorsza, spowodowanych jego

znacznie niższą biomasą szacowaną za ostatnie 20 lat. W 2014 r. po raz pierwszy oszacowano odrzut dla stada storni (rys. II.3.2.3; ICES 2016c).



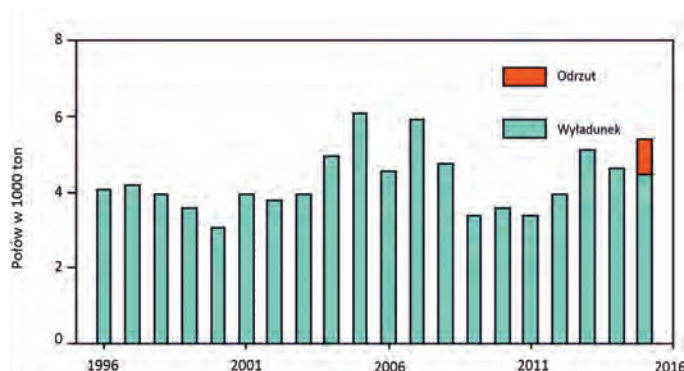
Rys. II.3.2.3. Zmiany połowów storni w obszarach 24-25 w latach 1973-2015 (źródło: ICES 2016c)

Standaryzowany wskaźnik nakładu połowowego zmniejszył się w ciągu ostatniego roku, a wskaźnik biomasy wykazuje tendencję rosnącą.

Stado storni w podobszarach 26 i 28

Wyladunki [sumaryczne] storni w podobszarach 26 i 28 wzrastały w ciągu ostatnich 20 lat, osiągając wartość maksymalną około 6 tysięcy ton w 2005 r. W 2014 r. po raz pierwszy oszacowano odrzut, a w 2015 r. połowy wyniosły ponad 5 000 t.

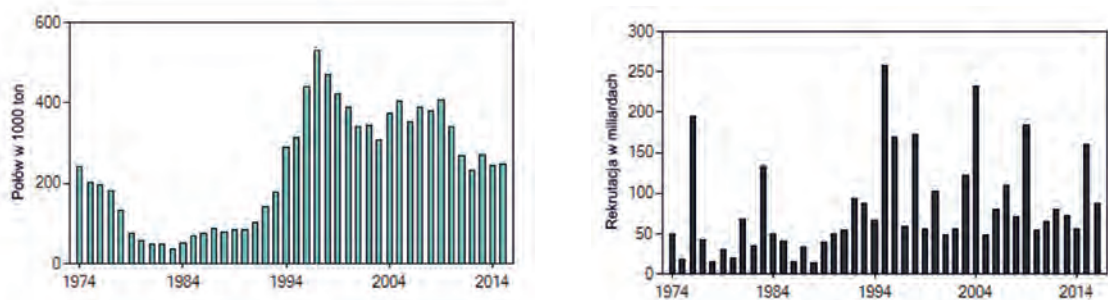
Standaryzowany nakład połowowy wskazuje spadek presji rybołówstwa w ostatnich dwóch latach, a wskaźnik biomasy wykazuje tendencję malejącą.



Rys. II.3.2.4. Zmiany połowów storni w obszarach 26 i 28 [sumarycznie] w latach 1996-2015 (źródło: ICES 2016d)

■ **Stado szprota w podobszarach 22-32**

Połowy szprota wzrosły znacząco w latach 90. XX w., z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton. W ciągu ostatnich kilku lat ich wartość spadała i w 2015 r. osiągnęła około 250 tys. ton. W latach 90. ubiegłego stulecia w stadzie szprota pojawiło się kilka pokoleń charakteryzujących się bardzo dużą liczebnością. Również w latach 2004, 2009 i 2015 zaobserwowano relatywnie dobrą rekrutację (rys. II.3.2.5; ICES 2016e).



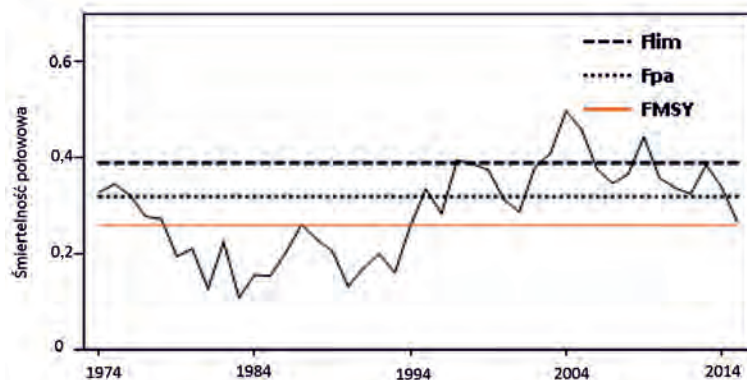
Rys. II.3.2.5. Zmiany połowów szprota oraz rekrutacji w obszarach 22-32 w latach 1974-2015 (źródło: ICES 2016e)

Dorsz ma duży wpływ na biomasę stada szprota, poprzez silną zależność drapieżnik-ofiara. W latach 80. XX w., gdy obserwowano dużą liczebność dorsza, biomasa szprota była na stosunkowo niskim poziomie. Na początku lat 90. ubiegłego stulecia, biomasa stada szprota zaczęła gwałtownie wzrastać i w 1996 r. osiągnęła maksymalny obserwowany poziom 1,9 mln t. Stado powiększyło się głównie na skutek współdziałania dwóch czynników: silnej rekrutacji i spadku śmiertelności naturalnej (efekt niskiej biomasy stada dorsza). Wysoki wzrost liczebności stada szprota poskutkował spadkiem średniej masy osobniczej, co spowodowało obniżenie biomasy stada, która od 2001 r. zmienia się na poziomie 0,8-1,3 mln t (ICES 2016e).

Wartości referencyjne: śmiertelność połowowa na poziomie maksymalnego zrównoważonego połowu wynosi 0,26, a $MSY B_{trigger} = 570\ 000\ t$ (ICES 2015), natomiast $F_{lim} = 0,39$, $F_{pa} = 0,32$, $B_{pa} = 570\ 000\ t$ oraz $B_{lim} = 410\ 000\ t$ (ICES 2013).

Poziom presji rybołówstwa (kryterium 3.1) - Śmiertelność połowowa (F)

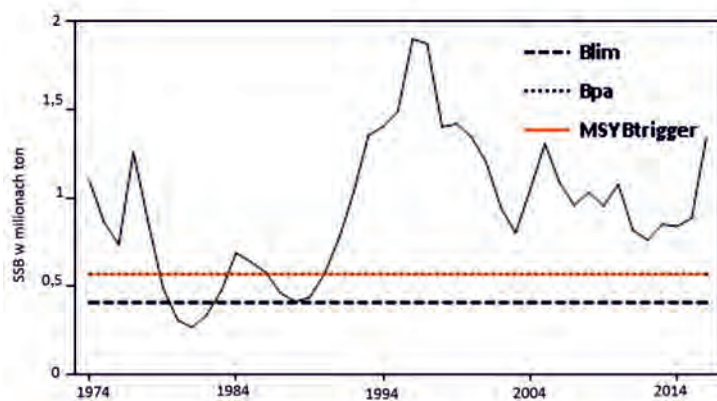
Śmiertelność połowowa **stada szprota w obszarze 22-32** została oszacowana w 2015 r. na 0,27, co stanowi wartość wyższą niż F_{MSY} , zatem **dobry stan środowiska – GES** – względem wskaźnika presji rybołówstwa dla tego stada **nie został osiągnięty** (rys. II.3.2.6; ICES 2016e).



Rys. II.3.2.6. Zmiany śmiertelności połowowej stada szprota w obszarach 22-32; linie oznaczają wartości referencyjne (źródło: ICES 2016e)

Zdolność rozrodcza stada (kryterium 3.2) - Biomasa stada tarłowego (SSB)

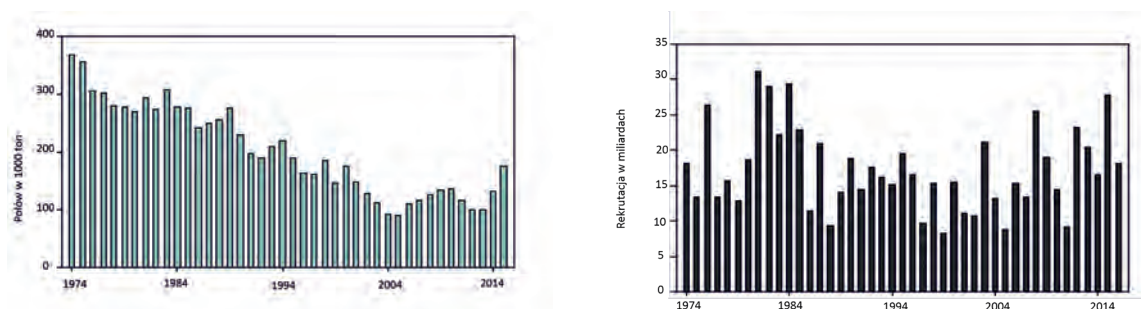
Biomasa **stada tarłowego (SSB) szprota w obszarach 22-32** oszacowana w 2015 r. wynosi 889 000 t i jest większa niż $MSY B_{trigger}$. Zatem **dobry stan środowiska – GES** – pod względem wskaźnika zdolności rozrodczej stada szprota **został osiągnięty** (rys. II.3.2.7)



Rys. II.3.2.7. Zmiany biomasy stada tarłowego szprota w obszarach 22-32; linie oznaczają wartości referencyjne (źródło: ICES 2016e)

■ Stado śledzia w podobszarach 25-29 i 32 ex GoR

Wielkość połowów stada śledzia w obrębie centralnego Bałtyku zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. do około 100 tys. w latach 2004-2005, a w 2015 r. wyniosła ponad 170 tys. ton. Natomiast rekrutacja waha się z roku na rok, jednak w 2015 r. pojawiło się bardzo silne pokolenie (rys. II.3.2.8; ICES 2016f).

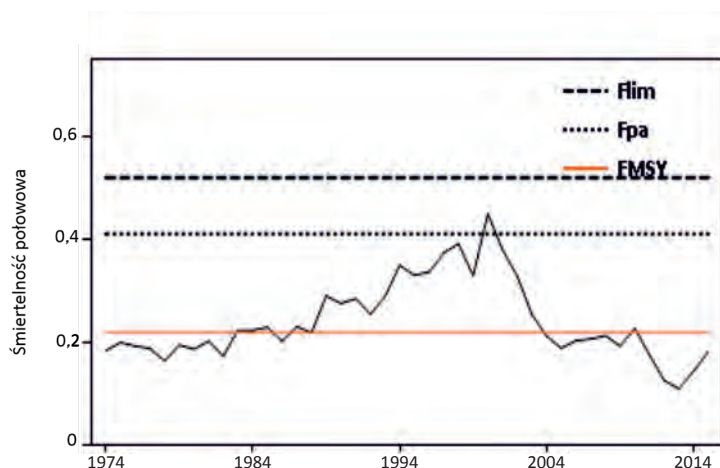


Rys. II.3.2.8. Zmiany połowów śledzia oraz rekrutacji w obszarach 25-29 i 32 exGoR w latach 1974-2015 (źródło: ICES 2016f)

Biomasa śledzia jest zależna od wielkości stada dorsza, który jest jego głównym drapieżnikiem oraz szprota – poprzez zjawisko konkurencji. Ze względu na istnienie tych powiązań, występują przestrzenne różnice w tempie wzrostu śledzia, z dużymi osobnikami w podobszarach 25 i 26 i małymi na północy Bałtyku centralnego. Spadek osobniczej masy śledzia na północy był wynikiem wzrostu populacji szprota w tym rejonie, a tym samym zwiększenia konkurencji do zasobów pokarmowych. Zjawisko to miało wpływ na obniżenie biomasy stada śledzia. Należy jednak zaznaczyć, że spadek masy osobniczej śledzia miał miejsce na przełomie lat 80. i 90. XX wieku, natomiast od tego czasu – średnia wartość masy osobniczej, choć niska, utrzymuje się na stałym poziomie już od około 20 lat (ICES 2016f). Wartości referencyjne: śmiertelność połowowa na poziomie maksymalnego zrównoważonego połowu wynosi 0,22, a odnoszące się do biomasy stada tarłowego, odpowiednio: $MSY B_{trigger} = 600000$ t (ICES 2015), $F_{lim} = 0,52$, $F_{pa} = 0,41$, $B_{pa} = 600000$ t oraz $B_{lim} = 430\ 000$ t (ICES 2013).

Poziom presji rybołówstwa (kryterium 3.1) - Śmiertelność połowowa (F)

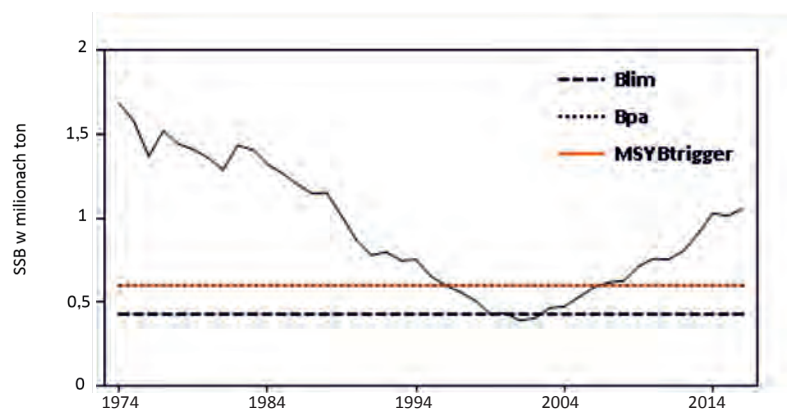
Śmiertelność połowowa stada śledzia w obszarach 25-29 i 32 ex GoR została w 2015 r. oszacowana na 0,18, co stanowi wartość niższą niż F_{MSY} (rys. II.3.2.9; ICES 2016f). Zatem **dobry stan środowiska – GES – został osiągnięty** dla tego stada pod względem wskaźnika presji rybołówstwa (ICES 2016f).



Rys. II.3.2.9. Zmiany śmiertelności połowowej stada śledzia w obszarach 25-29 i 32 ex GoR; linie oznaczają wartości referencyjne (źródło: ICES 2016f)

Zdolność rozrodcza stada (kryterium 3.2) - Biomasa stada tarłowego

Biomasa stada tarłowego (SSB) śledzia oszacowana w obszarach 25-29 i 32 ex GoR w 2015 r. wynosi ponad 1 mln t i jest większa niż $MSY B_{trigger}$. **Dobry stan środowiska – GES** – w zakresie wskaźnika: zdolność rozrodczej stada śledzia **został osiągnięty** (rys. II.3.2.10).



Rys. II.3.2.10. Zmiany biomasy stada tarłowego śledzia w obszarach 25-29 i 32 ex GoR; linie oznaczają wartości referencyjne (źródło: ICES 2016f)

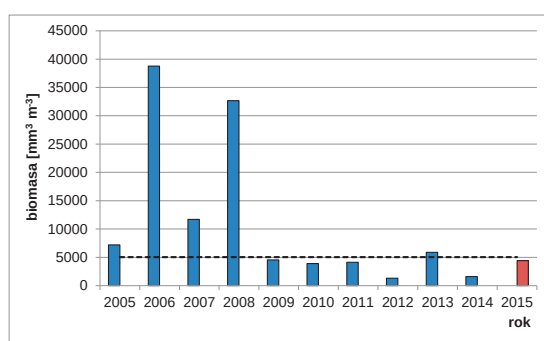
II.3.3. Łańcuchy pokarmowe

II.3.3.1. Fitoplankton

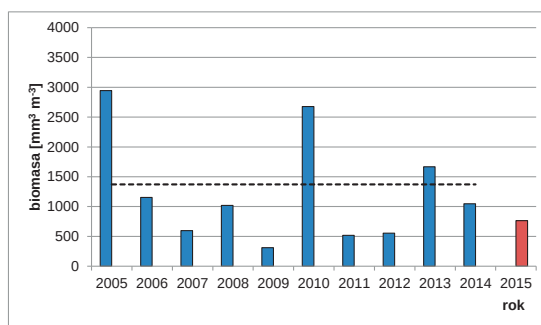


W ramach Monitoringu Bałtyku w 2015 r. badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 26) – na stacji P110 w centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz stacji ZP6 w Zalewie Puckim, w wodach otwartych Basenu Gdańskiego (st. P1), w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w okolicach Łeby (st. Ł7) oraz w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140), a także w wodach Basenu Bornholmskiego w strefie płytkowodnej (st. P16 i K6), w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) i Głębi Bornholmskiej (st. P5). Pobrania próbek dokonano również w Zalewie Wiślanym (st. KW).

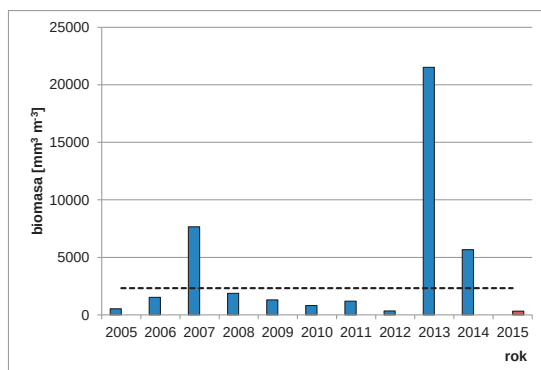
Do chwili obecnej, zarówno w pracach grupy HELCOM CORESET, jak i ekspertów krajowych, nie zaproponowano żadnego skutecznego wskaźnika do oceny stanu środowiska morskiego w oparciu o badania struktury gatunkowej, biomasy lub liczebności fitoplanktonu (HELCOM 2012). Problem polega na dużej dynamice zmienności struktur fitoplanktonu w ciągu roku oraz zbyt małej rozdzielczości pobierania próbek, co przekłada się na brak możliwości jednoznacznego skorelowania zmian biomasy kluczowych grup, jak i całkowitej biomasy fitoplanktonu z czynnikami presji (Wasmund i in. 2011). Funkcjonujące aktualnie wskaźniki oceny stanu fitoplanktonu opierają się głównie na całkowitej biomasy i stężeniach chlorofilu-a, jako parametru aproksymującego wielkość biomasy fitoplanktonu (Anon. 2010). W RDSM fitoplankton rozważany jest jako jeden z elementów charakteryzujących cechą C4 – łańcuchy troficzne oraz cechą C5 – eutrofizacja (chlorofil-a). W odniesieniu do cechy C4 dokonano porównania wartości średniej całkowitej biomasy z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2005-2014 z wynikami uzyskanymi w 2015 r. (rys. II.3.3.1.1-II.3.3.1.10); uwaga – różne skalowanie wartości biomasy.



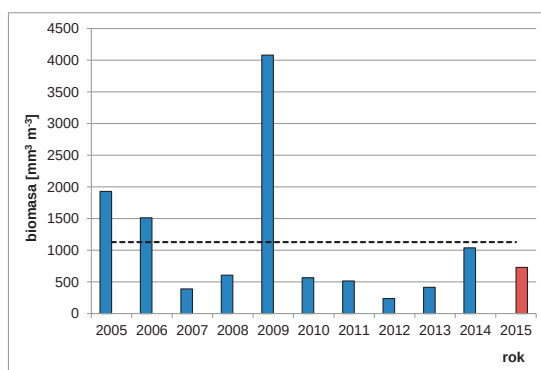
Rys. II.3.3.1.1. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupek brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



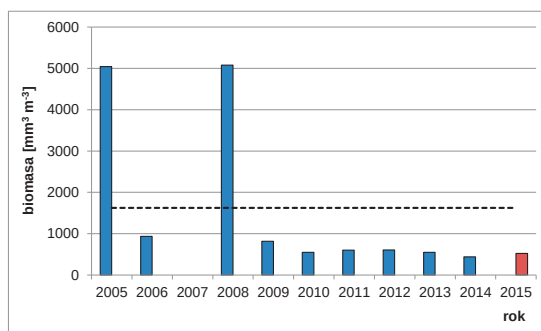
Rys. II.3.3.1.2. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



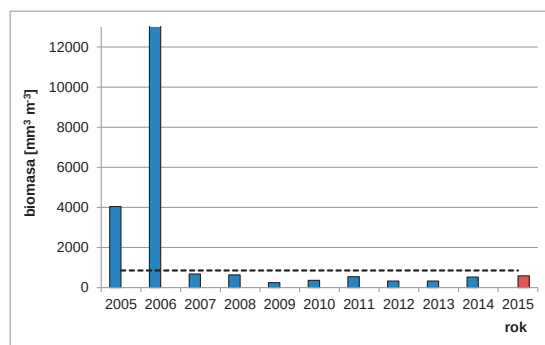
Rys. II.3.3.1.3. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



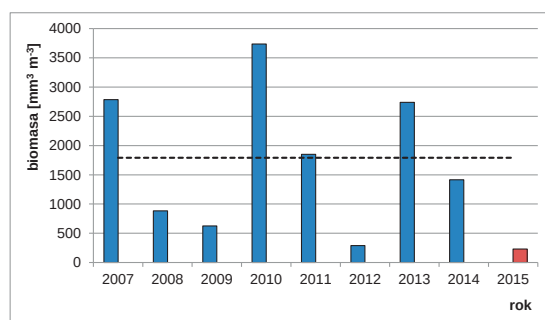
Rys. II.3.3.1.4. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



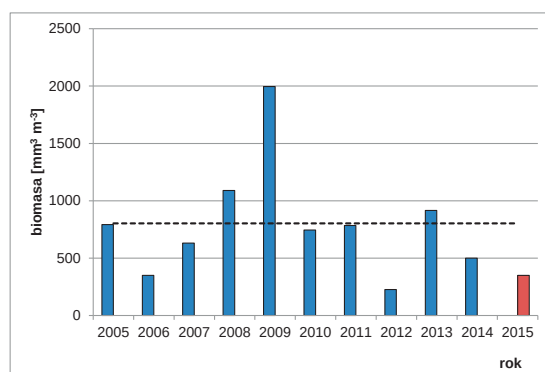
Rys. II.3.3.1.5. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



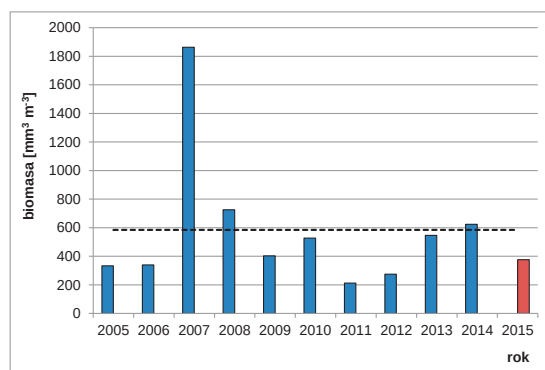
Rys. II.3.3.1.6. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



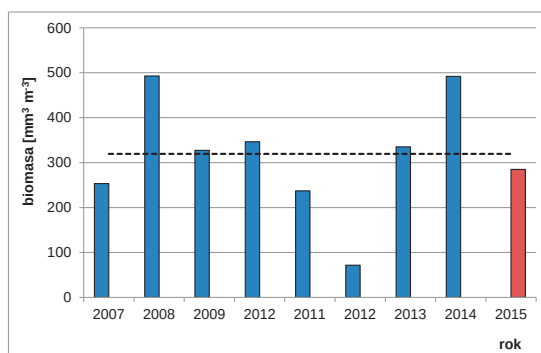
Rys. II.3.3.1.7. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



Rys. II.3.3.1.8. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



Rys. II.3.3.1.9. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2005-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa



Rys. II.3.3.1.10. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2007-2014 (słupki niebieskie) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – średnia dekadowa

Przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasa z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2005-2014, przy czym do obliczenia wartości średnich nie włączono pojedynczych wartości ekstremalnych (np. w przypadku stacji P110 w 2013 r., dla stacji P16 w 2016r. oraz KW w latach 2006 i 2008), które oznaczały pobór próbki w szczycie masowego zakwitów fitoplanktonu.

W lecie 2015 zanotowano występowanie 139 gatunków fitoplanktonu, nieznacznie więcej niż w 2014 r., kiedy to zanotowano obecność 131 taksonów. We wszystkich akwenach polskiego obszaru morskiego wartości biomasy fitoplanktonu były niższe od średniej z dziesięciolecia 2005-2014. W Zalewie Wiślanym – stacja KW (rys. II.3.3.1.1), jako jedynym akwenie polskiego obszaru morskiego, wartości biomasy w miesiącach letnich w 2015 r. były wyższe w stosunku do roku 2014, co wpisuje się w trend znacznych zmienności biomasy w wieloleciu 2005-2015 w tym akwenie. Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej – stacja ZP6 (rys. II.3.3.1.2) oraz P110 (rys. II.3.3.1.3) charakteryzowały się znacznym spadkiem produkcji biomasy w porównaniu do 2014 r., zgodnie ze znacznymi fluktuacjami biomasy obserwowanymi w wieloleciu (Kraśniewski i in. 2011).

W przypadku strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7– rys. II.3.3.1.4), st. K6 – rys. II.3.3.1.5 oraz st. P16 – rys. II.3.3.1.6) średnie wartości biomasy w miesiącach letnich, mimo nielicznych epizodycznych przypadków wysokich wartości biomasy związanych z zakwitami glonów, w ciągu wielolecia nie ulegały znacznym wahaniom (Kraśniewski i in. 2011). W rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13, rys. II.3.3.1.7), podobnie jak w Zatoce Gdańskiej, notowano znaczne fluktuacje wartości biomasy w miesiącach letnich od początku badań monitoringowych. Wody Zatoki Pomorskiej znajdują się pod wpływem oddziaływania wód morskich oraz Odry, co decyduje o znacznych wahaniami w dynamice rozwoju struktur fitoplanktonu w tym akwenie.

W przypadku strefy głębokowodnej rozkład średnich wartości biomasy w miesiącach letnich był zbliżony na wszystkich monitorowanych stacjach (rys. II.3.3.1.8-II.3.3.1.10). Pomimo zbieżności w rozkładzie biomasy w wieloleciu 2005-2014, regiony te charakteryzowały się różnicami w wartościach biomasy, np. w przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1, rys. II.3.3.1.8) notowano najwyższe wartości, niższe w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140, rys. II.3.3.1.9), a najniższe w przypadku Głębi Bornholmskiej (st. P5, rys. II.3.3.1.10). Różnice te wynikają m.in. z wpływu wód Zatoki Gdańskiej i również wód Wisły na obszar Głębi Gdańskiej (Trzosińska i Andruliewicz 1998, Łysiak-Pastuszek i in. 2011). Wpływ ten maleje w miarę oddalania się od lądu, stąd niższe wartości średniej biomasy z lata w przypadku stacji z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (P140) oraz Głębi Bornholmskiej (P5). Podsumowując, w 2015 r. biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich nie przekroczyła wartości średnich z lat 2005-2014.

II.3.3.2. Zooplankton

Zooplankton jest monitorowany w programie monitoringu polskich obszarów morskich w zakresie oznaczania składu gatunkowego, liczebności i biomasy, tj. w zakresie spełniającym wymagania RDSM. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2015 r. prowadzono na 10 stacjach: w Zalewie Wiślanym (st. KW) i 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) oraz w płd.- wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140). Próbkę pobierano 5 razy w ciepłej porze roku, od marca do listopada, a w Zalewie Puckim 12 – razy. We wszystkich próbach biologicznych zbadanych w 2015 r. stwierdzono 36 taksonów zooplanktonu, należących do 2 głównych grup Copepoda i Cladocera (tab. II.3.3.2.1).

Skład jakościowy, typowy dla południowego Bałtyku (np.: Pyś-Wolska 1997, Opióła i Błachowiak-Samołyk 1999), był znacznie bardziej różnorodny niż w roku poprzednim (28 taksonów) (tab. II.3.3.2.1). Najwyższą różnorodność gatunkową mezozooplanktonu (25 taksonów) stwierdzono w Zalewie Puckim (st. ZP6), a najniższą – 15 taksonów, zgodnie z przewidywaniem, w Zalewie Wiślanym. Znaczną różnorodność gatunkową wykazały także wody Zatoki Gdańskiej (st. P110) – 24 taksony oraz wschodni obszar płytkowodnej strefy Wybrzeża Środkowego (st. Ł7) – 23 taksony. W strefie pełnomorskiej, najuboższa populacja zooplanktonu w 2015 r. występowała w obszarze Głębi Bornholmskiej – 19 taksonów.

Do najczęściej spotykanych organizmów należały: widłonogi: *Acartia bifilosa*, *Acartia*, *Acartia longiremis* i *Acartia tonsa*, które znaleziono na wszystkich stacjach oraz *Centropages hamatus* i *Temora longicornis*. W 2015 r. praktycznie nie zanotowano obecności drapieżnej wioślarki *Cercopagis pengoi*, oprócz jednego osobnika na stacji ZP6 w Zalewie Puckim, wczesną wiosną w marcu.

Liczenie występował także widłonóg *Oithona similis*, organizm wskaźnikowy wysokiego zasolenia (Wasmund i in. 2012), który w 2015 r. zanotowano w czterech obszarach (tab. II.3.3.2.1); we wszystkich obszarach głębokowodnych – Głębia Bornholmska (st. P5), płd.-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140) i Głębia Gdańska (st. P1), i ponownie, jak w roku 2014, w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110).

Tabela II.3.3.2.1. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2015 r.

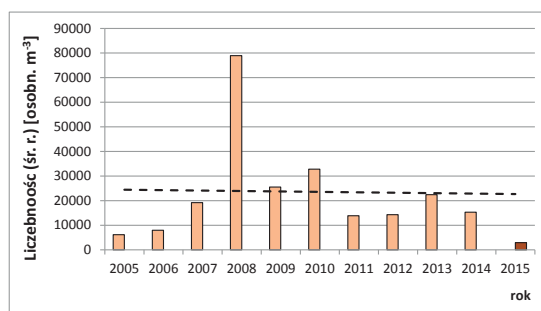
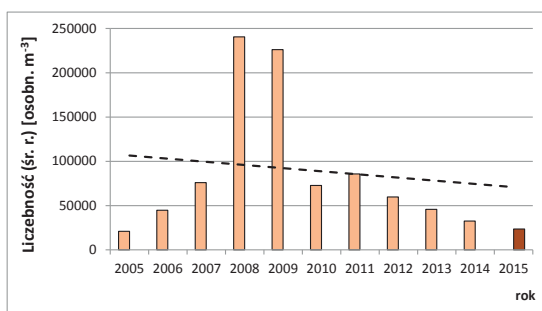
Grupa	Takson	KW	ZP6	P110	Ł7	P16	K6	B13	P1	P140	P5
Cladocera	<i>Bosmina longispina</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Cercopagis pengoi</i>		X								
	<i>Alona quadrangularis</i>		X								
	<i>Chydorus sphaericus</i>		X								
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	X	X								
	<i>Evadne nordmanni</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon intermedius</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon leuckarti</i>				X	X	X		X	X	X
	<i>Podon polyphemoides</i>		X	X	X	X		X	X		X
Copepoda	COPEPODA	X	X	X	X	X		X	X	X	X
	CALANOIDA			X					X		
	<i>Acartia bifilosa</i> var. <i>inermis</i>								X		
	<i>Acartia bifilosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia</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	X	X	X	X	X	X
	<i>Centropages hamatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eudiaptomus gracilis</i>									X	
	<i>Eurytemora affinis</i>	X	X	X	X	X	X	X			X
	<i>Pseudocalanus</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Pseudocalanus minutus</i>									X	
	<i>Temora longicornis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae	X	X		X		X	X			
	<i>Oithona similis</i>			X					X	X	X

Tabela II.3.3.2.1 - c.d.

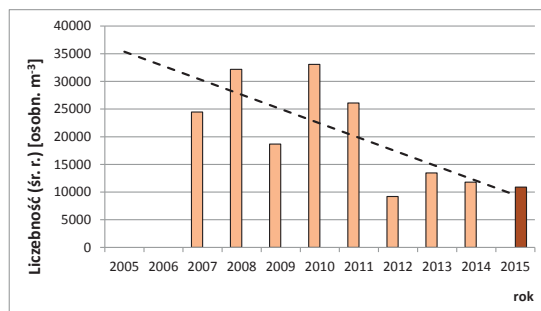
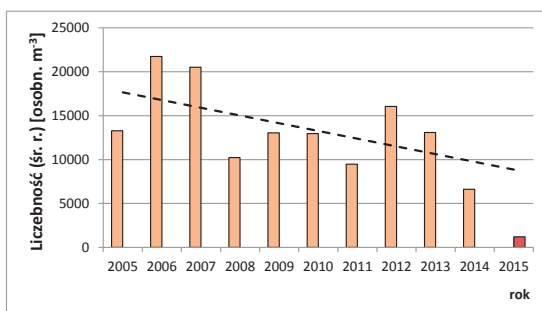
Varia	Balanus		X						X		
	Fritillaria			X	X	X	X	X	X	X	X
	DECAPODA		X		X	X	X	X			
	ROTATORIA	X	X	X			X			X	
	HARPACTICOIDA	X	X	X		X					
	HYDROMEDUSAE			X	X		X	X	X	X	
	BIVALVIA	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	GASTROPODA				X	X		X			
	MYSIDAE	X		X	X						
	NEMATODA		X	X	X					X	X
	PISCES			X					X	X	
	POLYCHAETA	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Razem		15	25	24	23	20	19	20	22	22	19

W Głębi Bornholmskiej i w Głębi Gdańskiej *Oithona similis* znaleziono we wszystkich sezonach, natomiast w pld.- wsch. Basenie Gotlandzkim oraz w Zatoce Gdańskiej jesienią. Szeroki zasięg występowania tego organizmu świadczy o efektach wlewów słonych wód z rejonu Kattegatu (zob. rozdz. Eutrofizacja – natlenienie wód przydennych) i wzroście zasolenia pod halokliną i w jej obrębie (Postel i in. 2009).

Ze względu na nieukończone jeszcze prace nad wskaźnikami do oceny zooplanktonu w zakresie zarówno cechy C1 – bioróżnorodność (pelagial), jak i C4 – łańcuchy troficzne, zmienność tej frakcji planktonowej w wieloleciu 2005-2014 i w 2015 r. przedstawiono na przykładzie średniej liczebności rocznej (rys. II.3.3.2.1-II.3.3.2.3). Do zilustrowania zmian formacji zooplanktonowej wybrano stacje reprezentujące charakterystyczne regiony: zalewy przymorskie (KW i ZP6, rys. II.3.3.2.1), zatoki (P110 i B13, rys. II.3.3.2.2) oraz strefę pełnomorską (P1, P140 i P5, rys. II.3.3.2.3);.

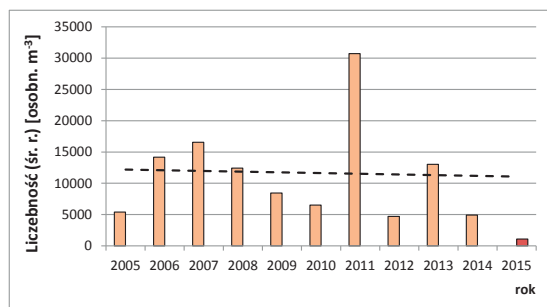


Rys. II.3.3.2.1. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach (a) Zalewu Wiślanego (st. KW) i (b) Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2005-2014 (jasne słupki) i w 2015 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja (uwaga – różne skalowanie wartości liczebności)

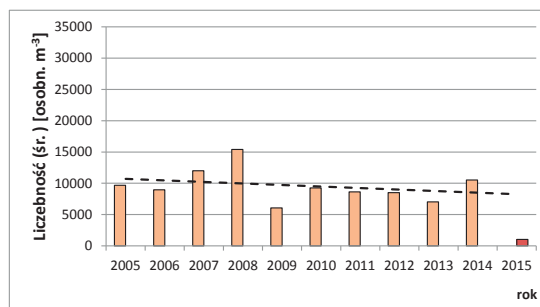


Rys. II.3.3.2.2. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach (a) centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) i (b) otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2005-2014 (jasne słupki) i w 2015 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja (uwaga – różne skalowanie wartości liczebności)

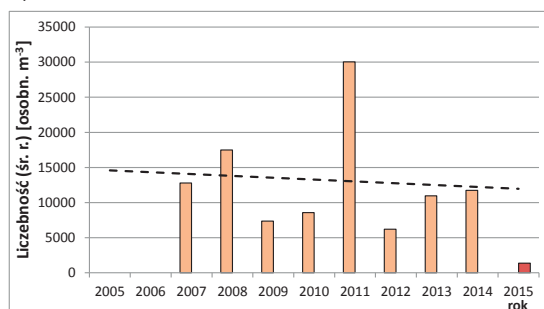
a)



b)



c)



Rys. II.3.3.2.3. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach (a) Głębi Gdańskiej (st. P1), (b) pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) i (c) Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2005-2014 (jasne słupki) i w 2015 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja

Zwraca uwagę niezwykle niska liczebność (średnia roczna) mezozooplanktonu w 2015 r., zdecydowanie najniższa w dziesięcioleciu odniesienia. Ponieważ warunki meteorologiczne w 2015 r. były bardzo podobne jak w 2014 r. trudno upatrywać przyczyny tak istotnej zmiany w niekorzystnych warunkach klimatycznych. Interesujące jest spostrzeżenie, że również fitoplankton, szczególnie w części wschodniej polskich obszarów morskich (rozd. II.3.3.1) wykazywał w 2015 r. zdecydowanie niższe wartości biomasy (i liczebności, których nie pokazano w tym opracowaniu).

II.3.4. Integralność dna morskiego

II.3.4.1. Fitobentos



W roku 2015 kontynuowano monitoring makrofitobentosu w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej, Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim – te stanowiska pomiarowe przynależą do obszaru oceny polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy należącego do wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz w rejonie Ławicy Słupskiej umiejscowionego w obszarze Basenu Bornholmskiego (rys. II.1.1). Na podstawie badań próbek roślin zebranych w okresie szczytu rozwoju roślin zakorzenionych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie zanikania czynności fizjologicznych makrofitobentosu (wrzesień), wyliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1), oparty na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do biomasy całkowitej makrofitów, na podstawie średnich wartości z dwóch sezonów pomiarowych (GIOŚ 2010).

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n B_p}{\sum_1^n B_c}$$

gdzie:

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

B_c – całkowita biomasa makrofitów.

Granice pomiędzy stanem dobrym (GES) a stanem poniżej dobrego (subGES) w klasyfikacji Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) wyznacza wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), odpowiadająca $SM_1=0,8$. W klasyfikacji wg (RDW), wartości wskaźnika SM_1 pogrupowano w pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (tab. II.3.4.1.1).

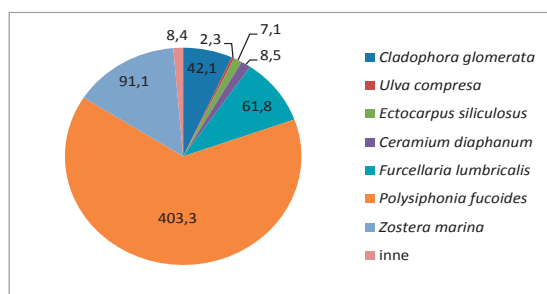
Tabela II.3.4.1.1. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1 , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM)

Przedział wartości wskaźnika SM_1	Stan ekologiczny	
	wg RDW	wg RDSM
$0,95 < SM_1 \leq 1,0$	bardzo dobry (5)	GES
$0,80 < SM_1 \leq 0,95$	dobry (4)	
$0,57 < SM_1 \leq 0,80$	umiarkowany (3)	subGES
$0,2 < SM_1 \leq 0,57$	słaby (2)	
$0 \leq SM_1 \leq 0,2$	zły (1)	

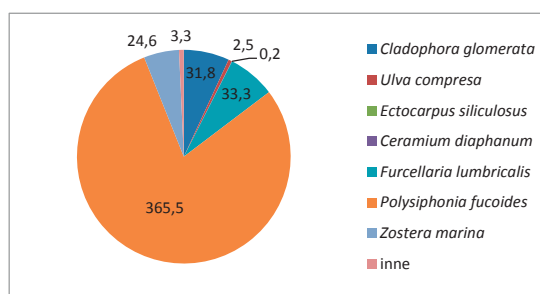
W roku 2015 w wodach Jamy Kuźnickiej oprócz notowanych w latach poprzednich gatunków: *Cladophora glomerata*, *Cladophora rupestris*, *Ulva compressa*, *Chara baltica*, *Tolypella nidifica*, *Pylaiella littoralis*,

Acrochetim sp., *Ceramium diaphanum*, *Ceramium rubrum*, *Ceramium tenuicorne*, *Ceramium* sp., *Polysiphonia fucoides*, *Myriophyllum spicatum*, *Stucenia pectinata*, *Potamogeton perfoliatus*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*, pojawiły się, niewystępujące wcześniej *Chara horrida* i *Cladophora albida* (Łysiak-Pastuszak i Zalewska 2013, 2014, Zalewska i in. 2015). W Zatoce Gdańskiej w rejonie Klifu Orłowskiego oprócz występujących stale gatunków: *Cladophora glomerata*, *Cladophora rupestris*, *Ulva compressa*, *Ulva intestinalis*, *Ulva clathrata*, *Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, *Sphacelaria* sp., *Acrochetim* sp., *Ceramium diaphanum*, *Ceramium tenuicorne*, *Ceramium* sp., *Ceramium tenuissimum*, *Coccotylus truncatus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia fucoides*, *Rhodomela confervoides*, *Zostera marina*, w 2015 r. pojawiła się *Cladophora albida*. Z kolei na Ławicy Słupskiej występowały jedynie takie gatunki jak w latach ubiegłych: *Desmarestia viridis*, *Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, *Delesseria sanguine*, *Ceramium diaphanum*, *Ceramium tenuicorne*, *Coccotylus truncatus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia fucoides*, *Rhodomela confervoides*, podobnie w obrębie Głazowiska Rowy nie zanotowano zmian w odniesieniu do gatunków stwierdzonych w poprzednim roku (*Cladophora glomerata*, *Ulva clathrata*, *Ulva* sp., *Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, *Polysiphonia fucoides*, *Coccotylus truncatus*, *Ceramium diaphanum*).

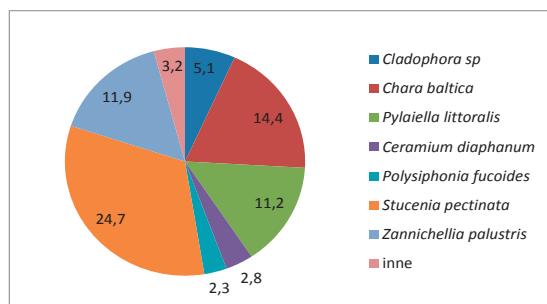
a



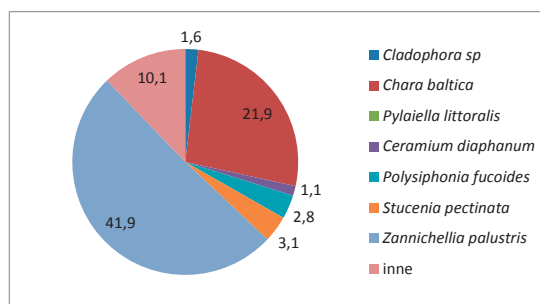
b



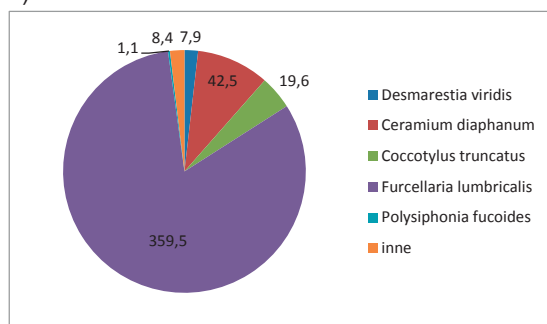
c)



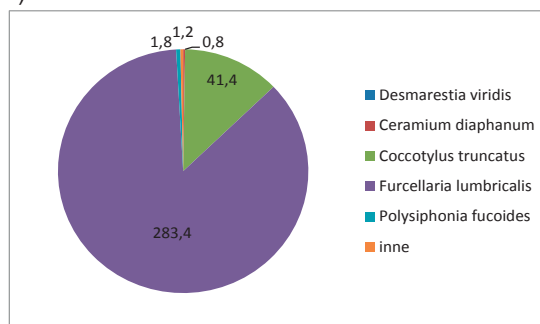
d

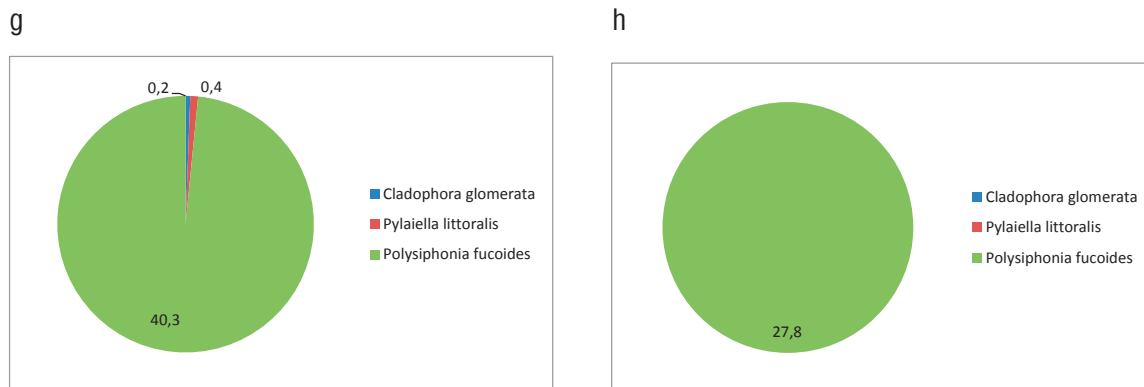


e)



f)

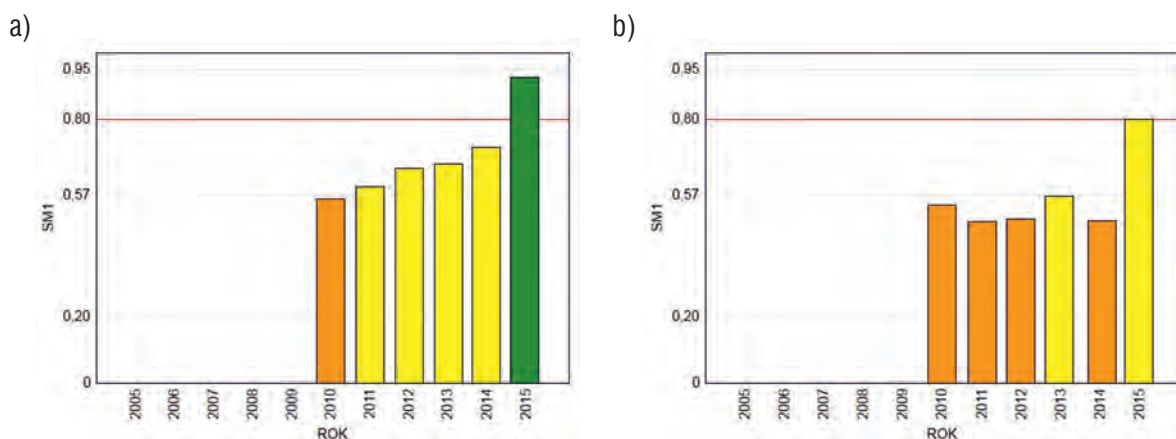




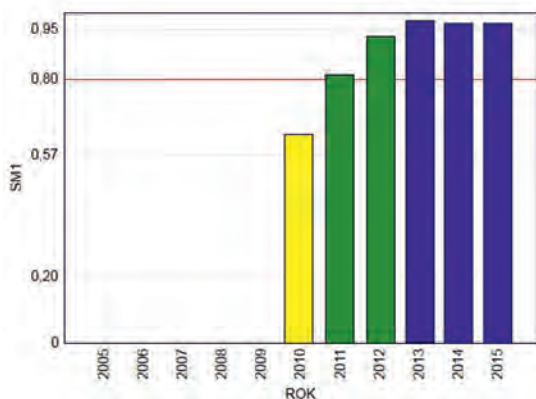
Rys. II.3.4.1.1. Biomasa (g_{s,m} m⁻²) taksonów fitobentosu w poszczególnych lokalizacjach: rejon Klifu Orłowskiego – czerwiec (a), wrzesień (b), Jama Kuźnicka – czerwiec (c), wrzesień (d), Ławica Słupska – czerwiec (e), wrzesień (f), Głazowisko Rowy – czerwiec (g), wrzesień (h)

W trakcie badań monitoringowych zanotowano zmienność sezonową ilościowego występowania fitobentosu. W rejonie Klifu Orłowskiego oraz w Jamie Kuźnickiej w czerwcu dominacja zielenic notowana była jedynie do głębokości 1 m. We wrześniu oraz na większych głębokościach w okresie letnim w biomacie uwidaczniała się dominacja krasnorostów i roślin naczyniowych (rys. II.3.4.1.1a, b, c, d). W przypadku Basenu Bornholmskiego we wrześniu 2015 r., 100% całkowitej biomasy stanowiły krasnorosty; w czerwcu brunatnice występowały w niewielkiej ilości w Ławicy Słupskiej, a w obszarze Głazowiska Rowy – brunatnice i zielenice (rys. II.3.4.1.1e, f, g, h).

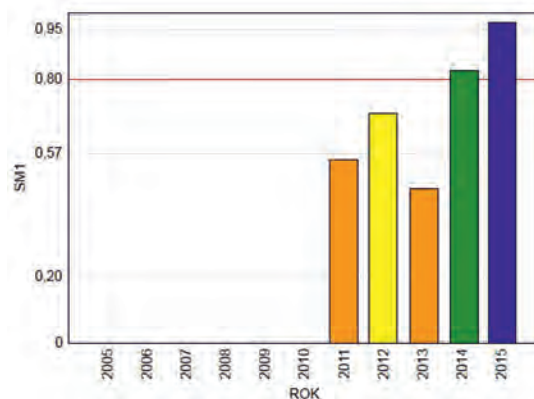
W roku 2015, na podstawie wskaźnika SM₁, stwierdzono bardzo dobry stan makrofitobentosu w obszarze Ławicy Słupskiej – otwarte wody Basenu Bornholmskiego (rys. II.3.4.1.2. c) oraz w obszarze Głazowiska Rowy – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego (rys. II.3.4.1.2. d), gdzie odnotowano zdecydowaną poprawę w stosunku do lat poprzednich. Również w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stwierdzono poprawę stanu ekologicznego ze stanu słabego na umiarkowany. Poprawie uległ również stan ekologiczny w rejonie Jamy Kuźnickiej – ze słabego na umiarkowany (rys. II.3.4.1.2. b) oraz w rejonie Klifu Orłowskiego – ze stanu umiarkowanego na dobry (rys. II.3.4.1.2.a). Na korzystną zmianę indeksu SM₁, charakteryzującego rejon Klifu Orłowskiego, wpłynął znaczny wzrost udziału *Polysiphonia fucoides* (do 70% z 42% w roku poprzednim) i *Zostera marina* (10% z 2,6%) w całkowitej biomasy makrofitów, a w rejonie Jamy Kuźnickiej obfitość ramienic (23%) i roślin naczyniowych (*Stucenia pectinata* i *Zanichellia palustris*; 52%).



c)



d)



Rys. II.3.4.1.2. Ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenu płytkowodnym; a) rejon Klifu Orłowskiego, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_1 – tab. II.3.4.1.1

II.3.4.2. Zoobentos

W ocenie stanu polskich obszarów morskich opracowanej na potrzeby wdrażania RDSM, wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach cech C1 (bioróżnorodność), C4 (łańcuchy pokarmowe) i C6 (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.3.4.2.1), zgodnie z Załącznikiem 3 do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 22.10.2014 r. (Anon. 2014).

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

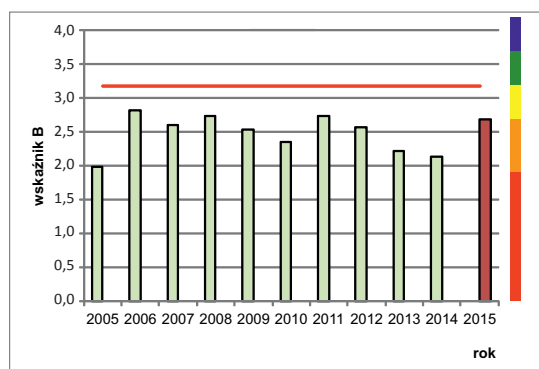
- polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (podakwen 26) ; stacje: P104 oraz ZP6,
- Basen Gdański; stacje: P1, P110 oraz ZN4,
- wschodni Basen Gotlandzki; stacje: P140, Ł7 oraz Z,
- Basen Bornholmski; stacje: B13, K6, M3, P16, P2, P3 oraz P5.

Tabela II.3.4.2.1 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.3.4.2.1-II.3.4.2.10) przedstawiono wartości wskaźnika B, wyznaczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2015 r. na tle jego zmian w dziesięciolecie 2005-2014 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.

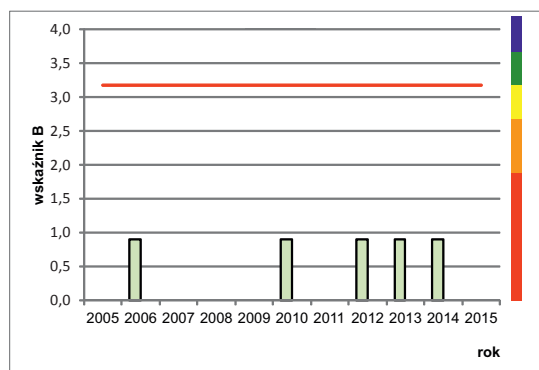
Stan środowiska morskiego podakwenu wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (26), analizowano w zakresie stanu makrozoobentosu na podstawie wyników ze stacji (P104), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej oraz stacji ZP6 zlokalizowanej w Zalewie Puckim. Graficznie zilustrowano wyniki ze stacji P104 (rys. II.3.4.2.1).



Rys. II.3.4.2.1. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle dziesięciolecia 2005-2014 (słupki zielone) 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 2015 r. stanem słabym środowiska, wartość wskaźnika B znajdowała się bardzo blisko dolnej granicy stanu umiarkowanego w rozumieniu RDW (rys. II.3.4.2.1). Stacja ZP6, położona w Zalewie Puckim, odbiega znacząco, w kontekście panujących warunków abiotycznych od tych panujących na znacznie głębszej stacji P104 (58 m). St. ZP6 znajduje się w osłoniętej wewnętrznej Zatoce Puckiej, jej głębokość wynosi zaledwie 4,5 m, podłoże stanowi piasek mulisty, kamienie oraz żwir, a występująca roślinność dennej 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 słaby stan środowiska, natomiast na stacji ZP6 stan dobry. W ujęciu ogólnym **stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w zakresie makrofauny dennej należy ocenić jako umiarkowany** – 3 klasa w systemie ocen RDW, co w klasyfikacji RDSM przenosi się na **stan nieodpowiedni – subGES**.

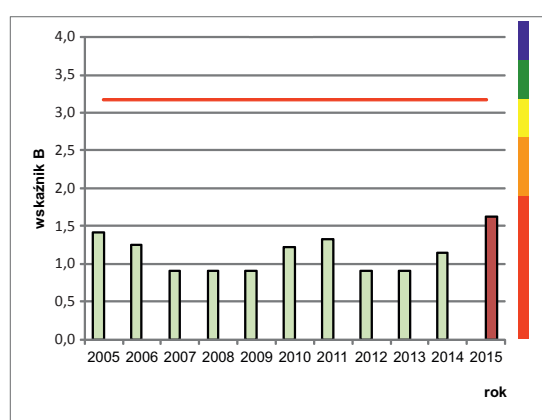
W wodach Basenu Gdańskiego znajdują się 3 stanowiska pobierania makrozoobentosu: w rejonie Półwyspu Helskiego (ZN4), w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) oraz w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110). Badania monitoringowe na stacjach ZN4 i P110 rozpoczęły się dopiero w 2014 r., dlatego stan fauny dennej w tym akwenu zilustrowano graficznie jedynie na przykładzie Głębi Gdańskiej – stacji P1 posiadającej najdłuższą serię wyników badań monitoringowych (rys. II.3.4.2.2).



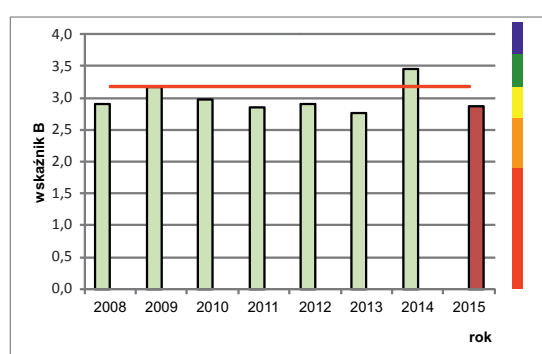
Rys. II.3.4.2.2. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. na tle dziesięciolecia 2005-2014 (słupki zielone) w rejonie Głębi Gdańskiej (Basen Gdański) – st. P1; czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Na stacji ZN4 w pobliżu zewnętrznej krawędzi Helu stan makrozoobentosu określono jako słaby wg RDW, co odpowiada subGES wg RDSM. Natomiast w przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1) w 2015 r. nie stwierdzono obecności przedstawicieli makrozoobentosu, ze względu na wyjątkowo niekorzystne warunki dla bytowania organizmów dennych, tj. ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub głębokiego deficytu tlenowego w wodach przydennych (zob. rozdz. II.4.1). W centralnej Zatoce Gdańskiej, na stacji P110, stan makrozoobentosu w 2015 r. był również zły. 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 makrozoobentou w Basenie Gdańskim**, a dokładniej w jego głębokowodnej części, określono jako zły zgodnie z zasadami RDW (klasa 1), czyli **nieodpowiedni – sub-GES** – wg RDSM.

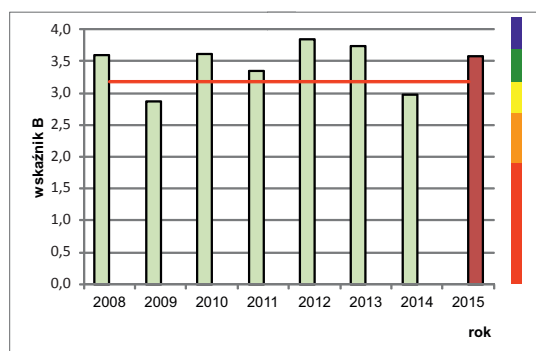
W przypadku otwartych wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wyniki makrozoobentosu przedstawiono dla stacji głębokowodnej P140 (rys. II.3.4.2.3) z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego oraz dla stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (rys. II.3.4.2.4 i II.3.4.2.5).



Rys. II.3.4.2.3. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle dziesięciolecia 2005-2014 (słupki zielone) 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



Rys. II.3.4.2.4. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle wielolecia 2008-2014 (słupki zielone) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

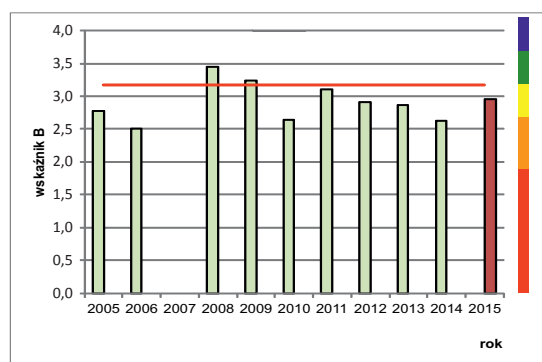


Rys. II.3.4.2.5. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle wielolecia 2008-2014 (słupki zielone) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

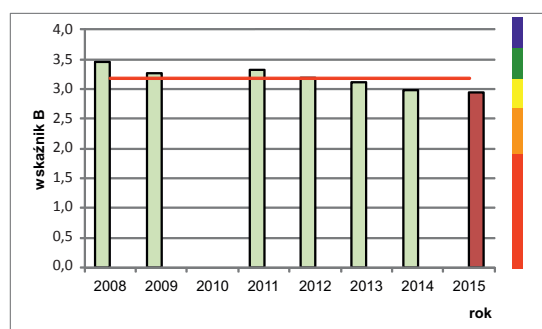
W płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) stan makrozoobentosu pozostawał zły, w rozumieniu RDW, w całym analizowanym wieloleciu (2005-2015). W 2015 r. zanotowano nieznaczny wzrost wskaźnika dla tej stacji na skutek pojawienia się wieloszczeta z gatunku *Scoloplos armiger*, który jest gatunkiem tolerującym 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). Na pozostałych stanowiskach monitorowania fauny dennej w tym podakwenie, tj. płytkowodnych stacjach Ł7 (rys. II.3.4.2.4) oraz Z (rys. II.3.4.2.5), stan makrozoobentosu, a zatem i wartości wskaźnika B, różniły się znacznie od strefy głębokowodnej. W przypadku obu stacji, wartości wskaźnika B oscylowały w granicach dobrego stanu środowiska, jednak w odróżnieniu od 2014 r. stan dobry wykazywał zoobentos z rejonu Żarnowca (st. Z), a nie z okolic Łeby (st. Ł7). Wydaje się, iż rok 2014 był w przypadku stacji Ł7 wyjątkowy w kontekście stanu środowiska, a rok 2015 należy traktować jako powrót do typowej sytuacji, gdy stan makrozoobentosu znajduje się tuż poniżej granicy dobrego stanu. 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 wschodniego Basenu Gotlandzkiego, najwyższą ocenę ($B = 4,02$) uzyskał w 2015 r. makrozoobentos na stacji P2 położonej w rejonie Rynny Słupskiej.

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

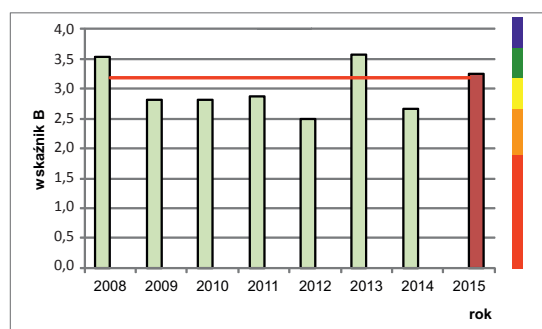
W Basenie Bornholmskim znajduje się szereg lokalizacji płytkowodnych monitorowania makrofauny dennej (rys. I.1.1) – st. P16, M3 i K6 w strefie płytkowodnej polskiego środkowego wybrzeża i st. B13 w otwartej Zatoce Pomorskiej, a także głębokowodna st. P5 w obszarze Głębi Bornholmskiej. W 2015 r. zoobentos w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego wykazywał lepszy stan niż w roku poprzednim; na stacjach P16 (rys. II.3.4.2.6) i B13 (rys. II.3.4.2.9) stan słaby z 2014 r. uległ poprawie do umiarkowanego, a na stacji K6 (rys. II.3.4.2.8) – stan umiarkowany (2014) zmienił się w dobry. Jedynie zbiorowisko zoobentosu na stacji M3 (rys. II.3.4.2.7) nie wykazało zmian i jego stan w 2015 r. był umiarkowany tak samo, jak w 2014 r., a wskaźnik osiągnął wartości najniższe w serii pomiarowej [uwaga: monitoring fauny dennej na stacji K6 rozpoczął się w 2008 r., a na stacji M3 został wznowiony w 2014 roku po kilkuletniej przerwie].



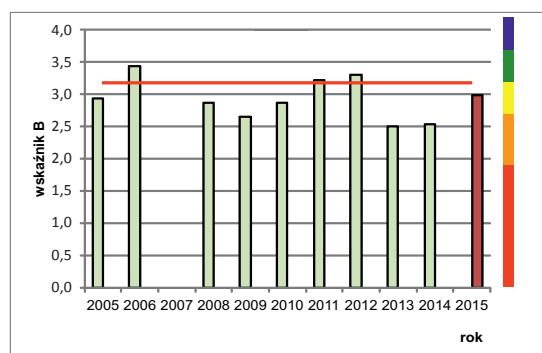
Rys. II.3.4.2.6. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle dziesięciolecia 2005-2014 (słupki zielone) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.3.4.2.7. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle wielolecia 2008-2014 (słupki zielone) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.3.4.2.8. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle wielolecia 2008-2014 (słupki zielone) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

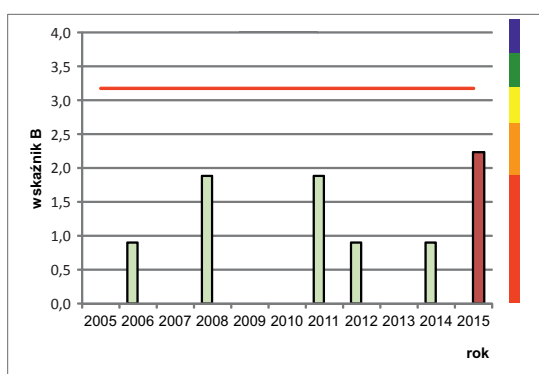


Rys. II.3.4.2.9. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle dziesięciolecia 2005-2014 (słupki zielone) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W dziesięcioleciu odniesienia 2005-2014, wartości wskaźnika B dla stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego, charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska, jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika.

W 2015 r., podobnie jak rok wcześniej, pobrano próbki fauny dennej w rejonie Rynny Słupskiej (st. P2 oraz P3), przy czym stacja P3 zaliczana jest do obszaru Basenu Bornholmskiego, a stacja P2 do obszaru Basenu Gotlandzkiego. Uzyskane wartości wskaźnika B wskazywały na dobry (P3), a nawet bardzo dobry (P2) stan środowiska, pomimo znacznej głębokości tych stacji (P2 – 74 m; P3 – 89 m). Warunki hydrodynamiczne panujące tutaj odbiegają w znacznym stopniu od panujących na stacji P5 (90 m) położonej w Głębi Bornholmskiej (rys. II.3.4.2.10), 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 2005-2014 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.3.4.2.10). Ta korzystna, na tle wielolecia, sytuacja jest zapewne związana z epizodem wlewu bardziej natlenionej wody z rejonu Morza Północnego (IOW 2015a, 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.



Rys. II.3.4.2.10. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2015 r. (słupki brązowe) na tle dziesięciolecia 2005-2014 (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 słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Ogólny **stan makrozoobentosu w rejonie wód otwartych Basenu Bornholmskiego został sklasyfikowany jako umiarkowany** wg zasad RDW, średnia klasyfikacja z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 3, oraz **poniżej dobrego (subGES)** wg zasad RDSM.

Mimo, iż na poszczególnych stanowiskach monitoringowych makrozoobentos osiągał stan dobry, a nawet stan bardzo dobry, to w żadnym z monitorowanych podakwenów nie osiągnął wartości docelowej RDSM – dobrego stanu ekologicznego (GES).

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 ukaze pełniejszy obraz faktycznego stanu środowiska w analizowanych obszarach.

II.3.4.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego.

Cecha C6 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 C6 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 C6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofitobentosu (SM₁) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (akwen 26), Basen Bornholmski oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (akwen 28). 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).

Kwestią do rozstrzygnięcia pozostaje sposób integracji wyników poszczególnych wskaźników w ramach danej cechy. Na potrzeby niniejszego opracowania zastosowano zabieg uśredniania wyników wskaźników w ramach akwenów; nie zdecydowano się na zastosowanie kryteriów wykonywania oceny według Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), gdzie stosuje się zasadę: decyduje najniższa ocena wśród elementów jakości ekologicznej – *One-Out-All-Out* (OOAO). Zastosowanie zasady OOAO skutkowałoby przypisaniem wartości stanu dla danej cechy według stanu najłabszego wskaźnika, jednakże jak dotąd nie zdecydowano się na taki zabieg w ramach RDSM.

Tabela II.3.4.3.1. Ocena cechy C6 w oparciu o klasyfikację RDW w 2015 r. (w nawiasie odpowiednia ocena wg RDSM)

Akwen	Klasa RDW			Stan
	Fitobentos	Zoobentos	Średnia	
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (26)	3,5	3	3	Umiarkowany (subGES)
Basen Bornholmski	5	3	4	Dobry (GES)
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (28)	5		5	Bardzo dobry (GES)

Ocena cechy C6 w 2015 r. wskazuje na występowanie warunków **poniżej dobrego stanu środowiska morskiego sub-GES** (klasa 3 w rozumieniu RDW) jedynie **w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego**, natomiast **dwa pozostałe obszary osiągnęły dobry stan środowiska – GES** (tab. II.3.4.3.1).

II.4. Cechy presji

II.4.1. Eutrofizacja



Cecha C5 – eutrofizacja – charakteryzowana jest poprzez trzy kryteria i związane z nimi wskaźniki podstawowe (Anon. 2008, Anon. 2010):

- *czynniki sprawcze*, związane ze wskaźnikami podstawowymi określającym poziom substancji biogenicznych w środowisku morskim,
- *bezpośrednie skutki nadmiaru substancji biogenicznych*, gdzie wskaźniki podstawowe opisują stan fitoplanktonu (stężenia chlorofilu-a, biomasa fitoplanktonu i skład gatunkowy) oraz zmiany przezroczystości wody morskiej,
- *pośrednie skutki nadmiaru substancji odżywczych*, do których należy głównie natlenienie wód przydennych.

Wskaźniki podstawowe wymienione w kryterium *czynniki sprawcze*, tj. stężenia fosforanów, mineralnych połączeń azotu, form azotu i fosforu całkowitego – są przedmiotem wieloletnich badań w programie monitoringu jakości wód Bałtyku COMBINE i zgromadzone dane stanowią dobrą podstawę do oceny stopnia eutrofizacji polskich obszarów morskich. W kryterium – bezpośrednie skutki nadmiaru substancji biogenicznych – do oceny stanu środowiska morskiego nadal stosuje się jedynie stężenia chlorofilu-a i przezroczystość wody morskiej.

Ocenę stanu cechy C5 – eutrofizacja – w polskich obszarach morskich przeprowadzono w 2015 r. na podstawie wyników programu COMBINE. Zgodnie z dotychczasowymi zaleceniami grup roboczych UE i HELCOM w ocenie eutrofizacji nie uwzględniono indeksu stanu makrozoobentosu (B), natomiast wykorzystano wskaźnik stanu makrofity (SM₁).

Poziom substancji biogenicznych

W 2015 r. w ramach badań monitoringowych przeprowadzono 6 rejsów badawczych, w których analizowano zawartość soli odżywczych w wodzie morskiej na stacjach pomiarowych rozmieszczonych w polskich obszarach Bałtyku i przydzielonych do odpowiednich akwenów wg podziału HELCOM MAS (HELCOM 2013) (rys. II.4.1.1).

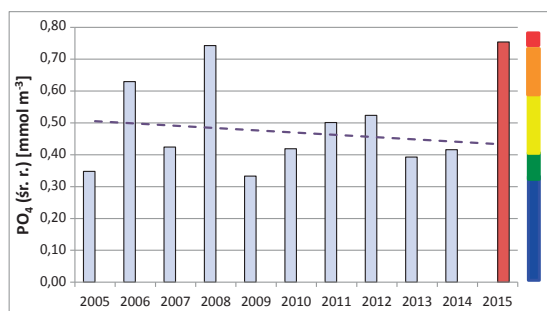
Kontrolę zimowej puli substancji biogenicznych przeprowadzono w rejsie r/v „Baltica” w lutym 2015 r. (tab. II.4.1.1).

W zimie 2015 r. nastąpił znaczny wzrost stężeń nieorganicznych fosforanów w stosunku do średniej z dziesięciolecia 2005-2014 – zimowych w obszarze półd.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.8) i w centralnej części Zatoki Gdańskiej (tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.3) oraz średnich rocznych – w Zalewie Wiślanym (tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.1) i Zalewie Puckim (tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.2).

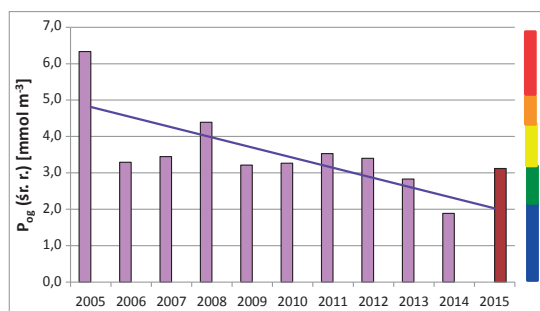
Tabela II.4.1.1. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2015 r. nieorganicznych form fosforu i azotu w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w miesiącach zimowych (I-III), średnie roczne* stężenia w zalewach przymorskich oraz średnie stężenia fosforu i azotu ogólnego w miesiącach letnich (VI-IX) (w nawiasach podano średnie z dziesięciolecia 2005-2014)

Akwen	Stacja	PO_4^{3-}	P_{og}	N_{min}	N_{og}
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (26)	ZP6	0,34* (0,19*)	1,37* (1,01*)	2,56* (2,60*)	30,0* (31,3*)
	P104	0,66 (0,49)	0,80 (0,85)	3,53 (5,37)	29,4 (25,9)
	K	0,44 (0,64)	0,82 (0,71)	5,47 (14,60)	28,9 (28,7)
Basen Gdański	P110, P116, ZN4	0,47 (0,47)	1,12 (0,71)	4,25 (4,31)	24,2 (25,6)
	P1	0,58 (0,51)	0,65 (0,71)	2,29 (4,49)	25,9 (24,7)
wschodni Basen Gotlandzki	R4, Ł7, Z	0,54 (0,41)	1,01 (0,73)	3,37 (4,80)	26,4 (24,5)
	P140	0,75 (0,52)	0,89 (0,59)	2,45 (3,21)	23,0 (22,5)
Basen Bornholmski	P16, K6	0,44 (0,38)	0,91 (0,83)	3,14 (5,72)	24,7 (24,5)
	B13, B15	0,34 (0,36)	0,99 (1,10)	7,15 (12,23)	31,5 (30,4)
	P5	0,60 (0,60)	0,98 (0,67)	2,46 (2,90)	25,3 (22,6)

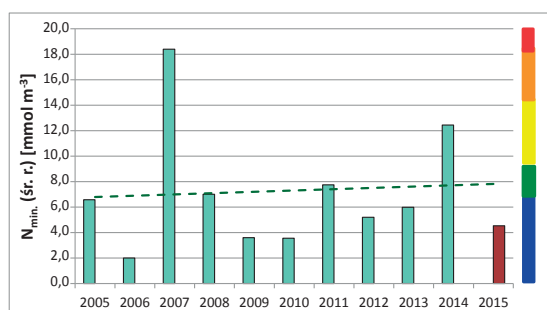
a)



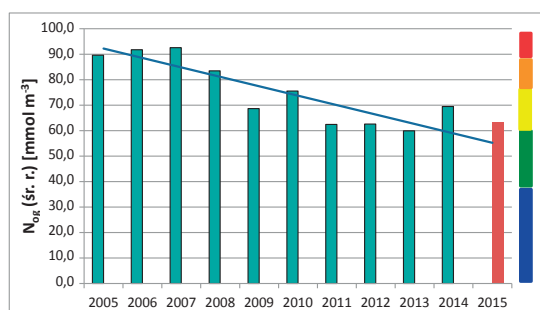
b)



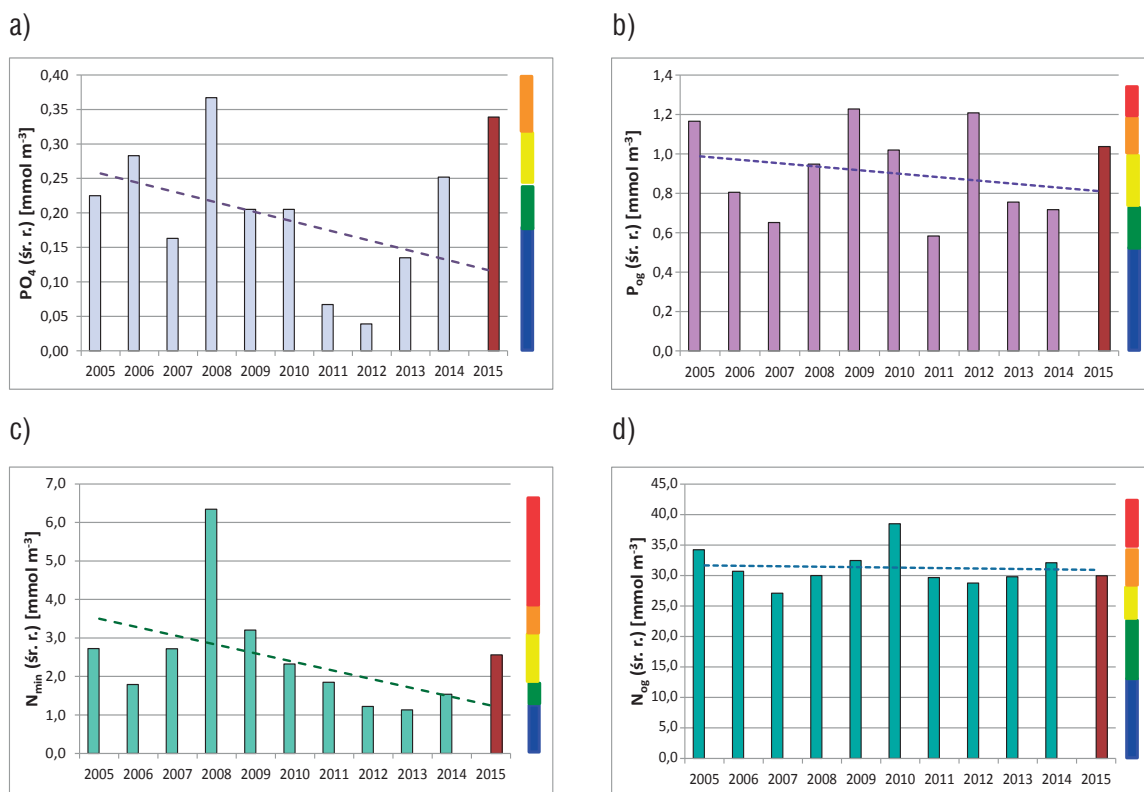
c)



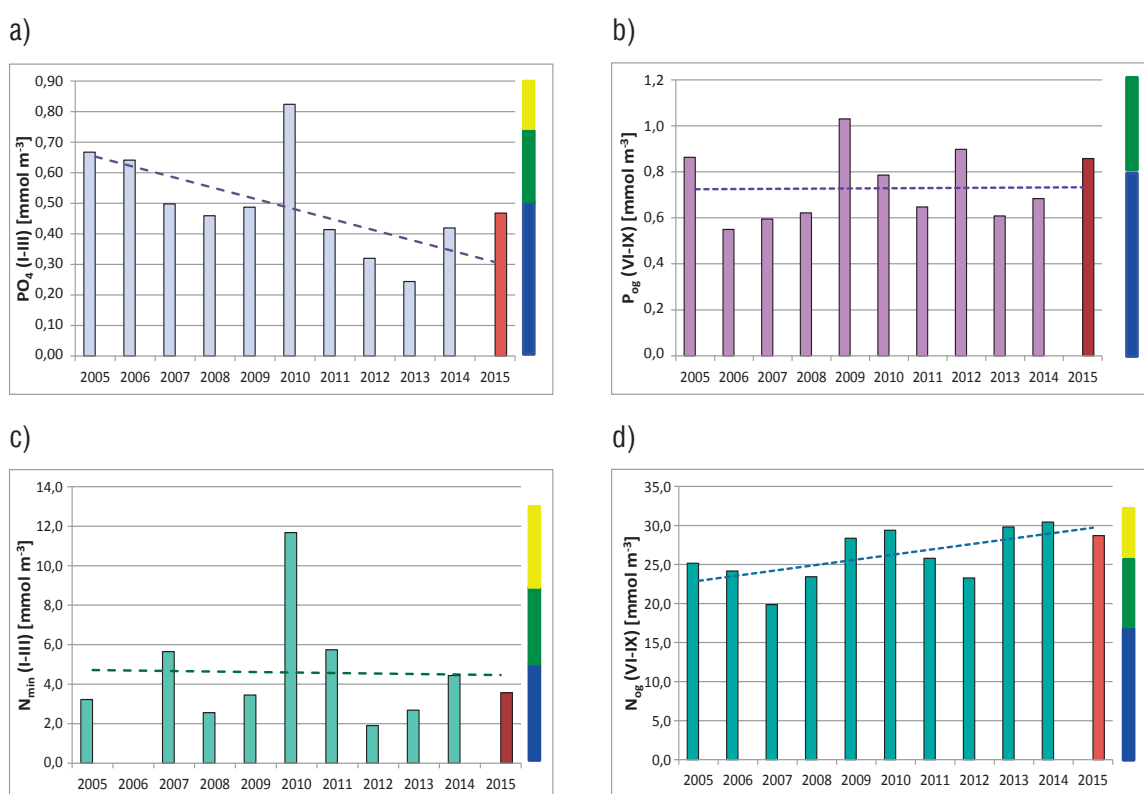
d)



Rys. II.4.1.1. Zmiany średnich stężeń rocznych mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2005-2014 (jaśniejszy odcień słupków) oraz w 2015 r. (słupek brązowy); linie ilustrują tendencje – linia przerywana lub istotnie statystycznie trendy – linia ciągła, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

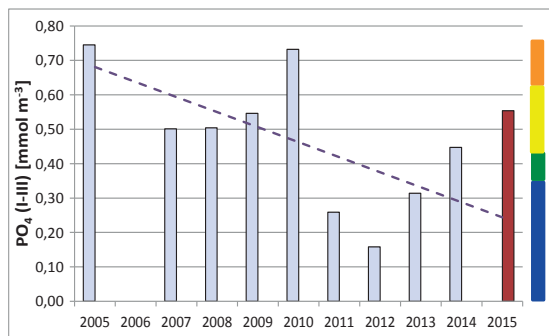


Rys. II.4.1.2. Zmiany średnich stężeń rocznych mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2005-2014 (jaśniejszy odcień słupków) oraz w 2015 r. (słupki brązowy); oznaczenia jak na rys. II.4.1.1

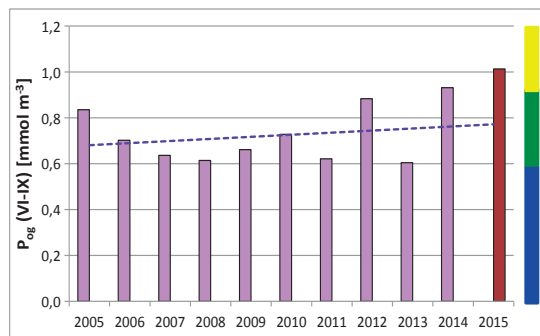


Rys. II.4.1.3. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) – Basen Gdański, w latach 2005-2014 oraz w 2015 r.; oznaczenia jak na rys. II.4.1.1

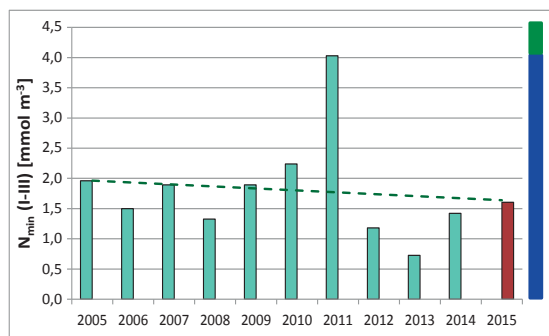
a)



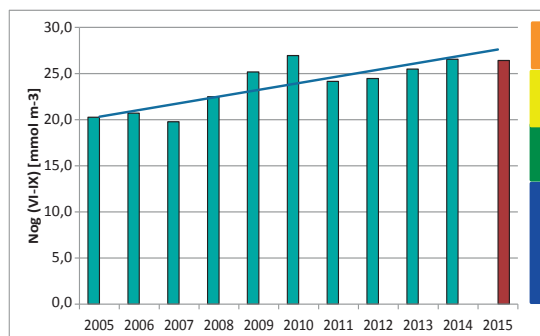
b)



c)

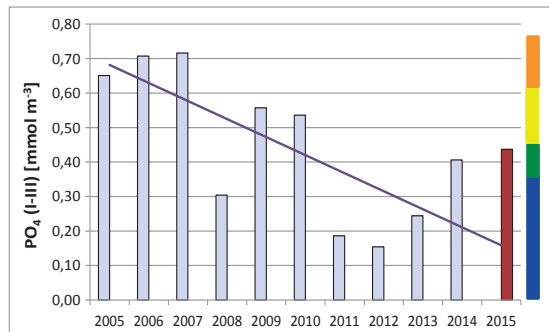


d)

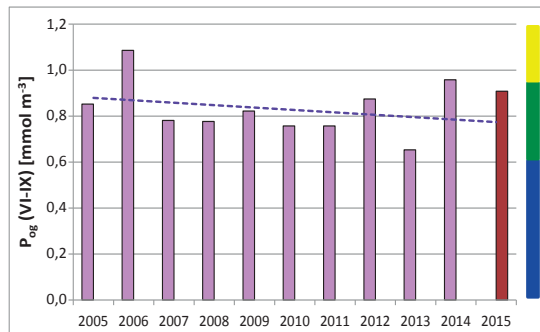


Rys. II.4.1.4. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach płytkowodnej strefy środkowego Wybrzeża (st. R4, Z i Ł7) – wsch. Basen Gotlandzki, w latach 2005-2014 oraz w 2015 r.; oznaczenia jak na rys. II.4.1.1

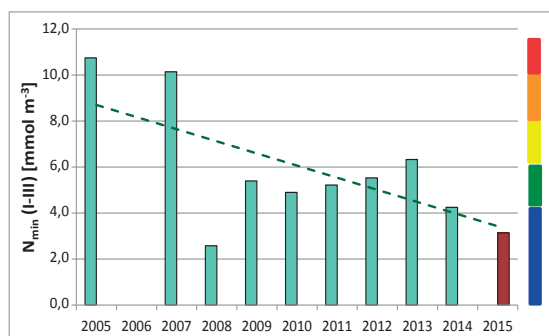
a)



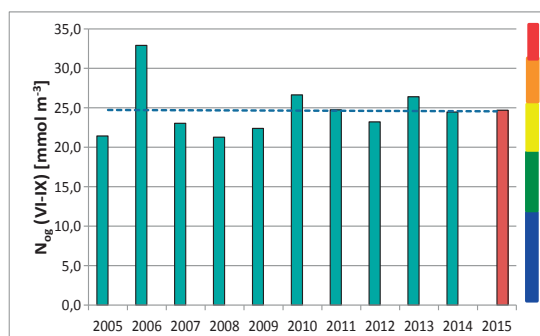
b)



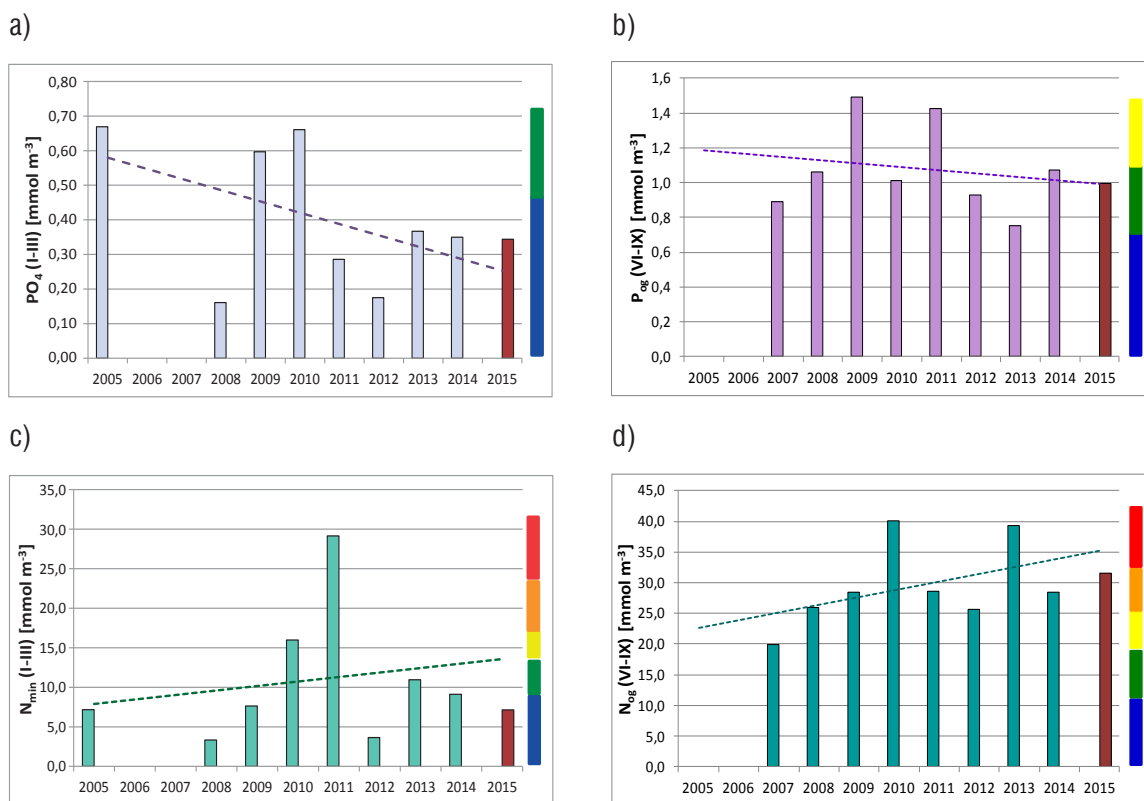
c)



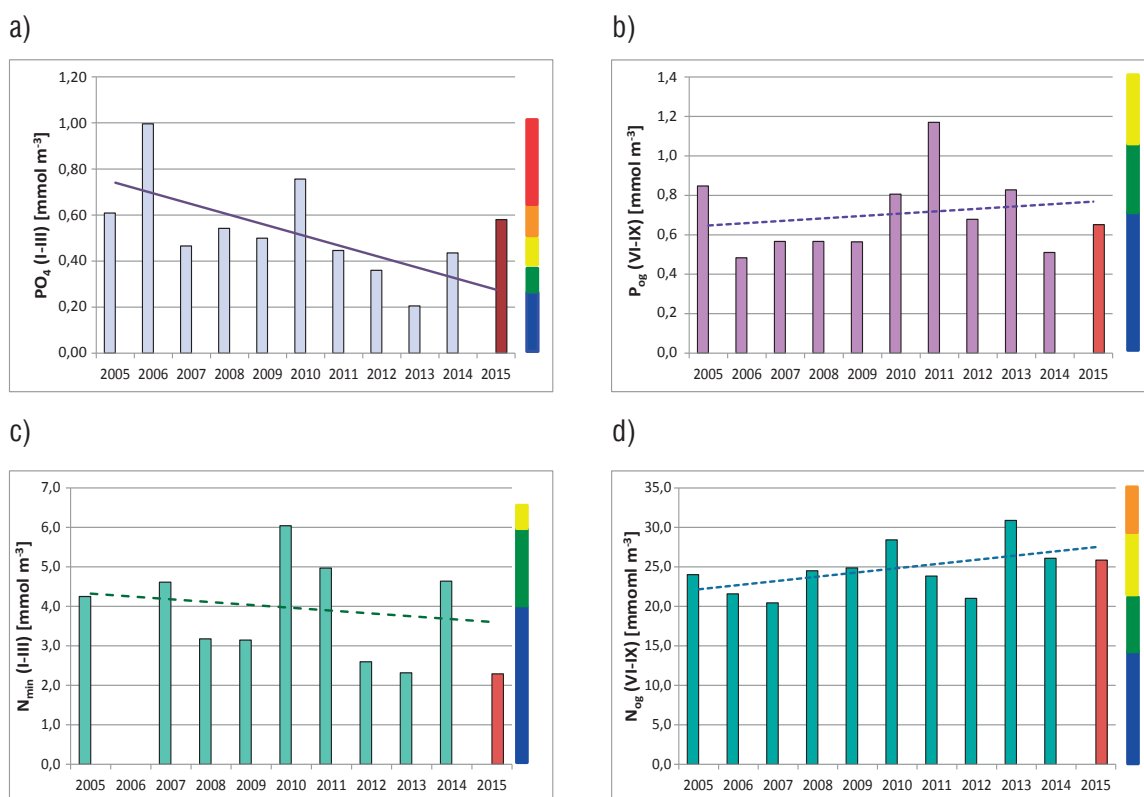
d)



Rys. II.4.1.5. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach płytkowodnej strefy środkowego Wybrzeża (st. P16 i K6) – Basen Bornholmski, w latach 2005-2014 oraz w 2015 r.; oznaczenia jak na rys. II.4.1.1

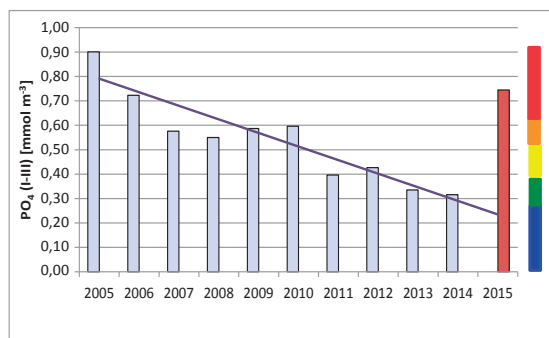


Rys. II.4.1.6. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13 i B15) – Basen Bornholmski, w latach 2005-2014 oraz w 2015 r.; oznaczenia jak na rys. II.4.1.1

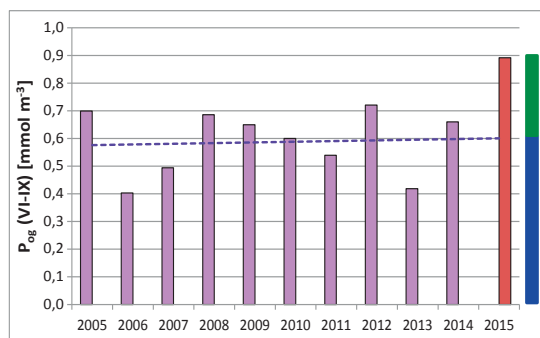


Rys. II.4.1.7. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) – Basen Gdański, w latach 2005-2014 oraz w 2015 r.; oznaczenia jak na rys. II.4.1.1

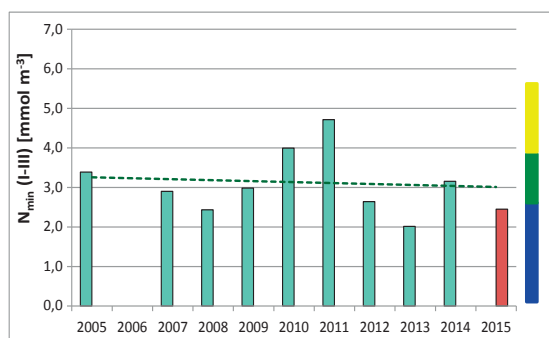
a)



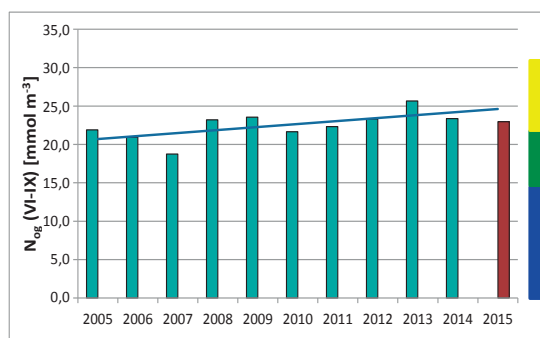
b)



c)

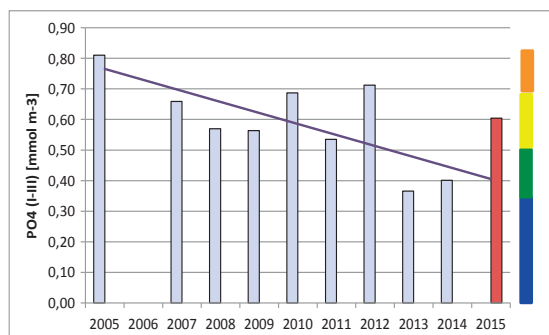


d)

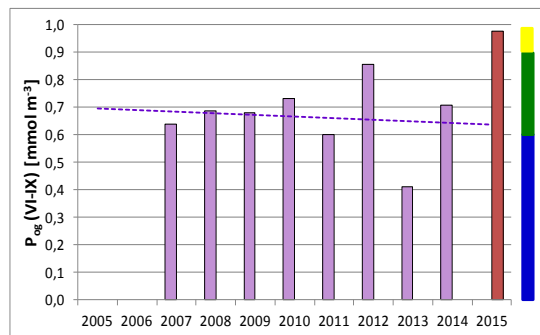


Rys. II.4.1.8. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2005-2014 oraz w 2015 r.; oznaczenia jak na rys. II.4.1.1

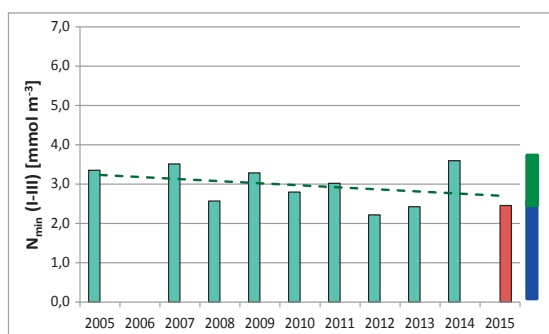
a)



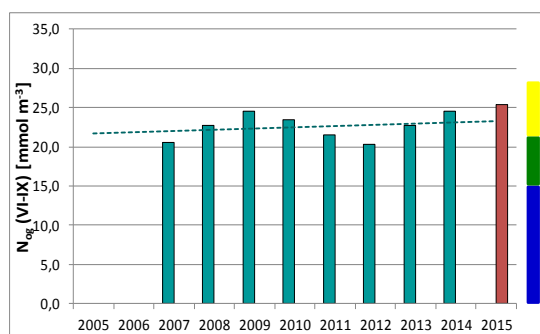
b)



c)



d)



Rys. II.4.1.9. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych fosforu (b) i azotu (d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2005-2014 oraz w 2015 r.; oznaczenia jak na rys. II.4.1.1

Nieco słabszy wzrost zimowej puli fosforanów zanotowano także w strefie płytkowodnej wzdłuż środkowego wybrzeża (stacje Ł7, Z, P16, K6; tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.4). Należy przypuszczać, że wzbogacenie zasobów fosforanów nastąpiło na skutek uniesienia ogromnej masy stagnujących wód przydennych przez przesuwający się od grudnia 2014 r. wody wlewowe (IOW, 2015a,b, rozdz. II.2.2). Ponadto, podwyższone stężenia fosforanów utrzymywały się w górnej warstwie morza w ciągu całego roku, nawet w szczycie sezonu wegetacyjnego (IMGW-PIB 2015).

W przypadku mineralnych połączeń azotu ($N_{min} = NO_3^- + NO_2^- + NH_4^+$), dalsze silne obniżenie stężeń zimowych, w stosunku do średniej z wielolecia 2005-2014, zanotowano w wodach wschodniej Zatoki Gdańskiej (st. K), Głębi Gdańskiej (st. P1), wzdłuż środkowego wybrzeża oraz w Zatoce Pomorskiej (tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.3, II.4.1.7 i II.4.1.6).

W odniesieniu do form ogólnych substancji biogenicznych – fosforu ogólnego i azotu ogólnego w miesiącach letnich (VI-IX), które mogą służyć jako aproksymujące wielkość produkcji biologicznej (Giovannardi i Vollenweider 2004; Pyhälä i in. 2013), zawartości azotu ogólnego były na poziomie średniej z dziesięciolecia (2005-2014) lub wykazywały jedynie nieznaczny wzrost (tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.1d-II.4.1.9d), a fosforu ogólnego, podobnie jak w przypadku form mineralnych – wykazały w 2015 r. wzrost (tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.1b, c-II.4.1.9b, chociaż nie tak istotny).

W dziesięcioleciu 2005-2014 utrzymywała się tendencja spadkowa zimowej puli fosforanów (rys. II.4.1.2a-II.4.1.9a). Zmniejszanie się dostępności fosforanów obserwujemy także w cyklu całorocznym, jako spadek średnich rocznych stężeń (tab. II.4.1.1, rys. II.4.1.1a). W wielu akwenach, mimo niespodziewanego wzrostu stężeń zimowych fosforanów w 2015 r., tendencje te przybrały formę istotnych statystycznie ujemnych trendów, które uwidoczniły się najsilniej w zachodniej części strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (stacje P16 i K6) – $R_{PO4(I-III)} = -0,63$ ($n = 10$, $p < 0,0428$) oraz w strefie głębokowodnej: obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) – $R_{PO4(śr.r.)} = -0,64$ ($n = 10$, $p < 0,0439$), w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) – $R_{PO4(I-III)} = -0,93$ ($n = 10$, $p < 0,001$) i $R_{PO4(śr.r.)} = -0,72$ ($n = 10$, $p < 0,018$), a w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) (rys. 4.1.6a) – $R_{PO4(I-III)} = -0,73$ ($n = 9$, $p < 0,0246$) i $R_{PO4(śr.r.)} = -0,69$ ($n = 10$, $p < 0,0407$). Jednak seria danych pomiarowych jest tutaj niekompletna, co może wskazywać na przypadkową zależność w wyniku wyselekcjonowania.

W odniesieniu do zimowych stężeń azotu mineralnego tendencja spadkowa zaobserwowana już dla lat 2003-2012 jest nadal aktualna w okresie 2005-2014 (rys. II.4.1.2c-II.4.1.9c), ale nie osiągnęła jeszcze postaci istotnego statystycznie trendu.

Analiza zmian stężenia fosforu ogólnego w miesiącach letnich w wieloleciu 2005-2014 wykazała utrzymywanie się silnej tendencji zwyżkowej w obszarze Głębi Bornholmskiej (rys. II.4.1.9b) i w Zatoce Pomorskiej (rys. II.4.1.6b), natomiast w pozostałych regionach ta silna tendencja uległa spłaszczeniu lub zmieniła kierunek na ujemną, chociaż o bardzo słabym nachyleniu (np. rys. II.4.1.4b i II.4.1.2b). Zdecydowanym wyjątkiem jest tu Zalew Wiślany, gdzie bardzo silny trend ujemny, który pojawił się w odniesieniu do średnich rocznych zawartości fosforu ogólnego w 2014 r., był nadal obecny: $R_{Pog(śr.r.)} = -0,73$ ($n = 10$, $p < 0,000$), (rys. II.4.1.1b).

W odniesieniu do azotu ogólnego, średnie stężenia w okresie letnim w większości monitorowanych akwenów wykazywały nadal tendencje wzrostowe (rys. II.4.1.3d-II.4.1.5d i rys. II.4.1.7d-II.4.1.9d). We wschodniej części strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (rys. II.4.1.4d) oraz w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (rys. II.4.1.8d) występowały nadal strome statystycznie istotne trendy wzrostu poziomu azotu ogólnego; odpowiednio, stacje Ł7, Z i R4: $R_{Nog(VI-IX)} = 0,84$ ($n = 10$, $p < 0,0027$) oraz stacja P140: $R_{Nog(VI-IX)} = 0,64$ ($n = 10$, $p < 0,0501$). Wyjątkiem był ponownie Zalew Wiślany, gdzie wystąpiło znaczne obniżenie poziomu azotu ogólnego w skali całego roku (średniej rocznej) w stosunku do średniej dekadowej, w dziesięcioleciu ujawnił się statystycznie istotny trend (rys. II.4.1.1d): $R_{Nog(VI-IX)} = -0,87$ ($n = 10$, $p < 0,0009$). Jeśli chodzi o trendy zmian wieloletnich, to we wszystkich obszarach nadal utrzymuje się tendencja wzrostowa stężeń azotu ogólnego w okresie letnim (rys. II.4.1.2d-II.4.1.6d).

Pod względem zawartości substancji odżywczych, wody polskich obszarów morskich wykazują cechy okresu przejściowego – osłabienia procesu eutrofizacji, natomiast nie zauważa się jeszcze wyraźnych oznak poprawy, co jest zgodne z obserwacjami innych krajów bałtyckich (Nausch i in. 2015).

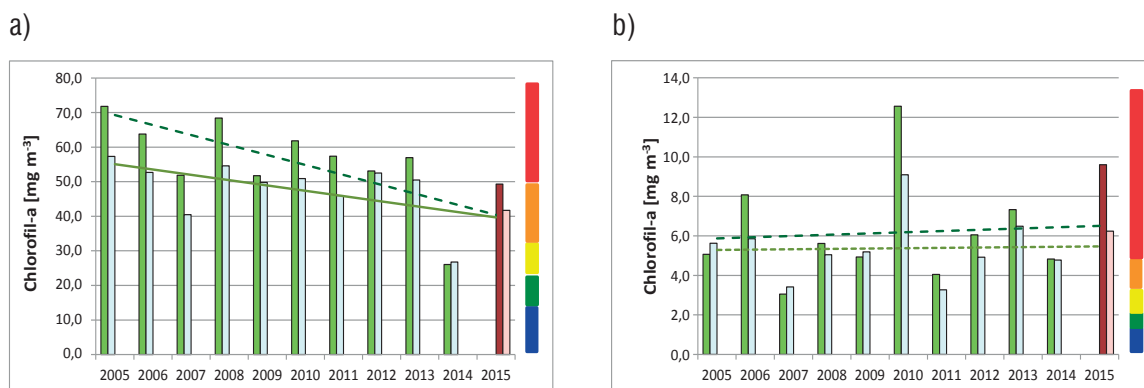
Bezpośrednie skutki nadmiaru substancji odżywczych: chlorofil-a i przezroczystość wody

Zawartość chlorofilu-a mierzono w 2015 r. zgodnie z metodyką HELCOM COMBINE, 6 razy w roku. Metrykami chlorofilu-a stosowanymi w klasyfikacji stanu jest średnie stężenie w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne stężenie (Anon. 2013a), uwzględniające zakwit wiosenny, jak i późno-jesienny – w listopadzie (tab. II.4.1.2).

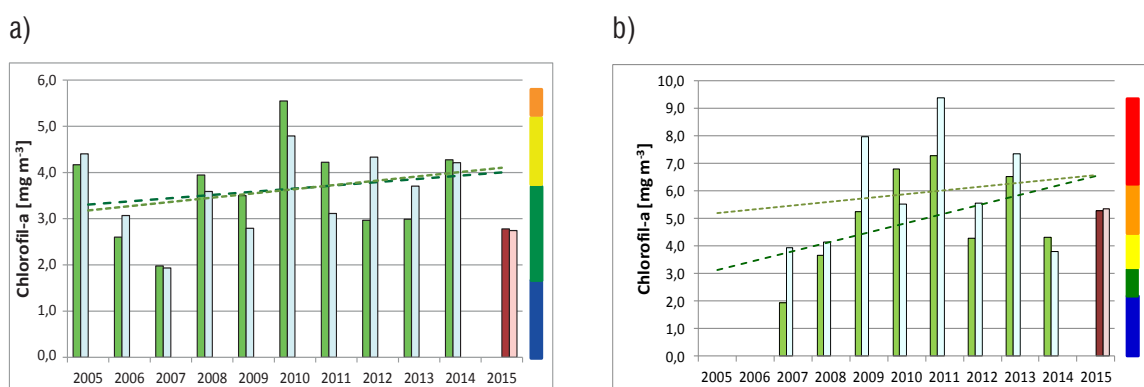
Tabela II.4.1.2. Średnie stężenia [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne (śr. r.) na stacjach monitoringowych w polskich obszarach morskich w 2015 r. wg podziału na podakweny HELCOM; w nawiasach podano średnie z okresu 2005-2014

Akwen	Stacja	Chl-a (VI-IX)	Chl-a (śr. r.)
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (26)	ZP6	9,6 (6,3)	6,2 (5,3)
	P104	3,9 (3,7)	5,7 (4,8)
	K	3,0 (4,9)	3,0 (5,2)
Basen Gdański	P110, P116, ZN4	2,8 (3,7)	2,7 (3,6)
	P1	2,6 (3,2)	2,3 (3,0)
wschodni Basen Gotlandzki	R4, Z, Ł7	2,8 (2,8)	2,3 (3,4)
	P140	2,4 (2,5)	2,3 (2,3)
Basen Bornholmski	P16, K6	3,1 (3,1)	2,9 (3,6)
	B13, B15	5,3 (5,1)	5,4 (5,8)
	P5	2,2 (2,9)	2,5 (2,5)

Zima 2014/2015 należała do zdecydowanie łagodnych – zlodzenie pojawiło się na krótko (11 dni) jedynie w Zalewie Wiślanym, a Zalew Pucki, jak i Zalew Szczeciński oraz cała strefa przybrzeżna były pozbawione lodu. Niemniej wiosenne ocieplenie środowiska morskiego przebiegało stosunkowo wolno i w marcu intensywny rozwój wiosennego zakwitu fitoplanktonu, potwierdzony przede wszystkim wysokim ($>120\%$) nasyceniem warstwy powierzchniowej morza, obserwowano w zachodniej części polskich obszarów morskich Bałtyku, podczas gdy we wschodniej panowały nadal zimowe warunki pod względem zasobów substancji biogenicznych (IMGW-PIB 2015b, SMHI 2015b,c). Ten powolny rozwój i stosunkowo słaby zakwit wiosenny uwidocznił się w średnich rocznych koncentracjach chlorofilu-a, które – w przeciwieństwie do poprzednich lat, były niższe od stężeń w miesiącach letnich (VI-IX) praktycznie we wszystkich monitorowanych polskich obszarach morskich Bałtyku (rys. II.4.1.10-II.4.1.13). W zasadzie jedynym wyjątkiem był rejon Głębi Bornholmskiej (st. P5, rys. II.4.1.13c), gdzie średnie roczne stężenie chlorofilu-a było nieznacznie wyższe od wartości z miesięcy letnich, ale to za sprawą obfitego zakwitu jesiennego; w 2015 r. maksymalna koncentracja chlorofilu-a w Głębi Bornholmskiej, $4,8 \text{ mg m}^{-3}$, zmierzono w rejsie listopadowym (IMGW-PIB 2015b).

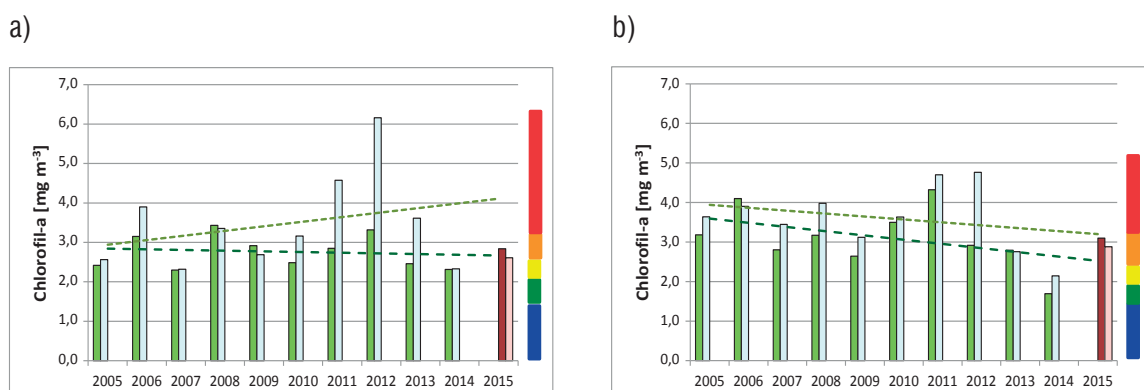


Rys. II.4.1.10. Zmiany koncentracji chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (ciemniejszy słupek) i koncentracji rocznych stężeń (jaśniejszy słupek) w wodach Zalewu Wiślanego (a) i Zalewu Puckiego (b) w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); linie ilustrują tendencje – linia przerywana lub istotne statystycznie trendy – linia ciągła, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



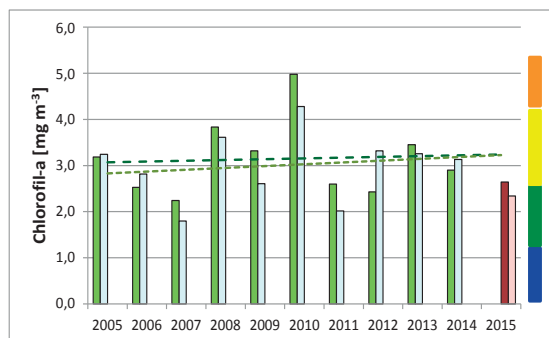
Rys. II.4.1.11. Zmiany koncentracji chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (ciemniejszy słupek) i średnich rocznych koncentracji (jaśniejszy słupek) w wodach Zatoki Gdańskiej (st. P110, P116 i ZN4) (a) i Zatoki Pomorskiej (st. B13 i B15) (b) w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); oznaczenia jak na rys. II.4.1.10

Ogólnie, w 2015 r. wzrost koncentracji chlorofilu-a w stosunku do średniej z dekady 2005-2014 zanotowano jedynie w części zachodniej wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (Zalew Pucki i wewnętrzny stok Półwyspu Helskiego) (tab. II.4.1.2). Natomiast w pewnych obszarach, od centralnej Zatoki Gdańskiej po środkowe wybrzeże, notowano spadek stężeń zarówno w miesiącach letnich, jak i średnich rocznych zawartości. Z kolei we wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim nie wystąpiły żadne zmiany w stosunku do poprzedniego dziesięciolecia (tab. II.4.1.2).

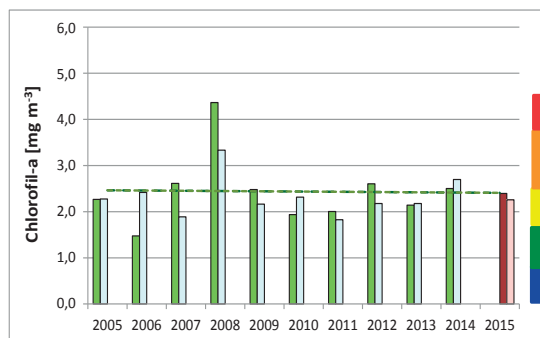


Rys. II.4.1.12. Zmiany koncentracji chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (ciemniejszy słupek) i średnich rocznych koncentracji (jaśniejszy słupek) w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża; a) część wschodnia (st. R4, Z i Ł7), b) część zachodnia (st. P16 i K6); w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); oznaczenia jak na rys. II.4.1.10

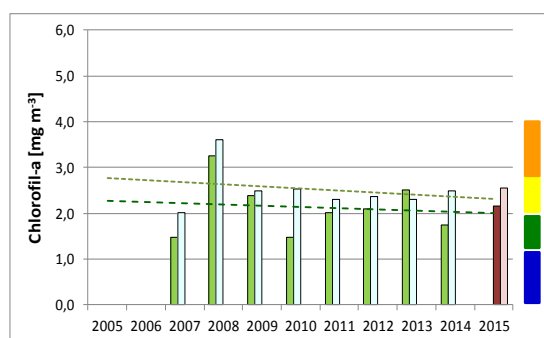
a)



b)



c)



Rys. II.4.1.13 Zmiany koncentracji chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (ciemniejszy słupek) i średnich rocznych koncentracji (jaśniejszy słupek) w wodach strefy pełnomorskiej; a) Głębina Gdańska (st. P1), b) pld.-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140), c) Głębina Bornholmska (st. P5), w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); oznaczenia jak na rys. II.4.1.10

W dziesięciolecie 2004-2015 nie obserwowano już istotnych statystycznie, dodatnich trendów w zawartości chlorofilu-a w miesiącach letnich, które stwierdzano w latach 1999-2006 (Kraśniewski i in. 2011), niemniej w wielu regionach nadal występują tendencje wzrostowe, także w odniesieniu do średnich rocznych koncentracji (rys. II.4.1.10a,b, 4.1.11a,b, 4.1.12.a, 4.1.13a,c). W niektórych obszarach, np.: zachodnia część strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16 i K6) (rys. II.4.1.12b) czy pld.- wsch. Basen Gotlandzki (st. P140) (rys. II.4.1.13b), pojawiły się nawet tendencje spadkowe stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich. Najsilniej zaznacza się poprawa sytuacji ekologicznej w Zalewie Wiślanym, gdzie tendencja spadkowa zawartości chlorofilu-a w miesiącach letnich przybrała formę istotnego statystycznie ujemnego trendu: $R_{chl-a(VI-IX)} = -0,69$ ($n = 10$, $p < 0,0259$) (rys. II.4.1.10a).

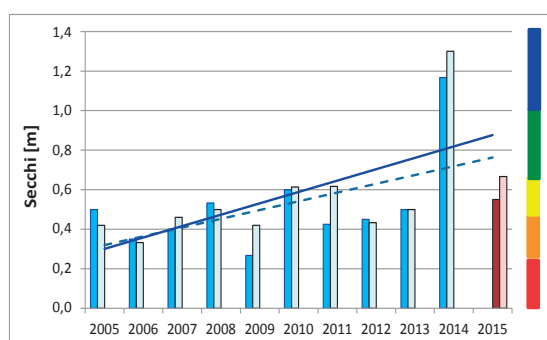
W 2015 r. przezroczystość wody morskiej wykazywała typowe zmiany sezonowe, a pewne zahamowanie produkcji pierwotnej wiosną, miało wpływ na poprawę przejrzystości wody morskiej wyrażonej w średniej rocznej (tab. II.4.1.3, rys. II.4.1.14-II.4.1.18). We wszystkich akwenach polskich obszarów morskich Bałtyku przezroczystość wody w miesiącach letnich była zdecydowanie niższa niż średnia roczna przejrzystość wody morskiej.

Tabela II.4.1.3. Średnia przezroczystość wody morskiej [głębokość widzialności krążka Secchi'ego w m] w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości na stacjach monitoringowych w polskich obszarach morskich w 2015 r. wg podziału na podakweny HELCOM; w nawiasach podano średnie z okresu 2005-2014

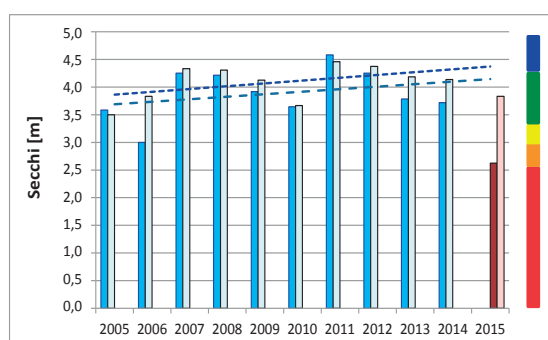
Akwen	Stacja	Secchi (VI-IX)	Secchi (śr. r.)
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (26)	ZP6	2,63 (3,93)	3,83 (4,12)
	P104	5,67 (4,80)	6,33 (5,46)
	K	4,83 (4,73)	6,00 (5,19)
Basen Gdański	P110, P116, ZN4	6,08 (5,00)	6,35 (7,04)
	P1	7,67 (6,47)	9,08 (8,11)
wschodni Basen Gotlandzki	R4, Z, Ł7	6,13 (6,22)	6,58 (6,70)
	P140	7,50 (8,00)	10,25 (9,14)
Basen Bornholmski	P16, K6	5,67 (6,26)	6,58 (6,45)
	B13, B15	4,58 (4,09)	5,46 (4,37)
	P5	7,83 (8,09)	9,75 (8,86)

Przezroczystość wody morskiej, wyrażona widzialnością krążka Secchi'ego, w 2015 r. i w dziesięcioleciu 2005-2014 wskazuje na utrzymywanie się pozytywnego kierunku obserwowanych zmian – stopniowe łagodzenie spadku przejrzystości (HELCOM 2009a, Fleming-Lehtinen i in. 2011), zanikanie ujemnych tendencji i pojawianie się tendencji wzrostu przezroczystości (rys. II.4.1.14-4.1.18). Najsilniej poprawa przezroczystości wody zaznacza się w ostatnich latach w Zalewie Wiślanym (rys. II.4.1.14a), gdzie średnia roczna wykazuje nawet istotny statystycznie trend wzrostowy ($R_{\text{Secchi(VI-IX)}} = 0,64$ ($n = 10$, $p < 0,0493$).

a)

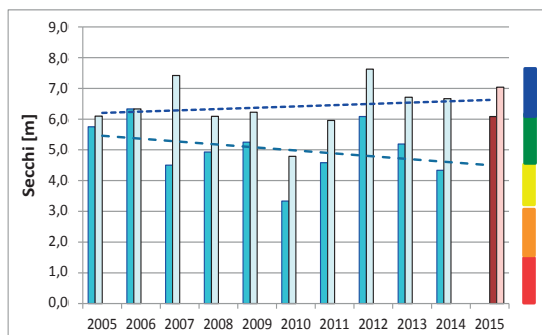


b)

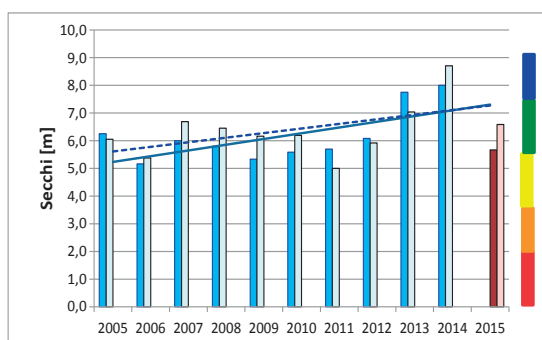


Rys. II.4.1.14. Zmiany przezroczystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (słupki ciemniejszy) i średniej rocznej (słupki jaśniejszy) w Zalewie Wiślanym (st. KW) (a) i w Zalewie Puckim (st. ZP6) (b), w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); linie ilustrują tendencje – linia przerywana lub istotne

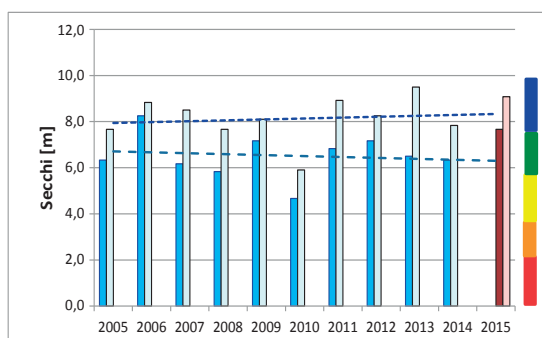
Także w zachodniej części strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (rys. II.4.1.15) widać zdecydowaną poprawę przezroczystości wody w miesiącach letnich ($R_{\text{Secchi(VI-IX)}} = 0,65$ ($n = 10$, $p < 0,0428$). W strefie otwartego morza, w płd.- wsch. Basenie Gotlandzkim (rys. II.4.1.17) i w Głębi Bornholmskiej tendencje wzrostu przezroczystości występują zarówno dla okresu letniego, jak i dla całego roku, natomiast w Głębi Gdańskiej nadal obserwuje się obniżanie przezroczystości wody morskiej w miesiącach letnich (rys. II.4.1.16).



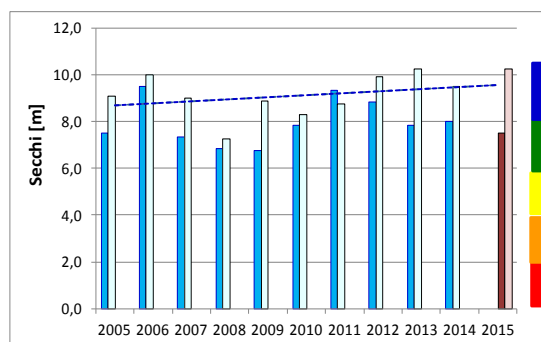
Rys. II.4.1.15. Zmiany przezroczystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (słupek ciemniejszy) i średniej rocznej (słupek jaśniejszy) w wodach Zatoki Gdańskiej (st. P110, P116 i ZN4) w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); oznaczenia jak na rys. II.4.1.14



Rys. II.4.1.16. Zmiany przezroczystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (słupek ciemniejszy) i średniej rocznej (słupek jaśniejszy) w wodach zachodniej strefy płytkowodnej środkowego Wybrzeża (st. P16 i K6) w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); oznaczenia jak na rys. II.4.1.16



Rys. II.4.1.17. Zmiany przezroczystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (słupek ciemniejszy) i średniej rocznej (słupek jaśniejszy) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); oznaczenia jak na rys. II.4.1.14

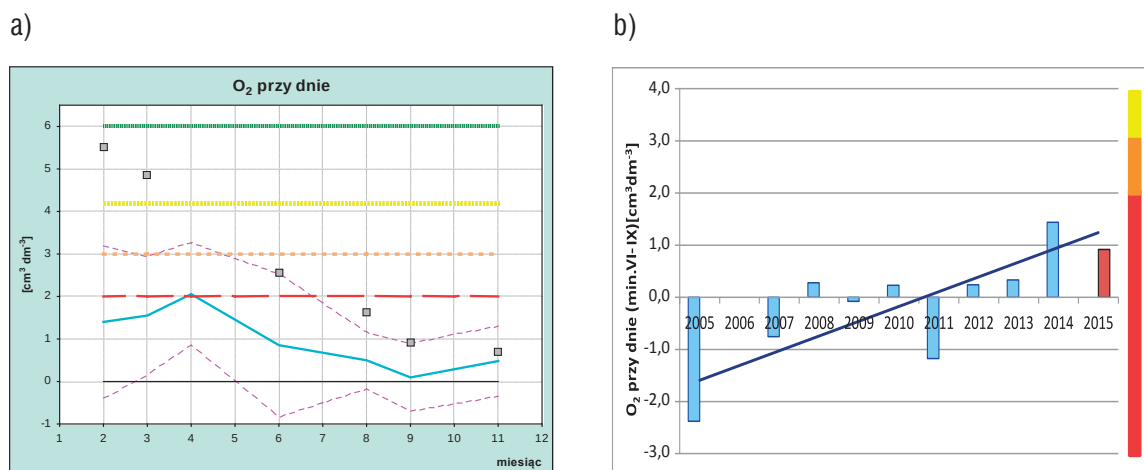


Rys. II.4.1.18. Zmiany przezroczystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (słupki ciemniejszy) i średniej rocznej (słupki jaśniejszy) w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2005-2014 oraz w 2015 r. (słupki w odcieniach brązu); oznaczenia jak na rys. II.4.1.14

Pośrednie skutki nadmiaru substancji odżywczych: natlenienie wód przydennych

W obszarach głębokowodnych, rok 2015 przebiegał pod znakiem wielkiego wlewu wód z Morza Północnego, który miał miejsce w grudniu 2014 r. (IMGW-PIB 2015a, IOW 2015a, SMHI 2015a). Zgodnie z doniesieniami Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde w okresie od 13 do 26 grudnia 2014 r. do Bałtyku przedostało się 198 km³ silnie zasolonej wody z Morza Północnego. Naukowcy z IOW ocenili, że był to trzeci co do wielkości wlew w dotychczasowej serii obserwacji prowadzonych od 1880 r. (IOW 2015a). Ten potężny wlew był poprzedzony znacznie mniejszym, o objętości ok. 70 km³, już w październiku 2014 r., a także w styczniu 2015 r. wystąpił kolejny, tym razem bardzo słaby wlew (ok. 18 km³) (SMHI 2015a). Skutki tych trzech konsekwentnych wlewów uwiarydliły się bardzo wyraźnie w sytuacji tlenowej obszarów przydennych Bałtyku Właściwego, a szczególnie południowego Bałtyku (IMGW-PIB 2015b).

Poprawę sytuacji tlenowej w polskiej strefie głębokowodnej obserwowano od początku roku w Głębi Bornholmskiej, gdzie już w lutym zanotowano najwyższe od wielu lat stężenie tlenu, rzędu 5,5 cm³ dm⁻³ (rys. II.4.1.19a). Co prawda w ciągu roku ta korzystna sytuacja uległa stopniowo pogorszeniu, niemniej jeszcze w listopadzie 2015 r. wody przydenne Głębi Bornholmskiej wykazywały śladową (0,70 cm³ dm⁻³) obecność tlenu. Stosunkowo dobre natlenienie wód przydennych w tym rejonie w dosyć długim okresie (rys. II.4.1.19b), sprzyjało rozwojowi fauny dennej i w 2015 r. badania makrobezkręgowców bentosowych wykazały tutaj dosyć bogatą gatunkowo i liczną faunę (rozdz. II.3.4.2).

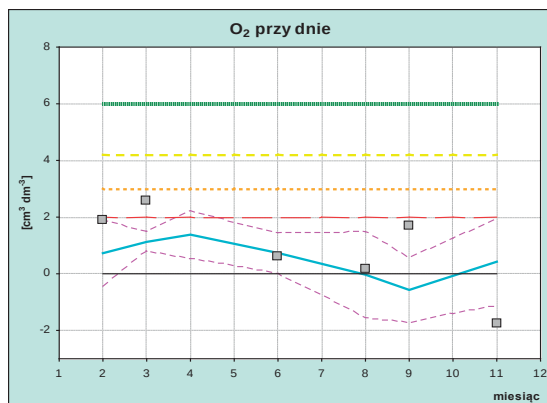


Rys. II.4.1.19. Sytuacja tlenowa w wodach przydennych Głębi Bornholmskiej w 2015 r. (a) oraz zmienność minimalnego stężenia tlenu w wieloleciu 2005-2015 (b); poziome linie w panelu (a) i boczny słupki w panelu (b) wskazują klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW; linia ciągła (panel (b)) – istotny statystycznie trend

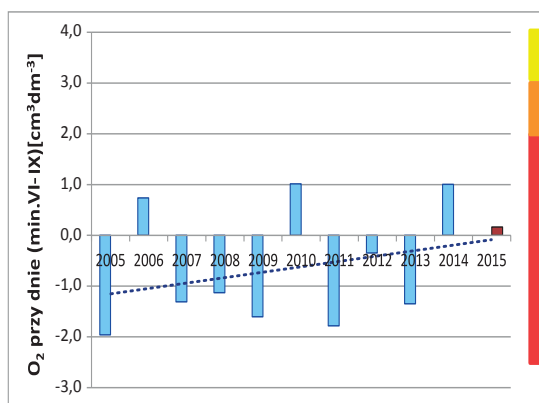
Skutki wlewu stosunkowo słabo uwiarydliły się w obrębie Głębi Gdańskiej (rys. II.4.1.20a). Maksymalne stężenie tlenu, zanotowano tu w marcu i wyniosło ono zaledwie 2,6 cm³ dm⁻³. Bardzo szybko tlen został wyczer-

pany i już w sierpniu jego stężenie było praktycznie bliskie zeru, a po ponownym wzroście do ok. $1,7 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ we wrześniu, w krótkim czasie do listopada nastąpiła gwałtowna zmiana warunków i pojawił się w znacznym stężeniu (ok. $40,0 \text{ mmol m}^{-3}$) siarkowodor (rys. II.4.1.20a). W wieloleciu 2005-2015 należy zaliczyć rok 2015 do zdecydowanie słabych pod względem minimalnego natlenienia w miesiącach letnich (rys. II.4.1.20b)

a)



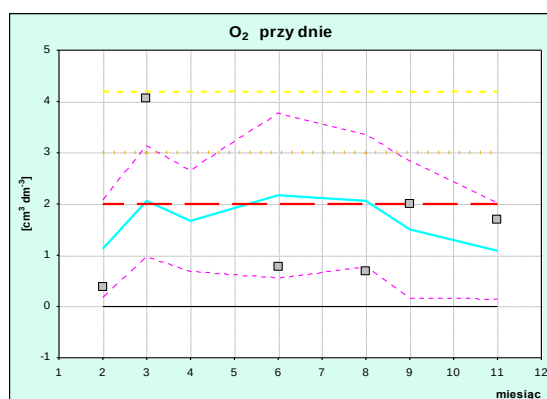
b)



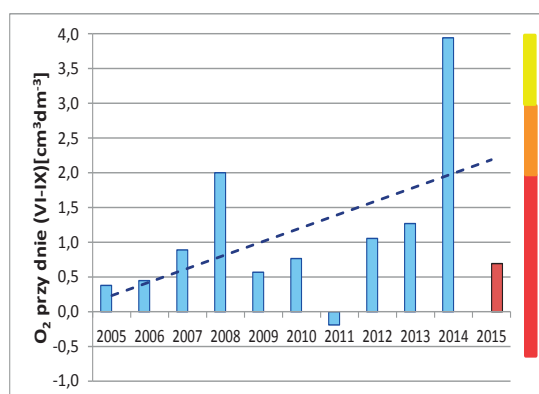
Rys. II.4.1.20. Sytuacja tlenowa w wodach przydennych Głębi Gdańskiej w 2015 r. (a) oraz zmienność minimalnego stężenia tlenu w wieloleciu 2005-2015 (b); oznaczenia jak na rys. 4.1.19; linia przerywana (panel (b)) – tendencja zmian natlenienia

W pód.- wsch. Basenie Gotlandzkim warunki tlenowe w wodach przydennych w 2015 r. wykazywały bardzo silne fluktuacje związane z przemieszczaniem się wód wlewowych i następującym potem zanikaniem tlenu (rys. II.4.1.21a).

a)



b)



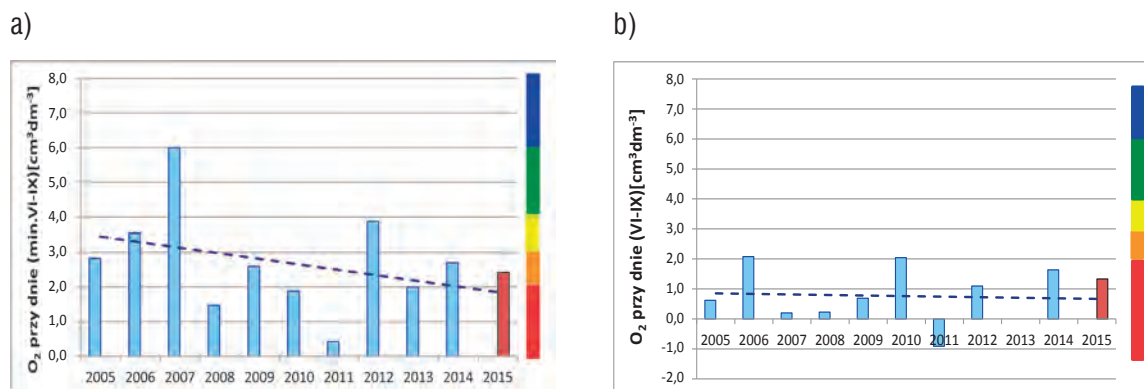
Rys. II.4.1.21. Sytuacja tlenowa w wodach przydennych pód.-wsch. Basenu Gotlandzkiego w 2015 r. (a) oraz zmienność minimalnego stężenia tlenu w wieloleciu 2005-2015 (b); oznaczenia jak na rys. 4.1.19; linia przerywana (panel (b)) – tendencja zmian natlenienia

Niezwykle korzystne natlenienie występujące w lecie 2014 r. (rys. II.4.1.21b) szybko uległo pogorszeniu i na początku 2015 r. wody przydenne tego obszaru zawierały zaledwie $0,4 \text{ cm}^3 \text{ O}_2 \text{ dm}^{-3}$ (rys. II.4.1.21a). Po dotarciu wód wlewowych, w marcu (2015 r.), stężenie tlenu wzrosło do $4,1 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ – rocznego maksimum. Tlen został szybko wyczerpany do poziomu ok. $0,7 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ w czerwcu i sierpniu, ale we wrześniu, na skutek cyrkulacji wód w okresie letnim (Feistel i in. 2003), ponownie nastąpił wzrost natlenienia przy dnie do ok. $2,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ (rys. II.4.1.21a). Natlenienie wód przydennych w rejonie pód.- wsch. Basenu Gotlandzkiego pod koniec 2015 r. utrzymywało się na poziomie nieco poniżej $2,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ i było zdecydowanie niższe niż w kilku poprzednich latach (rys. II.4.1.21b).

Generalnie, wlewy słonych wód z Morza Północnego, które miały miejsce w latach 2011, 2013 i 2014 (Łysiak-Pastuszek i Zalewska 2014, Zalewska i in. 2015) w wodach przydennych basenów głębokowodnych wzmogły tendencję wzrostu natlenienia (rys. II.4.1.19b - II.4.1.21b), a w Głębi Bornholmskiej (rys. II.4.1.19b), czyli w obsza-

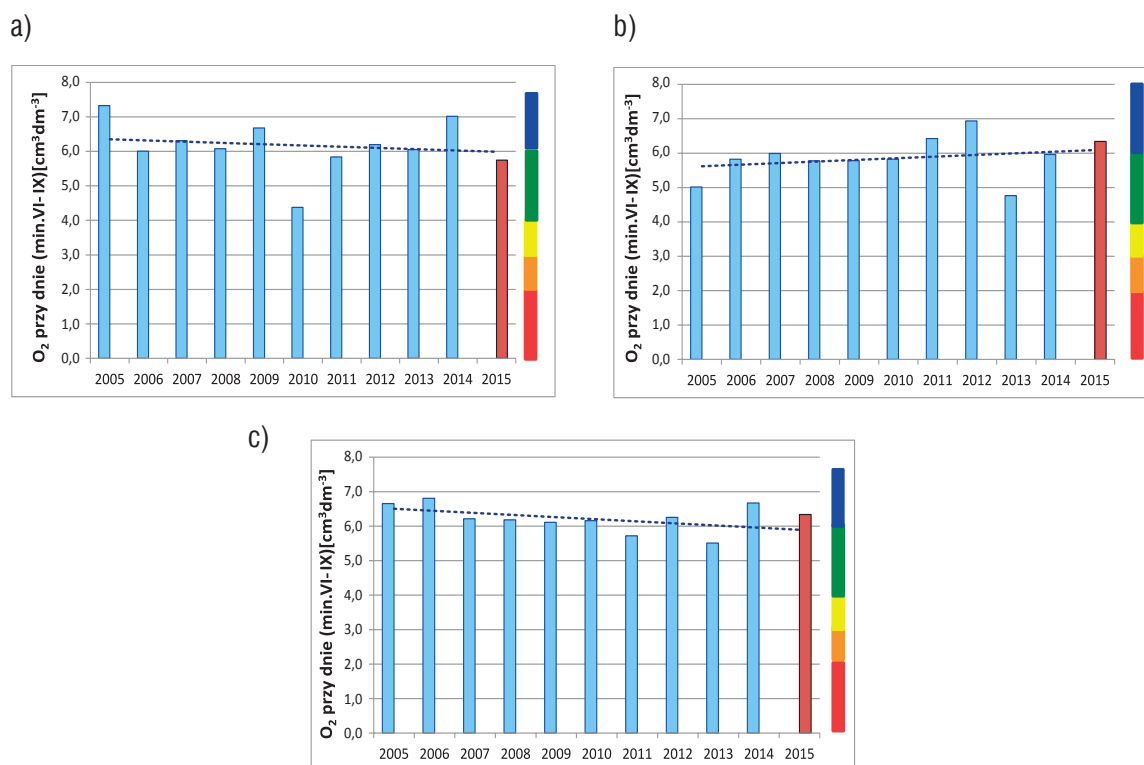
rze położonym najbliżej źródła transportowanych wód, pojawił się statystycznie istotny trend dodatni: ($R_{O_2(\min. VI-IX)} = 0,76$ ($n = 9$, $p < 0,0175$). Należy przypuszczać, że ta poprawa będzie bardziej trwała, ponieważ w okresie 14-22 listopada 2015 r. służby monitoringowe Niemiec przekazały informację o kolejnym w ciągu 1,5 roku wlewie słonych wód do Bałtyku i jak podano we wstępnych obliczeniach wlew ten miał objętość ok. 76 km³ (IOW 2015c). Skutki tego wlewu będą widoczne i będą podlegały badaniom monitoringowym w rejsach w 2016 r.

W 2015 r., prawdopodobnie z uwagi na dosyć burzliwe warunki pogodowe w końcu okresu letniego, sezonowa hipoksja, czyli deficyt tlenowy w wodach przydennych wystąpiła wyłącznie w obrębie centralnej Zatoki Gdańskiej, na stacjach P110 i P116 (rys. II.4.1.22a, b).



Rys. II.4.1.22. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej – Basen Gdański – a) stacja P110 (głębokość 72 m), b) stacja P116 (głębokość 92 m) w latach 2005-2014 i w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – tendencja zmian, boczny słupki – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

W strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża, w Zatoce Pomorskiej oraz w Zalewie Puckim i w Zalewie Wiślanym wody przydenne pozostawały dobrze natlenione ($O_2 > 4,2$ cm³ dm⁻³) przez cały rok (rys. II.4.1.23a, b, c).



Rys. II.4.1.23. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w wodach Zalewu Wiślanego (a) (st. KW), Zalewu Puckiego (b) (st. ZP6) i strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża w latach 2005-2014 i w 2015 r. (słupki brązowy); linia przerywana – tendencja zmian, boczny słupki – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

Ocena eutrofizacji w wydzielonych akwenach

Zgodnie z zasadami przyjętymi we „Wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Raport do Komisji Europejskiej” (GIOŚ 2014b) dokonano oceny eutrofizacji względem wskaźników podstawowych na poszczególnych stacjach badawczych reprezentujących wydzielone akweny. Wartości wskaźników z 2015 r. odniesiono do odpowiednich wartości referencyjnych i wartości granicznych klas, według zasad obowiązujących w klasyfikacji stanu wód wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (Anon. 2013a), tzn. w odniesieniu do wartości referencyjnych, oznaczających warunki niezaburzone, i w systemie 5 klas jakości, jak to zilustrowano na przykładzie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tab. II.4.1.4).

W przypadku, gdy w akwencie znajdowało się kilka stacji pomiarowych o jednakowych wartościach referencyjnych wskaźników, np. w polskiej strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (stacje Ł7, ZN4 i R4), przyjmowano wartość średnią wskaźnika z 2015 r. W sytuacji, gdy wartości referencyjne dla stacji były różne, np. w Basenie Bornholmskim, obejmującym strefę płytkowodną polskiego Wybrzeża (stacje P16 i K6), otwarte wody Zatoki Pomorskiej (stacje B13 i B15) i obszar Głębi Bornholmskiej (stacja P5), klasyfikację wskaźnika dla akwenu wyznaczano jako średnią klas liczbowych (tab. II.4.1.5). Należy zwrócić uwagę, że w obszarze Basenu Bornholmskiego znajdują się 2 stanowiska monitoringu fitobentosu – w obrębie Ławicy Słupskiej (ŁS) i w obrębie Głazowiska Rowy (RO).

Tabela II.4.1.4. Klasyfikacja podstawowych wskaźników eutrofizacji w 2015 r. w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140)

Czynniki sprawcze	Ref	2015	EQR
PO ₄ zimowe (średnia I-III) [mmol P _{PO4} m ⁻³]	0,25	0,75	0,333
PO ₄ (średnia roczna) [mmol P _{PO4} m ⁻³]	0,10	0,51	0,196
P _{og} (średnia VI-IX) [mmol P _{og} m ⁻³]	0,60	0,89	0,674
P _{og} (średnia roczna) [mmol P _{og} m ⁻³]	0,39	0,94	0,415
N _{min} zimowe (średnia I-III) [mmol N _{NO3+NO2+NH4} m ⁻³]	2,50	2,45	1,00
N _{min} (średnia roczna) [mmol N _{NO3+NO2+NH4} m ⁻³]	0,32	1,13	0,283
N _{og} (średnia VI-IX) [mmol N _{og} m ⁻³]	14,00	23,0	0,609
N _{og} (średnia roczna) [mmol N _{og} m ⁻³]	8,50	24,0	0,354
Skutki bezpośrednie	Ref	2015	EQR
Wskaźnik taksonomiczny fitoplanktonu	-		
Chlorofil-a średnia VI-IX (mg m ⁻³)	0,70	2,40	0,292
Chlorofil-a średnia roczna (mg m ⁻³)	1,34	2,26	0,593
Przezroczystość wody (średnia VI-IX) [m]	8,00	7,50	0,938
Przezroczystość wody (średnia roczna) [m]	11,20	10,25	0,915
Skutki pośrednie	Ref	2015	EQR
Tlen rozpuszczony przy dnie min VI-IX [cm ³ dm ⁻³]	4,20	0,69	0,164

ref. – wartość referencyjna, EQR – współczynnik jakości ekologicznej wg RDW, kod kolorystyczny wg RDW: stan bardzo dobry – niebieski (klasa liczbowa – 5), stan dobry – zielony (4), stan umiarkowany – żółty (3), stan słaby – pomarańczowy (2), stan zły – czerwony (1)

Tabela II.4.1.5. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w wodach Basenu Bornholmskiego w 2015 r.: strefa płytkowodna (st. P16, K6), otwarta Zatoka Pomorska (st. B13, B15) i Głębia Bornholmska (st. P5)

Wskaźnik	B13+B15	P16+K6	P5	Średnia
PO ₄ (I-III)	5	4	3	4,0
PO ₄ (śr. roczna)	2	3	1	2,0
P _{og} (VI-IX)	4	3	3	3,3
P _{og} (śr. roczna)	2	2	2	2,0
N _{min} (I-III)	5	5	5	5,0
N _{min} (śr. roczna)	3	4	3	3,3
N _{og} (VI-IX)	2	3	3	2,7
N _{og} (śr. roczna)	2	1	1	1,3
Chl-a (VI-IX)	2	1	3	2,0
Chl-a (śr. roczna)	2	3	1	2,0
Secchi (VI-IX)	4	4	4	4,0
Secchi (śr. roczna)	3	2	3	2,7
O ₂ dno (minVI-IX)	5	5	1	3,7
SM1 (Ławica Słupska)	-	5	-	5
SM1 (Rowy)	-	5	-	5
średnia				3,3

Podobnie jak w roku ubiegłym, dla Zalewu Wiślanego ocenę przeprowadzono uśredniając dane pomiarowe ze stacji monitoringu RDSM (st. KW - rys. II.1.1) z danymi uzyskanymi przez WIOŚ na stacjach monitoringu RDW (st. 1, 2, 3, 5, 6, T5, 8, T2, 10 - rys. I.3.1, rozdz. I.3). Ogólna ocena w skali pięcioklasowej wyniosła dla Zalewu Wiślanego zaledwie 3,0, co oznacza w skali RDSM stan nieodpowiedni - subGES.

We wszystkich akwenach polskich obszarów morskich ocena eutrofizacji w 2015 r. przyniosła wynik negatywny – subGES (<4,0) (rys. III.5).

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



W 2015 roku, przeprowadzono ocenę stanu środowiska w aspekcie potencjalnego zagrożenia wynikającego z obecności substancji zanieczyszczających w różnych elementach ekosystemu morskiego w polskich obszarach morskich. Ocena obejmowała dwie cechy wg Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM) (Anon. 2008) bezpośrednio związane z substancjami zanieczyszczającymi: C8 – stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz C9 – poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie UE ani innych odpowiednich norm. Lista substancji zanieczyszczających, reprezentujących trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe zanieczyszczenia organiczne oraz radionuklidy, poddanych ocenie, uwzględnia rekomendacje dyrektywy dotyczącej substancji priorytetowych (Anon. 2013b) oraz rekomendacje wynikające z prac ekspertów bałtyckich w ramach Projektu CORESET (HELCOM 2012).

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 kontrolowane są od wielu lat w sposób systematyczny w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Związki bromoorganiczne, organiczne związki cyny oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne zostały objęte monitoringiem od roku 2012, natomiast od 2014 r. włączono analizy sulfonianu perfluorooctanu (PFOS) w rybach oraz farmaceutyków w wodzie (Zalewska i in. 2015).

W celu dokonania oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej w zakresie substancji zanieczyszczających ustalono, podobnie jak w przypadku innych cech/wskaźników opisowych, przyjęcie pięciostopniowej skali oceny, którą następnie transponowano do oceny dwustopniowej GES i subGES – dobry i nieodpowiedni stan środowiska – właściwej dla RDSM. Przyjęto, że granicą dobrego stanu środowiska morskiego – GES – dla celów wstępnej oceny wg RDSM jest wartość graniczna wskaźnika między stanem dobrym (ocena ≥ 4 w skali 5-stopniowej) i umiarkowanym (ocena < 4 w skali 5-stopniowej).

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:

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

gdzie:

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 podstawie wartości EQS (ang. Environmental Quality Standards (Anon. 2013b)) oraz wartości progowych rekomendowanych przez regionalne konwencje morskie: HELCOM (HELCOM 2012) oraz OSPAR (OSPAR 2009).

Na podstawie wyznaczonych wartości współczynników skażenia określono stan środowiska w zakresie każdej z badanych substancji niebezpiecznych w omawianych akwenach (rys. II.1.1) zgodnie z klasyfikacją zamieszczoną w tabeli II.4.2.1. Kolejnym etapem było określenie stanu środowiska poszczególnych obszarów w zakresie grup substancji zanieczyszczających, poprzez agregację wyników metodą uśredniania wartości WS.

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.

Tabela II.4.2.1. Klasyfikacja stanu środowiska morskiego w zakresie substancji zanieczyszczających na podstawie współczynnika skażenia (WS) – w skali 5-stopniowej i 2-stopniowej według rekomendacji RDSM

Zakres WS	Klasyfikacja	Ocena wg RDSM
$0 < WS < 0,5$	bardzo dobry	GES
$0,5 \leq WS < 1,0$	dobry	
$1,0 \leq WS < 5,0$	umiarkowany	SubGES
$5,0 \leq WS < 10,0$	słaby	
$10,0 \leq WS$	zły	

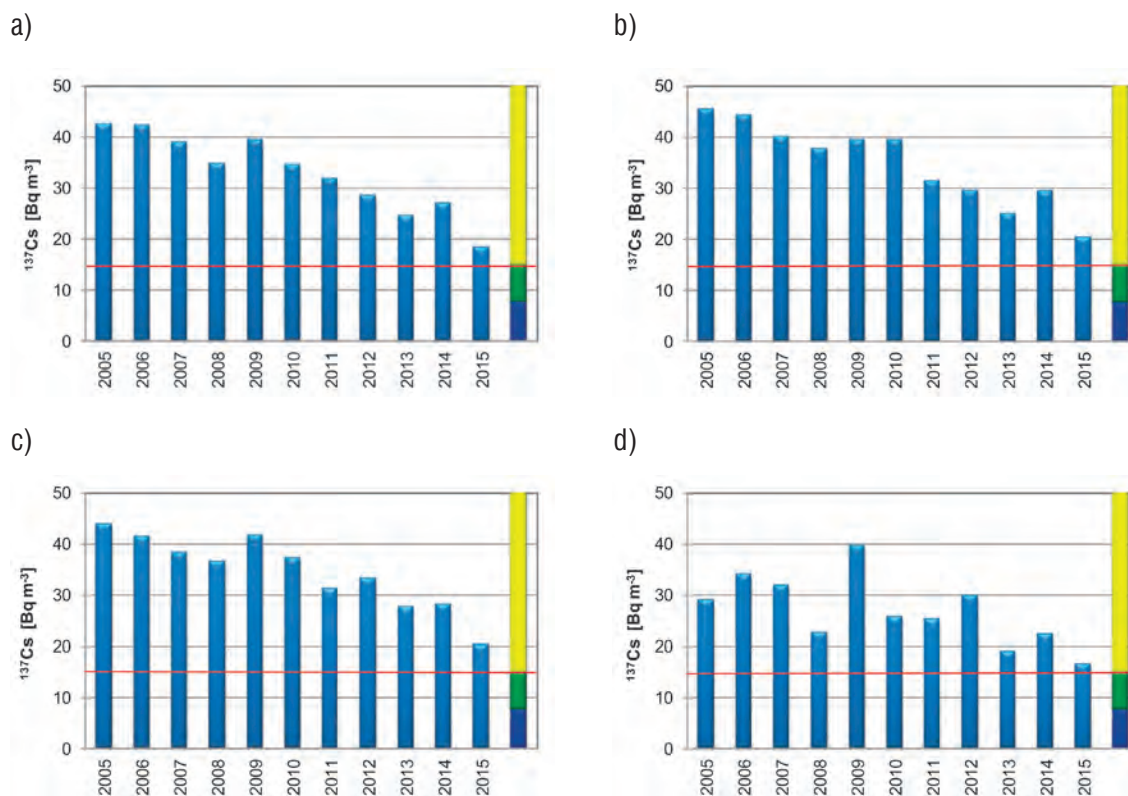
Ponieważ ocena stanu środowiska w zakresie cechy C9 oparta jest na danych dotyczących tych samych substancji zanieczyszczających w rybach uwzględnionych w ocenie w ramach cechy C8, dlatego w ocenie wykorzystano te same dane pomiarowe stosując jednocześnie inne kryteria oceny.

Radionuklidy

Woda morska

W 2015 roku, podobnie jak w latach poprzednich, prowadzony był monitoring dwóch izotopów promieniotwórczych: cezu – ^{137}Cs i strontu – ^{90}Sr . 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. Na zmiany ich aktywności promieniotwórczej w środowisku morskim wpływają 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 2015 r., obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskich obszarach morskich, wynosiło $19,2 \text{ Bq m}^{-3}$, co oznacza znaczący spadek w stosunku do roku poprzedniego, w którym średnie stężenie ^{137}Cs wynosiło $27,3 \text{ Bq m}^{-3}$ (GIOŚ 2015). Tak istotna zmiana miała bezpośredni związek z dość znacznym wlewem wód z Morza Północnego (największy napływ wód miał miejsce w okresie od 13 do 26 grudnia 2014 r.), które charakteryzowały się zdecydowanie niższymi stężeniami ^{137}Cs . Jednocześnie średnia aktywność omawianego izotopu była w 2015 r. aż o $23,7 \text{ Bq m}^{-3}$ niższa od wartości opisującej stan skażeń promieniotwórczych w 2005 r. (Miętus i in. 2010). Istotny spadek stężeń ^{137}Cs w 2015 r. odnotowano we wszystkich obszarach polskiej strefy Bałtyku: w Basenie Bornholmskim – z $26,9 \text{ Bq m}^{-3}$ w 2014 r. do $18,2 \text{ Bq m}^{-3}$, we wschodnim Basenie Gotlandzkim – z $29,3 \text{ Bq m}^{-3}$ do $20,3 \text{ Bq m}^{-3}$, w Basenie Gdańskim – z $28,1 \text{ Bq m}^{-3}$ do $20,3 \text{ Bq m}^{-3}$, a w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego – z $22,3 \text{ Bq m}^{-3}$ do $16,5 \text{ Bq m}^{-3}$ (rys. II.4.2.1).



Rys. 11.4.2.1. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2005-2015, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku: (a) Basen Bornholmski, (b) wschodni Basen Gotlandzki, (c) Basen Gdański, (d) wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

Należy podkreślić, że biorąc pod uwagę okres ostatnich 10 lat, istotny statystycznie spadek stężeń ^{137}Cs stwierdzono w trzech obszarach wód otwartych, natomiast w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego występowała większa dynamika zmian, wynikająca między innymi z rozcieńczającego wpływu wód rzecznych w tym rejonie, o czym świadczy bardzo niska aktywność ^{137}Cs w wodach powierzchniowych w obszarze ujścia Wisły ($13,5 \text{ Bq m}^{-3}$) (Saniewski i Zalewska 2015). Podobnie niską wartość aktywności ($13,2 \text{ Bq m}^{-3}$) odnotowano również w rejonie ujścia Odry, co skorelowane było z niskim zasoleniem na poziomie 5. Spadek średniego stężenia ^{137}Cs w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowany na przestrzeni ostatniej dekady był najmniejszy i wynosił tylko $12,3 \text{ Bq m}^{-3}$, natomiast w pozostałych obszarach był w granicach $23,0\text{-}25,0 \text{ Bq m}^{-3}$.

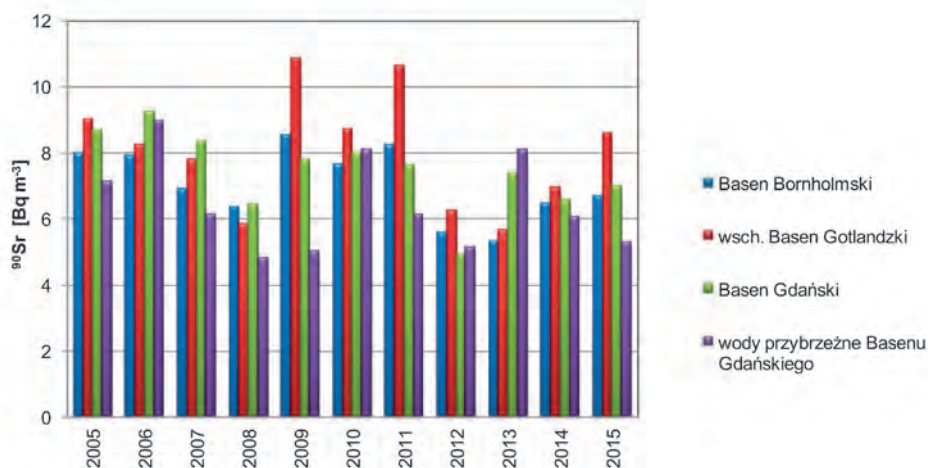
Oprócz obszarów wód ujściowych, zgodnie z oczekiwaniem, najniższe stężenia ^{137}Cs wystąpiły w 2015 r. w wodach przydennych Basenu Bornholmskiego, gdzie oddziaływanie silnie zasolonych wód z Morza Północnego jest największe. Aktywności omawianego izotopu zmieniały się w zakresie od $14,0 \text{ Bq m}^{-3}$ do $16,0 \text{ Bq m}^{-3}$. Najwyższe stężenia ^{137}Cs w polskiej strefie ekonomicznej charakteryzowały wody powierzchniowe i wody powyżej halokliny w rejonie Głębi Gdańskiej i na stacji P140 we wschodnim Basenie Gotlandzkim. Kształtowały się one na poziomie $21,0\text{-}24,0 \text{ Bq m}^{-3}$.

Biorąc pod uwagę **średnie wartości stężeń ^{137}Cs oraz wartość stężenia docelowego wynoszącą 15 Bq m^{-3}** (wartość charakterystyczna dla okresu poprzedzającego awarię elektrowni w Czarnobylu w 1986 roku), **stwierdzono, że w 2015 r. współczynnik skażenia w dalszym ciągu przekracza nieznacznie wartość 1, wskazując na stan umiarkowany skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs wszystkich ocenianych obszarów**, co odpowiada **stanowi nieodpowiedniemu – subGES** – według wymagań RDSM. 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 r.

Ze względu na fakt, 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 radioak-

tywności wzrasta w porównaniu do ^{137}Cs (Saniewski i Zalewska 2015), w opracowaniu przedstawiono również dane dla ^{90}Sr . Trzeba tu zaznaczyć, że dla tego izotopu nie wyznaczono wartości granicznych i w związku z tym nie dokonano oceny stanu środowiska zgodnie z przyjętymi zasadami.

W przypadku ^{90}Sr nie stwierdzono jednoznacznych trendów zmian stężenia w żadnym z akwenów, w których średnie aktywności w 2015 roku wykazywały większe zróżnicowanie, niż miało to miejsce w roku poprzednim. Najniższa wartość stężenia ($5,3 \text{ Bq m}^{-3}$) charakteryzowała wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, największa wynosząca $8,6 \text{ Bq m}^{-3}$ wschodni Basen Gotlandzki (rys. II.4.2.2).



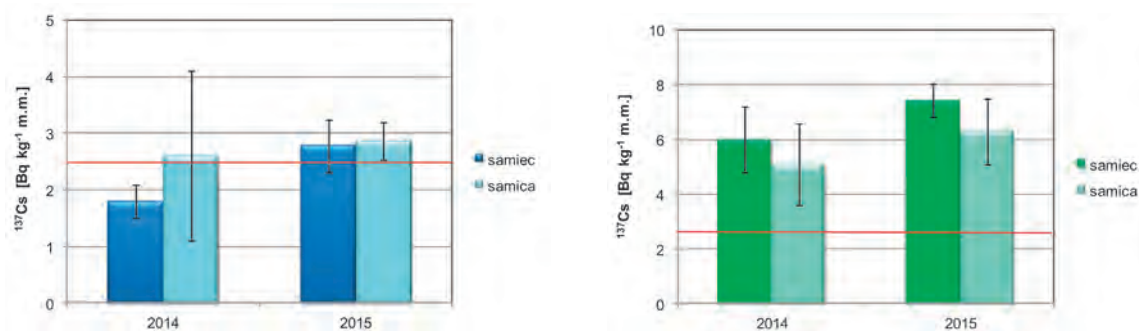
Rys. II.4.2.2. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku w latach 2005-2015

W Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim średnie stężenia ^{90}Sr wynosiły odpowiednio $6,7 \text{ Bq m}^{-3}$ i $7,0 \text{ Bq m}^{-3}$, przy czym wartości te były niemal identyczne jak w roku 2014 (Zalewska i in. 2015). Największa zmiana w stosunku do poprzedniego roku została odnotowana we wschodnim Basenie Gotlandzkim, gdzie średnie stężenie wzrosło o $1,7 \text{ Bq m}^{-3}$. W roku 2005 średnie aktywności promieniotwórcze ^{90}Sr w poszczególnych obszarach były tylko nieznacznie wyższe od tych obserwowanych w 2015 r. Wynosiły one odpowiednio: $8,0 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim, $9,0 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim, $8,7 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim i $7,2 \text{ Bq m}^{-3}$ w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Wartości te wskazują na odmienną charakterystykę zmian, również czasowych, zachodzących w dystrybucji ^{90}Sr w środowisku Bałtyku w porównaniu do ^{137}Cs .

W 2015 r. najniższe stężenie ^{90}Sr ($5,3 \text{ Bq m}^{-3}$) odnotowano, podobnie jak w przypadku ^{137}Cs , w rejonie ujścia Wisły, zaś najwyższe ($11,1 \text{ Bq m}^{-3}$) w wodach przydennych wschodniego Basenu Gotlandzkiego.

Ryby

W 2015 r. kontynuowano, rozpoczęte w 2014 r., badania 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 w szerokim zakresie w przypadku samic od $4,8$ do $8,0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i w węższym zakresie w przypadku samców od $6,7 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ do $8,6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Wartości średnie wynosiły odpowiednio $6,3 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $7,4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i były nieco wyższe niż zmierzone w roku poprzednim: $5,1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ – samice i $6,0 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ – samce (rys. II.4.2.3). W 2015 roku w Zalewie Wiślanym stężenia radioaktywnego cezu w przypadku osobników obydwu płci pozostawały na niższych poziomach niż w Zalewie Szczecińskim, wartości średnie wynosiły odpowiednio $2,9 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samice) i $2,8 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samce) i podobnie, jak w Zalewie Szczecińskim, były również nieznacznie wyższe od odnotowanych w roku poprzednim.



Rys. II.4.2.3. Stężenia ^{137}Cs ($\text{Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$) w okoniu (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego (a) i Zalewu Szczecińskiego (b) w 2015 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego $2,5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ dla śledzi (uwaga: dla okoni taka wartość nie została jeszcze wyznaczona), **stan środowiska polskich obszarów zalewowych w zakresie skażenia ryb promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs należy uznać za umiarkowany, co oznacza stan nieodpowiedni (subGES) według RDSM.**

Metale ciężkie

Ryby i małże

Oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w 2015 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi dokonano w oparciu o wartości graniczne zawartości metali ciężkich – Cd, Pb i Hg – w organizmach morskich. 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 określono jako zawartość poniżej 50% średniej zawartości w wieloleciu ($0,52 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) w wątrobach ryb z łowisk wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego. Oceny przeprowadzono dla sześciu akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (rys. II.1.1). 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 KołobrzESCO-Darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej. Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o zawartość metali w małżach odłowionych w rejonie Rowów. Stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość metali w małżach i storni odławianych w rejonie Sopotu. Stan Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego oceniano w oparciu o zawartość metali ciężkich w wątrobach i tkance mięśniowej okonia.

W tabeli II.4.2.2. przedstawiono stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*) (rys. II.4.2.4 i rys. II.4.2.5), storni (*Platichthys flesus*) (rys. II.4.2.5), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych w ocenianych akwenach Bałtyku w 2015 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.

Tabela II.4.2.2. Zawartość kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2015 r.; w nawiasach średnia z okresu 2005-2014

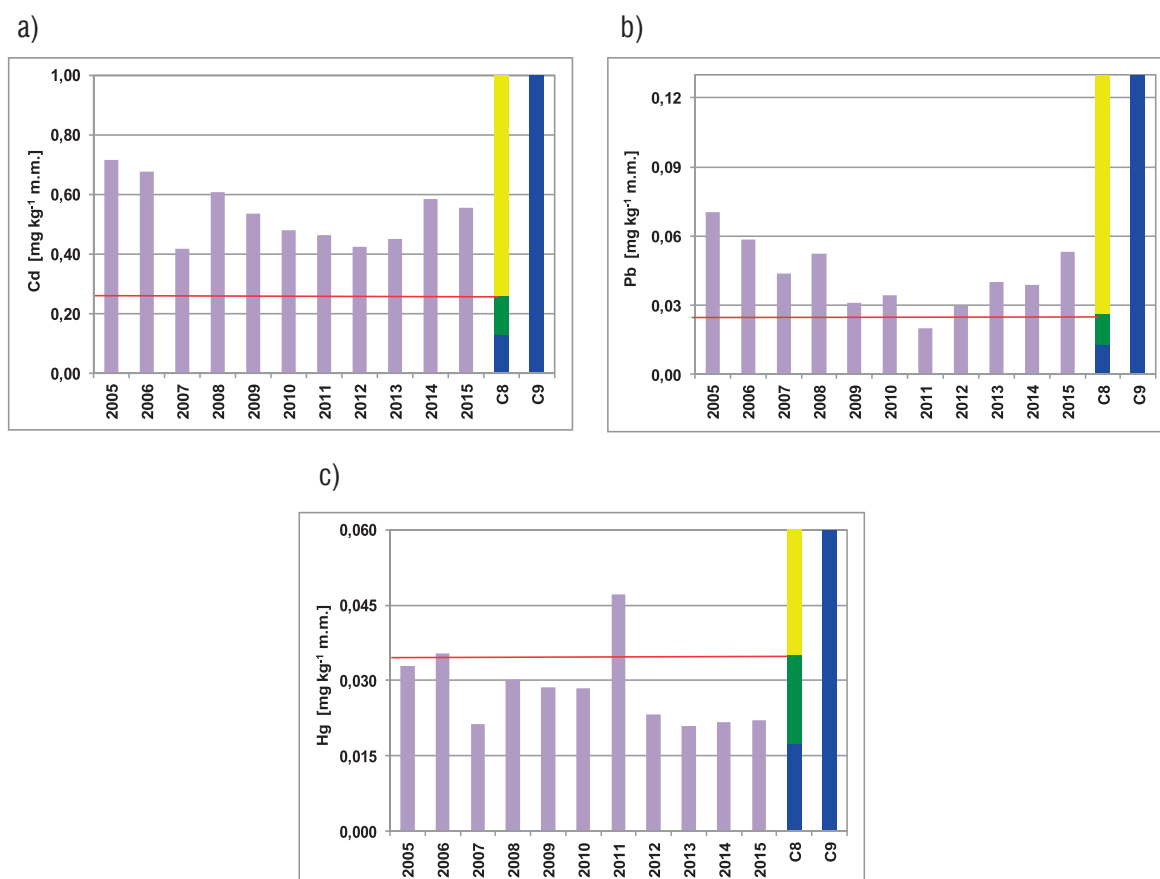
Podakwen	Gatunek	Cd [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]	Pb [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]	Hg [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,555 (0,533)	0,053 (0,042)	0,022 (0,029)
Basen Bornholmski	śledź	0,567 (0,459)	0,044 (0,038)	0,031 (0,025)
	stornia	0,214 (0,258) ¹	0,048 (0,050) ¹	0,034 (0,040) ¹

Tabela II.4.2.2 - c.d.

polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omułek	0,060 (0,121) ¹	0,020 (0,049) ¹	0,006 (0,007) ¹
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	stornia	0,207 (0,201) ¹	0,042 (0,046) ¹	0,044 (0,041) ¹
	omułek	0,129 (0,206)	0,048 (0,141)	0,008 (0,011)
Zalew Szczeciński	okoń	0,038 (0,081) ²	0,021 (0,016) ²	0,072 (0,076) ²
Zalew Wiślaný	okoń	0,129 (0,085) ²	0,032 (0,015) ²	0,090 (0,070) ²

¹ - średnia wartość stężenia z lat 2012-2014, ² - stężenia w 2014 r.

Stężenia metali ciężkich w tkankach ryb była zależna od badanego gatunku. Zawartość kadmu w wątrobach śledzi z Basenu Gotlandzkiego i Bornholmskiego w 2015 r. wynosiła odpowiednio 0,555 mg kg⁻¹ m.m. i 0,567 mg kg⁻¹ m.m. (tab. II.4.2.2). Znacznie niższe, o ponad 50%, stężenie kadmu stwierdzono w wątrobach stornia z Basenu Bornholmskiego - 0,214 mg kg⁻¹ m.m. i z Zatoki Gdańskiej - 0,207 mg kg⁻¹ m.m., a najniższą w okoniu z Zalewu Szczecińskiego 0,038 mg kg⁻¹ m.m. i Zalewu Wiślanego - 0,129 mg kg⁻¹ m.m.. Stężenie ołowiu w wątrobach śledzia i stornia, niezależnie od rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach 0,042-0,053 mg kg⁻¹ m.m.. Najniższe stężenie ołowiu obserwowano w okoniu z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego, odpowiednio 0,021 mg kg⁻¹ m.m. i 0,032 mg kg⁻¹ m.m. W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia charakteryzowały się najwyższym stężeniem (0,072 - 0,090 mg kg⁻¹ m.m.), a jej poziom w śledziu i stornia był na wyraźnie niższym poziomie (0,022 - 0,044 mg kg⁻¹ m.m.).

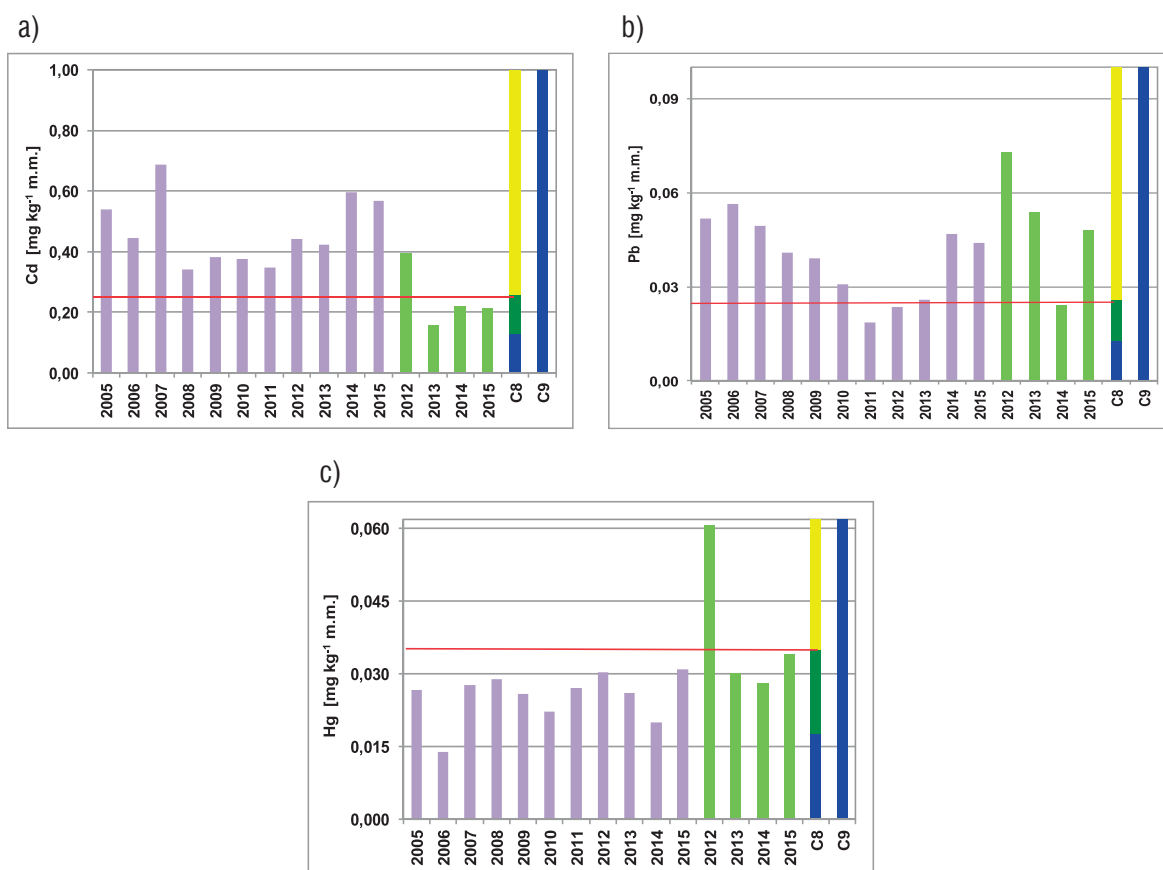


Rys. II.4.2.4. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg⁻¹ m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2005-2015; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, C8 – substancje niebezpieczne w środowisku, C9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

W okresie 2005-2012 odnotowano istotny spadek, a w następnych latach wzrost stężenia kadmu w wątrobach śledzia z Łowiska Władysławowskiego (rys. II.4.2.4a). Podobne kierunki zmian stwierdzono w przypadku stężenia ołowiu (rys. II.4.2.4b). Stężenia rtęci w tkance mięśniowej tych ryb w omawianym dziesięcioleciu nie wykazywała istotnych kierunków zmian (rys. II.4.2.4c). Najwyższe stężenie rtęci, 0,047 mg kg⁻¹ m.m., stwierdzono w 2011 r. W latach 2012-2015 zawartość rtęci była na poziomie 0,022 mg kg⁻¹ m.m.

Pod względem zanieczyszczenia **ryb kadm i ołowiem**, stan środowiska **wschodniego Basenu Gotlandzkiego** należy zakwalifikować jako **umiarkowanie zanieczyszczony** oraz **jako dobry (GES)** pod względem stężenia rtęci. **Stężenie kadmu i ołowiu w badanych rybach przekracza granicę GES cechy C8 i pod tym względem stan środowiska Basenu Gotlandzkiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).**

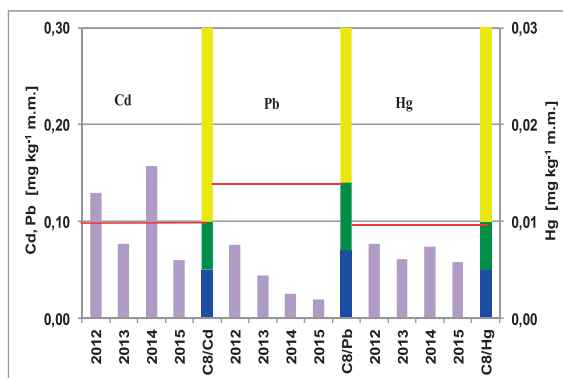
Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje wody Basenu Bornholmskiego jako umiarkowanie zanieczyszczone w całym okresie 2005-2015 (rys. II.4.2.5a).



Rys. II.4.2.5. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg⁻¹ m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2005-2015 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012-2015 (słupki zielone); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku, C9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

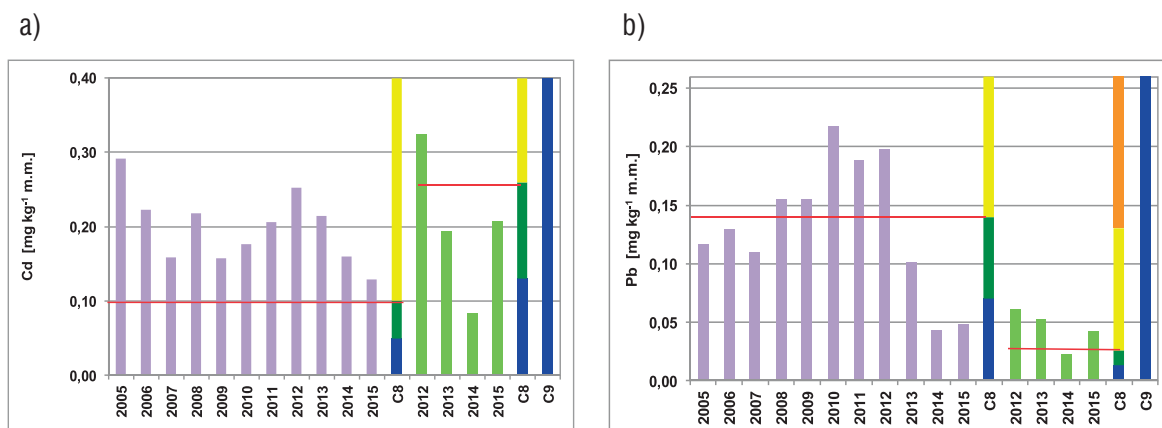
Stężenie ołowiu nie przekroczyło wartości 0,026 mg kg⁻¹ m.m., określającej granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu wód, tylko w latach 2011-2013 (rys. II.4.2.5b). Poziom stężenia rtęci, zarówno w wątrobach śledzia, jak i storni (z wyjątkiem roku 2012 w storni), nie przekraczał wartości 0,035 mg kg⁻¹ m.m. (rys. II.4.2.5c) i pod tym względem stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako dobry. Stężenie kadmu (0,214 mg kg⁻¹ m.m.) w wątrobach storni z Zatoki Pomorskiej w 2015 r. mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu wód, natomiast stężenie ołowiu (0,048 mg kg⁻¹ m.m.) wskazuje na umiarkowane zanieczyszczenie wód.

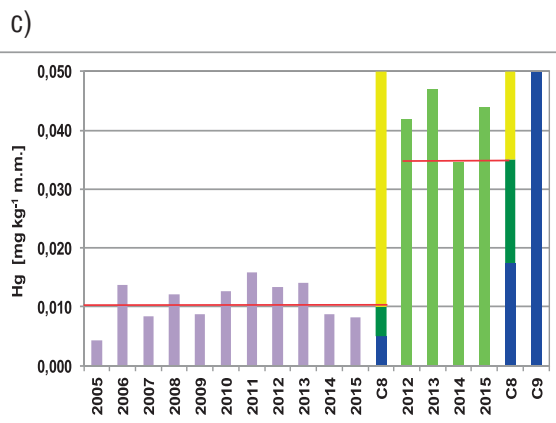
Monitoring wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi prowadzony jest od 2012 roku w oparciu o stężenia metali w małżach odławianych w rejonie Rowów. W tym okresie poziom stężenia kadmu w małżach wskazywał na umiarkowane zanieczyszczenie tym pierwiastkiem w 2012 i 2014 roku oraz dobry stan wód w 2013 i 2015 roku (rys. II.4.2.6). Pod względem stężenia ołowiu i rtęci w małżach, stan wód przybrzeżnych można zakwalifikować jako dobry i bardzo dobry. Stężenie rtęci w małżach w całym okresie pomiarów wskazuje na dobry stan wód przybrzeżnych pod względem zanieczyszczenia rtęcią.



Rys. II.4.2.6 Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w małżach [mg kg^{-1} m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2012-2015); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku

Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w całym okresie pomiarów (2005-2015) przekraczało poziom $0,01 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, określający dobry stan środowiska i wskazywało na umiarkowane zanieczyszczenie tym metalem (rys. II.4.2.7a). W przypadku zanieczyszczenia ołowiem, w latach 2008-2012 wody przybrzeżne były umiarkowanie zanieczyszczone, stan dobry obserwowano w latach 2005-2007 i 2013 oraz bardzo dobry w latach 2014-2015 (rys. II.4.2.7b). Stężenie rtęci w małżach utrzymywała się na granicy stanu dobrego i umiarkowanego (rys. II.4.2.7c). Stężenie kadmu w wątrobach storni klasyfikowała wody przybrzeżne jako umiarkowanie zanieczyszczone w 2012 r., natomiast w kolejnych latach charakteryzowała ich stan jako dobry oraz bardzo dobry. W okresie od 2012 do 2015 r., zawartość ołowiu i rtęci wskazywała na umiarkowane zanieczyszczenie środowiska Zatoki Gdańskiej pod względem zanieczyszczenia ołowiem, z wyjątkowym 2014 r., kiedy określono stan dobry.



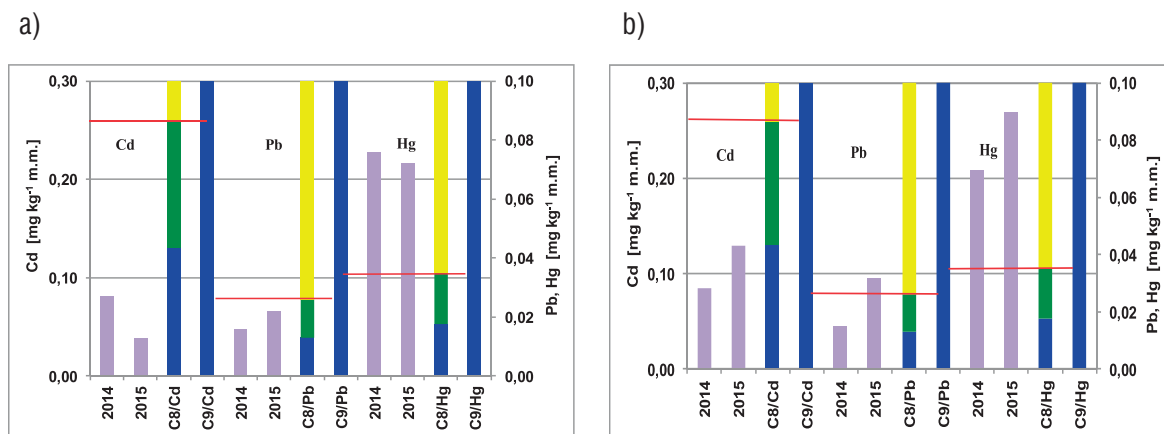


Rys. II.4.2.7. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2005-2015 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012-2015 (słupki zielone); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku, C9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

Przekroczenie w 2015 r. wartości granicznych przez trzy wskaźniki charakteryzujące cechę C8, kwalifikuje stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego jako nieodpowiedni – subGES.

Niskie stężenie kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego wskazuje na bardzo dobry stan środowiska (rys. II.4.2.8a, b). Stężenie rtęci w tkance mięśniowej okonia świadczy o umiarkowanym zanieczyszczeniu obu zalewów tym metalem. W porównaniu z rokiem ubiegłym pogorszył się stan wód Zalewu Wiślanego pod względem zanieczyszczenia ołowiem.

Stan środowiska zalewów przybrzeżnych, określony na podstawie zawartości metali ciężkich w tkankach ryb jako dobry w 2014 r., **w 2015 r. wskazuje na umiarkowane zanieczyszczenie ołowiem i stan nieodpowiedni – subGES** w klasyfikacji RDSM.

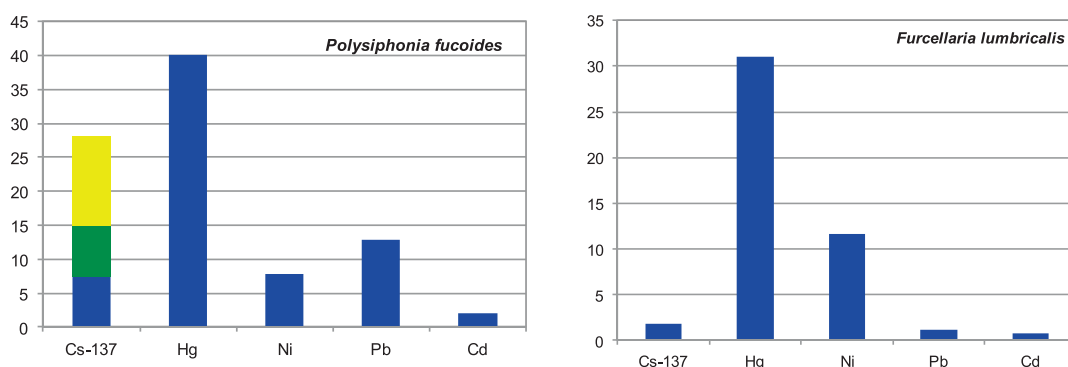


Rys. II.4.2.8. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014-2015; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku, C9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

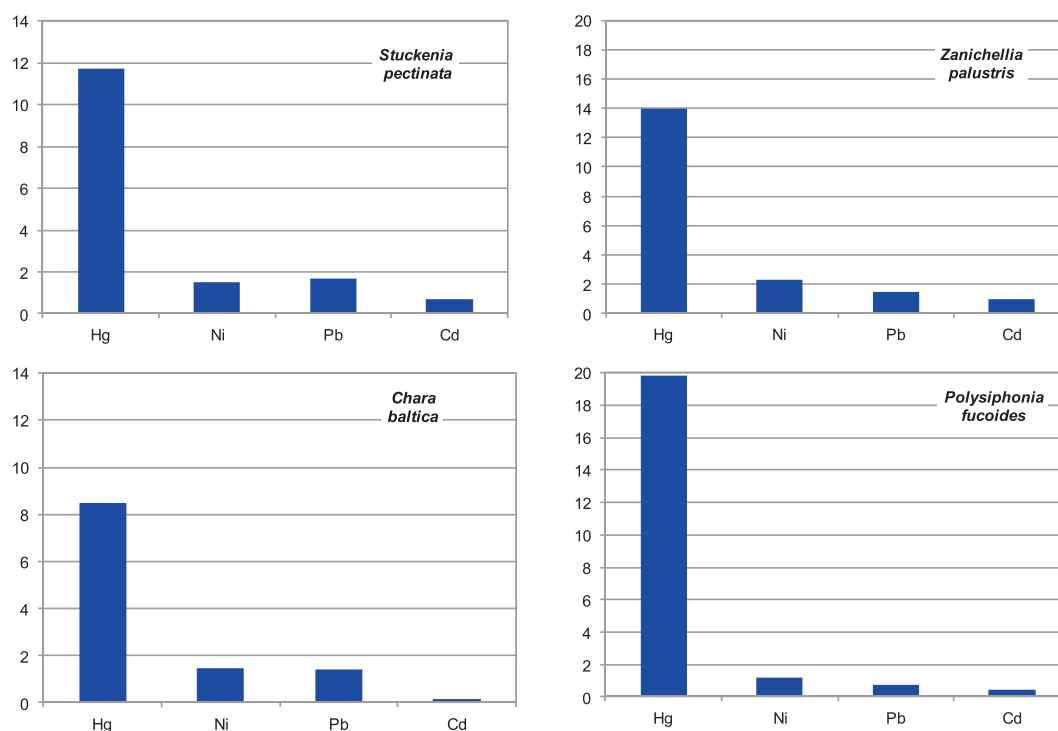
Stężenie metali ciężkich w tkankach ryb przeznaczonych do spożycia nie może przekraczać wartości granicznych, które dla kadmu, ołowiu i rtęci wynoszą odpowiednio: $1,00 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, $1,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (HELCOM 2012). Biorąc powyższe pod uwagę należy stwierdzić, że poziom stężenia metali ciężkich w rybach odłowionych w polskich obszarach morskich Bałtyku w 2015 r. i przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych dla cechy C9 i pod tym względem stan środowiska należy zakwalifikować jako dobry - GES.

W 2015 r. kontynuowano pomiary stężeń metali ciężkich: Cd, Pb, Hg i Ni oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofitobentosowych (Zalewska 2015). Do badań wykorzystano rośliny pobierane w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Ławica Słupska (rys. I.1.1) w dwóch sezonach (czerwcu i wrześniu) w ramach monitoringu stanu makrofitobentosu. Do badań wytypowano pięć gatunków roślin; dwa reprezentujące makroglony i gromadę krasnorostów: *Polysiphonia fucoides* i *Furcellaria lumbricalis*, jeden reprezentujący ramienice: *Chara baltica* i dwa należące do roślin naczyniowych: *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris*. *P. fucoides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi w rejonie Klifu Orłowskiego, Głazowiska Rowy i Ławicy Słupskiej, natomiast *S. pectinata*, *Z. palustris* i *C. baltica* występują w rejonie Jamy Kuźnickiej. W 2015 r. w obszarze wewnętrznej Zatoki Puckiej wystąpiła *P. fucoides*, którą również wykorzystano jako bioindykator poziomu zanieczyszczenia metalami ciężkimi w tym rejonie.

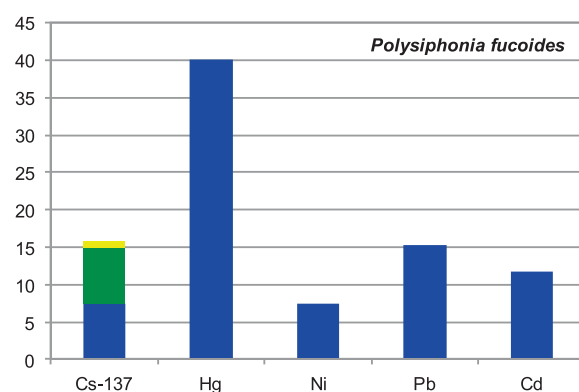
Dane prezentowane na wykresach (rys. II.4.2.9-II.4.2.12) to wartości średnie stężenia [w roku] wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków makrofitobentosu, występujących na różnych głębokościach i w różnych sezonach. Najwyższymi stężeniami, zarówno metali ciężkich, jak i ^{137}Cs , charakteryzowała się *P. fucoides*. Średnie aktywności ^{137}Cs w roślinach z rejonu Klifu Orłowskiego i Rowów wynosiły odpowiednio $28,2 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$ i $15,8 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$. Znacznie mniejszą wartością ($1,8 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$) charakteryzowała się *F. lumbricalis*, która pojawiła się tylko w rejonie Klifu Orłowskiego. W okolicach Ławicy Słupskiej stężenia ^{137}Cs w *P. fucoides* i *F. lumbricalis* były poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody, podobnie jak miało to miejsce w przypadku pozostałych badanych gatunków obecnych w rejonie Jamy Kuźnickiej.



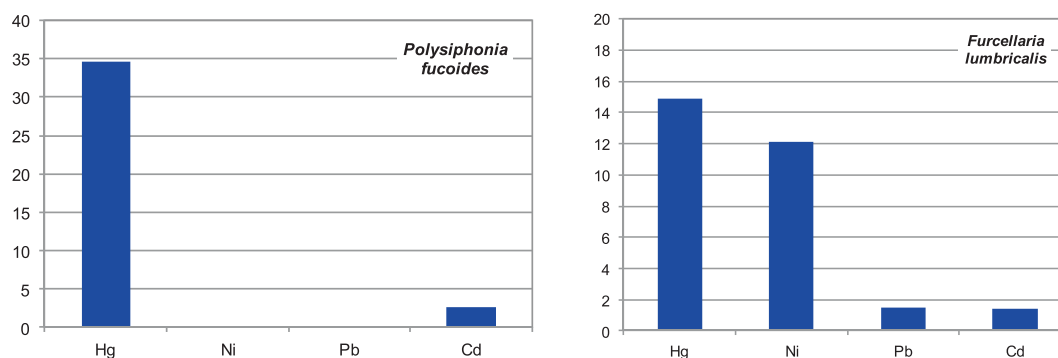
Rys. II.4.2.9. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Ni, Pb i Cd [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w dwóch gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2015 r. (kolory słupków określają stan środowiska w skali 5-stopniowej)



Rys. II.4.2.10. Stężenia Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Ni, Pb i Cd [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2015 r. (kolory słupków określają stan środowiska w skali 5-stopniowej)



Rys. II.4.2.11. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Ni, Pb i Cd [mg kg^{-1} s.m.] w *P. fucoides* w rejonie Głazowiska Rowy w 2015 r. (kolory słupków określają stan środowiska w skali 5-stopniowej)



Rys. II.4.2.12. Stężenia Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Ni, Pb i Cd [mg kg^{-1} s.m.] w dwóch gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2015 r. (kolory słupków określają stan środowiska w skali 5-stopniowej)

Najwyższe średnie stężenia Hg charakteryzowały, zgodnie z oczekiwaniem, tkanki *P. fucooides*. Wynosiły one odpowiednio $40 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i Rowów, $34,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Ławicy Słupskiej oraz $19,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Jamy Kuźnickiej. Stężenia Pb w *P. fucooides* były w 2015 r. około dwukrotnie wyższe w rejonach Klifu Orłowskiego ($12,9 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) i Ławicy Słupskiej ($15,3 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) niż w roku poprzednim. Bardzo niskie stężenie Pb ($0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) w tym gatunku odnotowano w materiale zebranym w Jamie Kuźnickiej, gdzie również stężenia Ni ($1,2 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) i Cd ($0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) pozostawały na niższych poziomach w stosunku do pozostałych obszarów. Stężenia Ni w *P. fucooides* w rejonach Klifu Orłowskiego i Ławicy Słupskiej były praktycznie identyczne, na poziomie $7,5 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m., natomiast próbka tej rośliny z Rowów charakteryzowała się stosunkowo dużą zawartością Cd ($11,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.).

Średnie stężenia Hg w *F. lumbricalis* wynosiły w 2015 r. $31,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i $14,9 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w obszarze Ławicy Słupskiej. Stężenia Ni utrzymywały się na poziomie 12 mg kg^{-1} s.m. Zawartość Pb w tkance *F. lumbricalis* była na poziomie $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m., natomiast stężenia Cd wynosiły odpowiednio $0,8$ i $1,4 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

Stężenia metali w roślinach naczyniowych *S. pectinata* i *Z. palustris* w rejonie Jamy Kuźnickiej były w większości przypadków nieznacznie niższe od wartości charakterystycznych dla krasnorostów. Zawartość Hg zmieniała się w granicach od 12 do $14 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. Stężenia Ni i Pb w obydwu gatunkach były zbliżone do 2 mg kg^{-1} s.m., natomiast stężenia Cd były na poziomie 1 mg kg^{-1} s.m.

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. Tylko w przypadku **wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego** oraz wód **przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego** stwierdzono stan umiarkowany **w zakresie skażenia ^{137}Cs** , co oznacza **stan nieodpowiedni (subGES)** wg RDSM.

W zakresie stężeń metali: Hg, Pb, Cd i Ni stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i Basenu Bornholmskiego uznać **za dobry (GES)**.

Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

Oceny stanu środowiska polskich obszarów morskich w 2015 r., zgodnej z RDSM, dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenyloeterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenie poddano zawartość PBDE w mięśniach ryb i tkanek miękkich małży w sześciu akwenach polskiej części Bałtyku, zgodnie z podziałem zaproponowanym w „Strategii Monitoringu i Ocen HELCOM” (HELCOM 2013).

Ocenę stanu środowiska Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego przeprowadzono w oparciu o stężenie polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w okoni (*Perca fluviatilis*), wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o stężenie PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilius trossulus*) odłowionych w okolicach Rowów. Ocenę stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego przeprowadzono w oparciu o wyniki pomiarów stężeń związków PBDE w tkance mięśniowej śledzia (*Clupea harengus*) z łowiska Władysławowskiego, a Basenu Bornholmskiego na podstawie danych z mięśni śledzia pochodzących z łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego oraz storni (*Platichthys flesus*) z Zatoki Pomorskiej (Burreau i in. 2006). Stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono w oparciu o stężenie polibromowanych difenyloeterów w storni odłowionej w Zatoce Gdańskiej i w tkance miękkiej małży odłowionych w okolicach Sopotu.

Sumy stężeń 6 kongenerów PBDE (Marsh i in. 2004), wyznaczone na podstawie średnich stężeń poszczególnych związków w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) oraz małży (*Mytilius trossulus*) odłowionych w ocenianych akwenach w 2015 r. oraz zestawienie danych z poprzednich lat przedstawiono w tabeli II.4.2.3.

Monitoring wód Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego w zakresie zanieczyszczenia związkami PBDE prowadzony jest od 2014 roku. Oba akweny cechują najniższe stężenia PBDE w tkankach mięśniowych okonia w porównaniu do zawartości stężeń tych związków w innych organizmach morskich w pozostałych akwenach. W 2015 r. stwierdzono nieznaczny spadek stężenia PBDE w badanych rybach z Zalewu Wiślanego oraz prawie dwukrotny wzrost stężenia tych związków w stosunku do poprzedniego roku w organizmach z Zalewu Szczecińskiego. **Stężenia związków PBDE w całym okresie monitoringu wskazuje na dobry stan środowiska (GES) w obu obszarach.**

Tabela II.4.2.3. Sumy stężeń 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m.] i w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2012-2015; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDW

Akwen	Gatunek	$\Sigma 6$ PBDE			
		2012	2013	2014	2015
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,67	1,29	0,90	0,63
Basen Bornholmski	śledź	0,82	1,39	0,67	0,45
	stornia	0,25	0,20	0,38	0,30
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	stornia	0,22	0,17	0,21	0,15
	omułek	0,037	0,65	0,71	0,56
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omułek	0,013	0,70	0,51	0,63
Zalew Wiślany	okoń	b.d.	b.d.	0,03	0,02
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,04	0,07

b.d. – brak danych

Pod względem zanieczyszczenia omułka jadalnego polibromowanymi difenyloeterami, **stan wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego należy zakwalifikować jako dobry (GES) w latach 2012-2015.** W 2015 roku nastąpił nieznaczny wzrost stężenia PBDE w tkankach miękkich omułka w porównaniu do roku poprzedniego i wynosił $0,63 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. Zawartość PBDE w tkance mięśniowej storni oraz w tkance miękkiej omułka jadalnego kwalifikuje **stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego jako dobry w całym okresie badań (2012-2015) (GES)** oraz bardzo dobry według klasyfikacji RDW. W roku 2015 w tkance mięśniowej storni zaobserwowano najniższe stężenie PBDE w omawianym obszarze w stosunku do wartości z poprzednich lat ($0,15 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m.).

Zarówno stan wód wschodniego **Basenu Gotlandzkiego, jak również Basenu Bornholmskiego można określić** jako bardzo dobry według 5-stopniowej klasyfikacji i tym samym **GES** według wymogów RDSM. W 2015 r. odnotowano spadek stężenia PBDE w tkankach mięśniowych śledzi w obu badanych akwenach w stosunku do poprzednich lat; stężenia PBDE w tkance mięśniowej storni odłowionej z wód Basenu Bornholmskiego były niższe niż w przypadku śledzia oraz niższe niż w poprzednim roku.

W tabeli II.4.2.4 przedstawiono zawartość heksabromocyklododekanu (HBCDD) w tkankach organizmów morskich odłowionych w omawianych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego.

Tabela II.4.2.4. 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 2012-2015; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDW

Akwen	Gatunek	HBCDD			
		2012	2013	2014	2015
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	1,65	0,99	1,16	0,98
Basen Bornholmski	śledź	1,37	0,11	0,94	0,71
	stornia	0,05	1,19	0,08	0,04
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	stornia	0,15	0,42	0,11	0,08
	omulek	1,02	1,14	1,18	0,56
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omulek	0,05	1,28	0,62	0,25
Zalew Wiślany	okoń	b.d.	b.d.	0,09	0,06
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,10	0,07

b.d. – brak danych

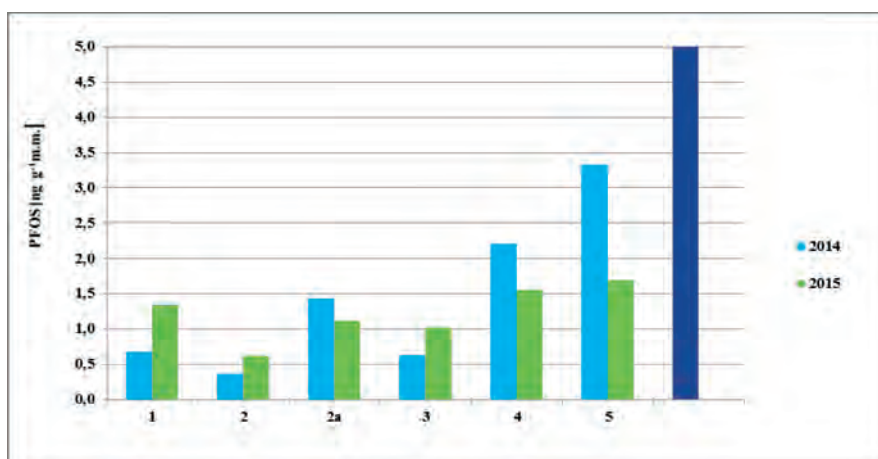
W 2015 r. we wszystkich akwenach uzyskano niższe stężenia HBCDD w tkankach organizmów morskich w porównaniu z ubiegłym rokiem. Stężenia heksabromocyklododekanu w tkance mięśniowej okonia i stornia były w 2015 r. kilkakrotnie niższe od wykrytych w tkance mięśniowej śledzia (Isosaari i in. 2005). Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki, **stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów w zakresie stężenia HBCDD należy uznać za** bardzo dobry według 5-stopniowej klasyfikacji i tym samym **dobry (GES)** według RDSM.

Sulfonian perfluorooktanowy (PFOS)

W 2015 r. po raz pierwszy dokonano oceny stanu zanieczyszczenia środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku pod kątem zawartości sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) stwierdzonych w 2014 r. w organizmach morskich. W bieżącym roku badania monitoringowe były kontynuowane, a ocenę przeprowadzono dla 5 akwenów: wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski, wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany oraz Zalew Szczeciński (tab. II.4.2.5, rys. II.4.2.13).

Tabela II.4.2.5. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1}\text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2015; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDW

Akwen	Gatunek	PFOS [$\text{ng g}^{-1}\text{m.m.}$]	
		2014	2015
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118
	stornia	0,365	0,615
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	stornia	0,682	1,339
Zalew Wiślany	okoń	2,214	1,554
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692



Rys. II.4.2.13. Średnie stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w tkankach mięśniowych ryb [ng g⁻¹ m.m.] w latach 2014-2015; 1 – wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (stornia), 2 – Basen Bornholmski (stornia), 2a – Basen Bornholmski (śledź), 3 – wschodni Basen Gotlandzki (śledź), 4 – Zalew Wiślaný (okoń), 5 – Zalew Szczeciński (okoń); słupki zewnętrzne – kod kolorystyczny według skali 5-stopniowej

Obszary wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego oraz wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego charakteryzują się niższą zawartością PFOS w tkankach mięśniowych storni i śledzi w porównaniu do zawartości tego związku w tkankach mięśniowych okoni odłowionych z Zalewu Wiślanego i z Zalewu Szczecińskiego. Tkankę mięśniową okonia charakteryzowały najwyższe stężenia PFOS, na poziomie kilku ng g⁻¹ m.m., prawdopodobnie w wyniku znacznego udziału słodkich wód lądowych w obszarach zalewowych. Niemniej, w 2015 r. w rybach z Zalewu Szczecińskiego, jak również z Zalewu Wiślanego, stwierdzono znaczny spadek (około 2-krotny) zawartości sulfonianu perfluorooktanowego w stosunku do roku poprzedniego (rys. II.4.2.13). Podobnie w tkankach ryb z Basenu Bornholmskiego stwierdzono spadek stężenia PFOS w stosunku do 2014 r. Z kolei w tkankach ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego nastąpił w 2015 r. prawie 2-krotny wzrost zawartości PFOS w porównaniu z rokiem poprzednim.

Stan środowiska w zakresie stężeń sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w przypadku wszystkich omawianych akwenów można uznać za dobry (GES) wg RDSM.

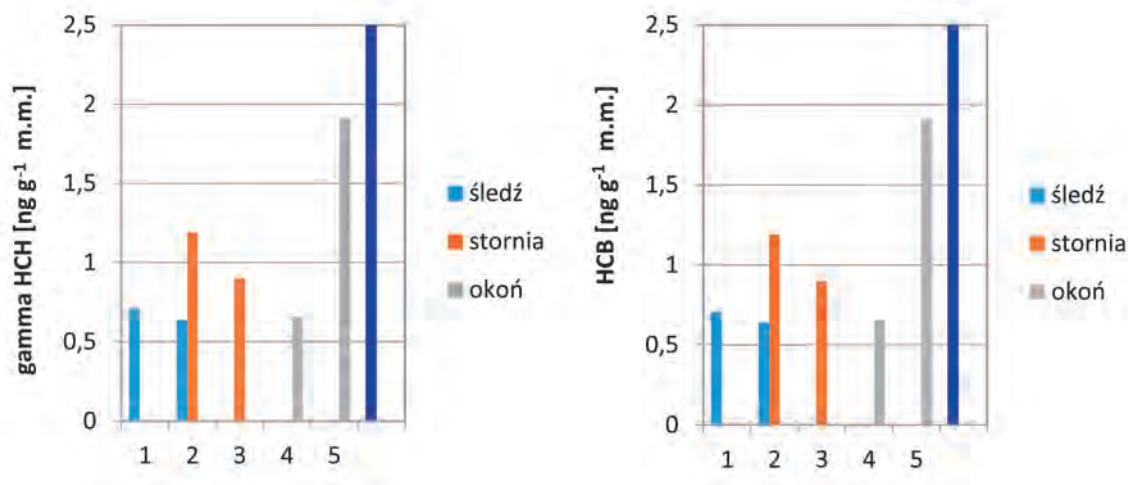
Związki chloroorganiczne

Oceny stanu środowiska morskiego w zakresie skażenia pestycydami chloroorganicznymi (OCP) w 2015 r. dokonano w oparciu o wyniki pomiarów stężeń 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 bifenili (7 PCB): CB28, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC) (HELCOM 2003).

Ocenę przeprowadzono, analizując zawartość OCP w tkankach ryb i małży odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska Władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej i tkanka miękka omułka jadalnego z okolic Sopotu), wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka miękka omułka jadalnego odłowionego z obszaru głazowiska Rowy) oraz w tkankach mięśniowych okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (Gustavson i Jonsson 1999, Falandysz i in. 2002). Oznaczenia pestycydów chloroorganicznych i 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenili w tkankach mięśniowych okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego zostały włączone do programu monitoringu Bałtyku po raz pierwszy w 2014 r.

Zawartość lindanu (HCH) w okresie 2005-2015 w tkankach mięśniowych śledzia kwalifikuje stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako bardzo dobry według klasyfikacji 5-stopniowej, a tym samym jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.

Ocenę stanu środowiska morskiego wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego pod względem zanieczyszczenia heksachlorobenzenem (HCB) wykonano w oparciu o wartości docelowe. Dane prezentowane na wykresach (rys. II.4.2.14) przedstawiają wartości średnie HCB i gamma HCH w 2015 r. w tkankach mięśniowych ryb w obu omawianych akwenach. Uzyskane wartości stężeń omawianych parametrów świadczą o **dobrym stanie środowiska (GES)**.

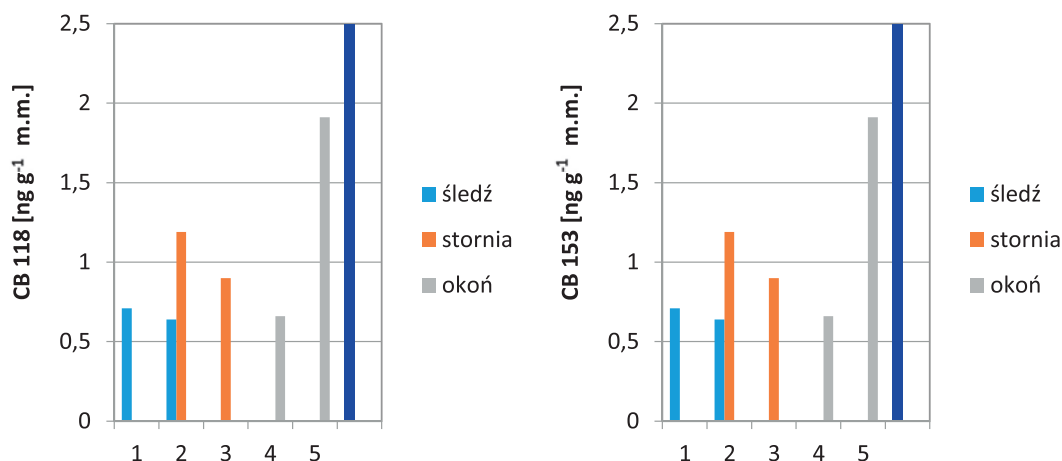


Rys. II.4.2.14. Średnie stężenie lindanu (g-HCH) i HCB w tkankach mięśniowych ryb w 2015 r.; 1 - Wschodni Basen Gotlandzki, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, 4 - Zalew Wiślan, 5 - Zalew Szczeciński; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 5-stopniowej

W 2015 r. średnie **zawartości kongenerów polichlorowanych bifenyli: CB 28, CB 52, CB 101, CB 138 i CB 180 w tkankach mięśniowych śledzia** złowionych w całym obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku wskazywały bardzo dobry stan środowiska według 5-stopniowej klasyfikacji i tym samym **dobry stan – GES** – według wymogów RDSM.

Na rys. II.4.2.15. przedstawiono średnie **stężenie CB118 oraz CB153 w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego** (tkanka mięśniowa śledzi z łowiska Władysławowskiego), **Basenu Bornholmskiego** (tkanka mięśniowa śledzi z łowiska Kołobrzeko-Darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), **wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego** (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), **wód przybrzeżnych oraz Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego** (tkanka mięśniowa okoni). Zawartości CB118 i CB153 w tkankach mięśniowych ryb wskazują na dobry stan środowiska wg RDW i **dobry stan – GES** – wg klasyfikacji RDSM. W ciągu dziesięciu lat badań stężenia CB153 utrzymywały się zawsze w granicach bardzo dobrego stanu środowiska, z kolei w przypadku CB118 zarejestrowano nieznacznie podwyższone stężenia w próbkach z lat 2006, 2009, 2013, 2014 świadczące wówczas o nieodpowiednim stanie środowiska.

Prezentowane wyniki są zgodne z ogólnym trendem zmniejszania się zawartości polichlorowanych pestycydów w środowisku morskim (Sapota 2004, 2006).



Rys. II.4.2.15. Średnie stężenia CB 118 i CB 153 w tkankach mięśniowych ryb w 2015 r.; 1 - wschodni Basen Gotlandzki, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 5-stopniowej

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w 2015 r. pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodarami aromatycznymi dokonano na podstawie zawartości 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)peryleny, benzo(α)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omułka jadalnego (*Mytilus trossulus*) odłowionego z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. 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 tabeli II.4.2.6 i II.4.2.7.

W 2015 r. można zauważyć wyraźny spadek stężeń wszystkich wskaźnikowych węglowodorów aromatycznych w porównaniu do lat poprzednich. Zestawienie **stężeń poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży pochodzących z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego z lat 2013-2014 i 2015 r.** świadczy o tym, że stan środowiska tych akwenów pod względem zanieczyszczenia związkami z grupy WWA może zostać sklasyfikowany jako bardzo dobry wg skali 5-stopniowej, co **odpowiada stanowi dobremu (GES)** wg RDSM.

Tabela II.4.2.6. Współczynniki skażenia (WS) poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus trossulus*) z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w 2015 r. na tle lat 2013-2014; kolor komórek wskazuje ocenę wg skali 5-stopniowej

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

Tabela II.4.2.7. Współczynniki skażenia (WS) poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus trossulus*) z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2015 r. na tle lat 2013-2014; kolor komórek wskazuje ocenę wg skali 5-stopniowej

WWA	2013	2014	2015
Fluoranten	0,40	0,93	0,02
Benzo(k)fluoranten	0,01	0,44	0,01
Benzo(a)piren	0,01	0,62	0,02
Benzo(g,h,i)perylene	0,08	0,40	0,01
Indeno(1,2,3-cd)piren	3,51	33,82	0,10

Organiczne związki cyny

W 2015 r. kontynuowano badania zawartości związków cynoorganicznych (TBT, DBT, MBT i TPhT) (HEL-COM 2009b) w organizmach bytujących w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledź z łowiska Władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledź z łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (stornia i omułek jadalny z Zatoki Gdańskiej), wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (omułek jadalny z obszaru Głazowisko Rowy) oraz z 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).

Stężenia tributylcyny zmierzone w tkankach mięśniowych śledzia, storni i okonia w 2015 r. **wskazują na dobry stan środowiska (GES)** wg klasyfikacji RDSM. Wśród ryb z badanych łowisk, TBT oraz MBT wykryto jedynie w tkankach mięśniowych storni z Zatoki Gdańskiej, uzyskując średnie stężenia na poziomie 5,54 ng g⁻¹ m.m. i 3,72 ng g⁻¹ m.m. W tkankach mięśniowych ryb z pozostałych lokalizacji analizowane związki występowały w ilościach poniżej granicy oznaczalności (Rantakokko 2010, Filipkowska 2011).

W przypadku omułka jadalnego, w 2015 r. średnia zawartość TBT (30,61 ng g⁻¹ s.m.) w małżach pobranych z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (okolice Sopotu) określa stan środowiska morskiego na poziomie **nieodpowiednim (subGES)** wg RDSM. W tkankach miękkich omułka z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (Głazowisko Rowy) uzyskano wartości stężenia poniżej granicy oznaczalności.

Farmaceutyki

Monitorowanie zanieczyszczenia Morza Bałtyckiego diklofenakiem i 17- α -etynyloestradiolem (EE2) rozpoczęto w Polsce w 2014 r. W 2015 r. badania kontynuowano pobierając próbki wody powierzchniowej (do 1 m głębokości) z 9 stacji zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku. Wyniki badań przeprowadzonych w latach 2014-2015 zestawiono w tabeli II.4.2.8.

Tabela II.4.2.8. Stężenie diklofenaku i 17 α -etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2015; kolor komórek wskazuje ocenę wg skali 5-stopniowej

Akwen	Stacja	Diklofenak [ng dm ⁻³]		EE2 [ng dm ⁻³]	
		2014	2015	2014	2015
Basen Bornholmski	K6	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15
	SW3	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15
	P16	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15
	P5	<0,63	2,95	<0,15	<0,15

Tabela II.4.2.8 - c.d.

wschodni Basen Gotlandzki	Ł7	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15
	P140	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15
Basen Gdański	P1	<0,63	3,09	<0,15	<0,15
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15
	ZN2	9,52	<0,63	<0,15	<0,15

Zarówno w 2014 r., jak również w 2015 r., stężenia 17- α -etynyloestradiolu w analizowanych próbkach wody znajdowały się poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody (0,15 ng dm⁻³). Ze względu na to, iż stężenie definiujące granicę pomiędzy dobrym (GES) a nieodpowiednim stanem środowiska (subGES) jest o rząd wielkości mniejsze (0,007 ng dm⁻³) od granicy oznaczalności dla 17- α -etynyloestradiolu nie jest możliwe zakwalifikowanie badanych obszarów morskich według RDSM (GES/subGES).

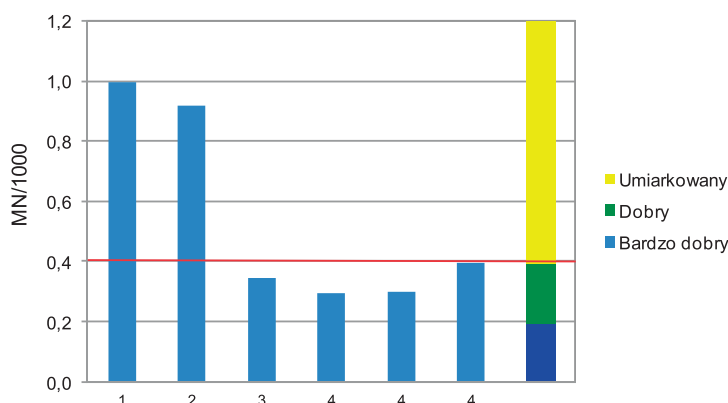
Podsumowując wyniki uzyskane w 2015 r. dla diklofenaku, w większości próbek stężenie tego związku nie przekroczyło granicy oznaczalności metody. Wyjątek stanowiły próbki pobrane w Basenie Bornholmskim (2,95 ng dm⁻³) oraz w Basenie Gdańskim (3,09 ng dm⁻³). **Stan środowiska w zakresie stężeń diklofenaku w przypadku wszystkich omawianych akwenów można uznać za dobry (GES) wg RDSM.**

Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest wskaźnikiem genotoksyczności oddziaływania substancji szkodliwych na organizmy. Mikrojądra powstają z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki, które może być wywołane działaniem substancji szkodliwych. Liczba mikrojąder jest miarą skutków biologicznych zanieczyszczenia (HELCOM 2012, Baršienė i in. 2013). Dlatego wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 r. do programu monitoringu Bałtyku (GIOŚ 2014).

W 2015 r. kontynuowano monitoring efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych metodą testu mikrojądrowego. W tym celu pobrano próbki krwi śledzia bałtyckiego, które naniesione na szkiełka mikroskopowe poddano obserwacjom mikroskopowym. Próbkę do badań pobrano z sześciu obszarów (rys. II.1.1), wybranych tak, aby jak najbardziej pokrywały się z obszarami odławiania ryb do analiz substancji niebezpiecznych. Ilość nieprawidłowości przypadająca na 1000 przeanalizowanych erytrocytów jest miarą szkodliwości oddziaływania substancji zanieczyszczających na badany organizm (Fenech i in. 2003).

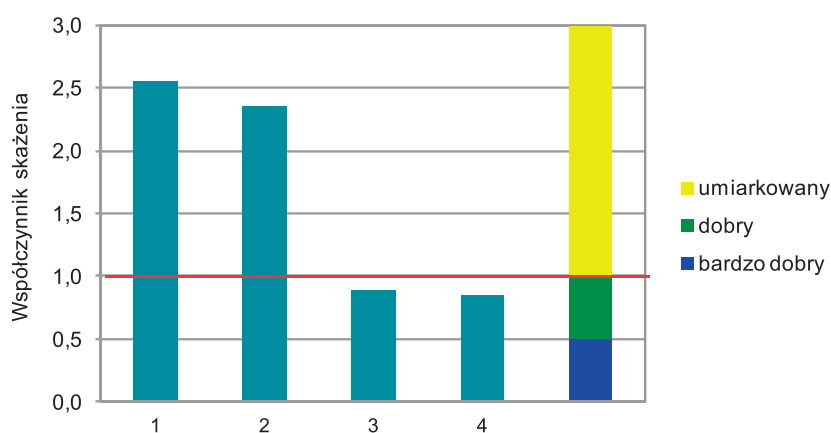
W 2015 r., w przeciwieństwie do roku poprzedniego, aż w dwóch obszarach częstość występowania mikrojąder przekroczyła wartość definiującą granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim (0,39/1000) (rys. II.4.2.16).



Rys. II.4.2.16. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia z różnych rejonów południowego Bałtyku w 2015 r.; 1 – wschodni Basen Gotlandzki, 2 – Basen Gdański, 3 – wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, 4 – Basen Bornholmski; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)

Sytuacja taka miała miejsce we wschodnim Basenie Gotlandzkim, gdzie częstość występowania mikrojąder wyniosła aż 1,00/1000 i w rejonie Basenu Gdańskiego (0,92/1000). Zdecydowanie niższe częstości pojawiania się aberracji charakteryzowały obszar Basenu Bornholmskiego: 0,29/1000 w rejonie Łowiska Kołobrzeko-Darłowskiego oraz 0,30/1000 i 0,40/1000 w rejonie Łowiska Ustecko-Łebskiego, ale należy podkreślić, że były to wartości nieznacznie wyższe od odnotowanych w roku poprzednim. Niska wartość zmian chromosomalnych została odnotowana również w rejonie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

Dla każdego rejonu poddawanego ocenie wyznaczono współczynniki skażenia poprzez odniesienie wyników badań do wartości referencyjnej (rys. II.4.2.17). Uzyskane w ten sposób wartości wykorzystano do przeprowadzenia oceny stanu środowiska poszczególnych obszarów, a dla obszaru Basenu Bornholmskiego wyznaczono wartość średnią. Zbliżone współczynniki skażenia charakteryzowały **wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (0,89) oraz Basenu Bornholmskiego (0,84), co wskazuje na stan dobry (GES)** środowiska w zakresie oddziaływania substancji niebezpiecznych na prawidłowy podział jąder komórkowych. Natomiast we **wschodnim Basenie Gotlandzkim i w Basenie Gdańskim współczynniki skażenia osiągnęły wartości odpowiednio 2,55 i 2,36 wskazując na stan umiarkowany, a tym samym nieodpowiedni (subGES)** w klasyfikacji RDSM.



Rys. II.4.2.17. Współczynniki skażenia (WS) wyznaczone na podstawie częstości występowania mikrojąder w krwi śledzi pochodzących z ocenianych obszarów Bałtyku południowego w 2015 r.; 1 – wschodni Basen Gotlandzki, 2 – Basen Gdański, 3 – wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, 4 – Basen Bornholmski; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES); słupek oceny - kolorystyka wg skali 5-stopniowej

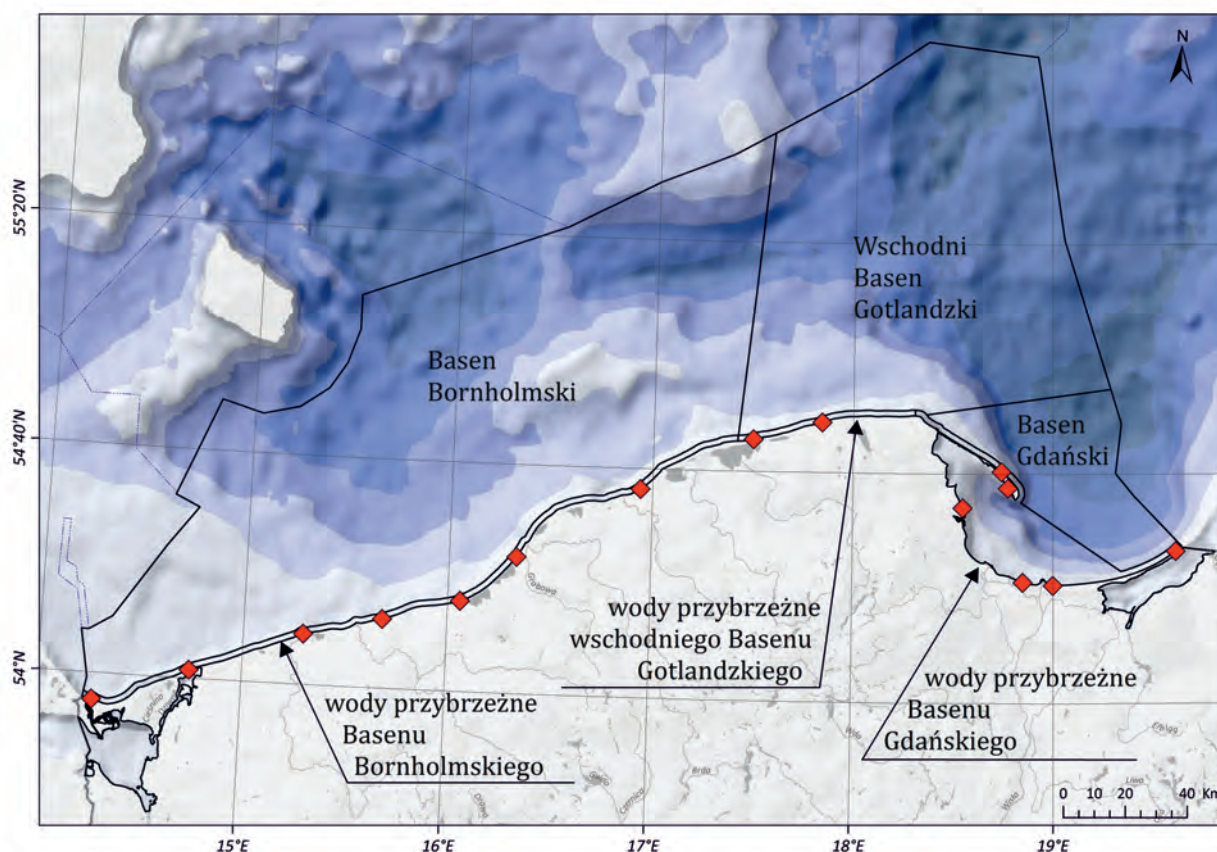
II. 4.3. Odpady w środowisku morskim



W 2015 r. rozpoczęto 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. Badanie liczebności odpadów w toni wodnej przeprowadzono w listopadzie podczas dwóch rejsów r/v „Baltica”. W przypadku odpadów pływających, prowadzono obserwacje w sześciu lokalizacjach i na dwóch transektach o długości ok. 10 km. Identyfikację i klasyfikację odpadów gromadzonych na dnie morskim, które zostały wyciągnięte podczas trałowania, przeprowadzono również w sześciu rejonach południowego Bałtyku. Trałowanie odbywało się podczas rejsu badawczego w ramach Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich przez Morski Instytut Rybacki w Gdyni – Państwowy Instytut Badawczy.

W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2015 r. pod względem odpadów zamieszczono 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 na się na całej szerokości monitorowanego odcinka, od linii wody do granicy plaży oraz przeprowadzono ich identyfikację w zakresie rodzaju materiału oraz wielkości (odpady małogabarytowe i wielkogabarytowe). Monitoring odpadów na linii brzegowej, na wyznaczonych odcinkach, przeprowadzony był czterokrotnie: w kwietniu, na przełomie czerwca i lipca, na przełomie września i na przełomie grudnia 2015 r. i stycznia 2016 r. W 2015 r. monitoring realizowano z udziałem Błękitnego Patrolu WWF.

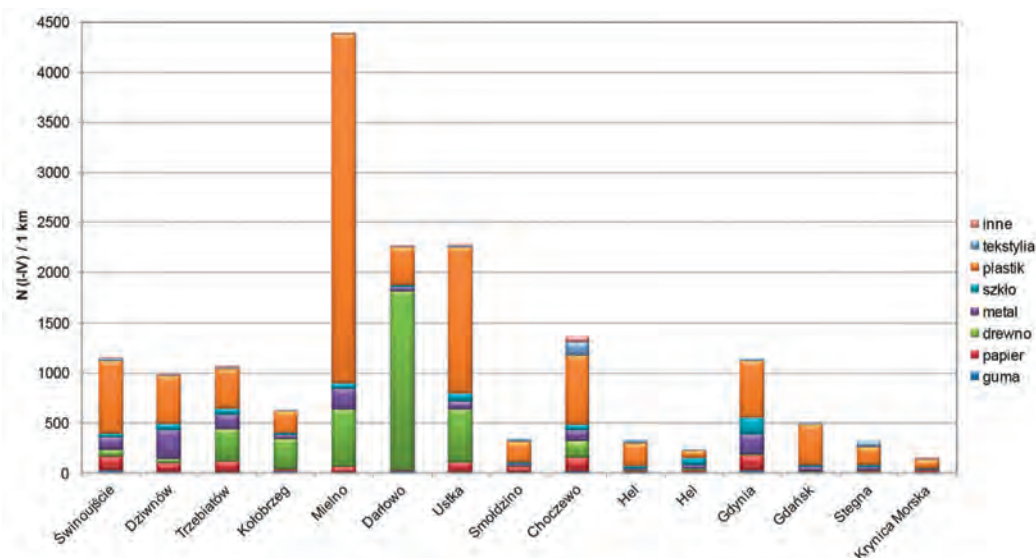


Rys. II.4.3.1. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2015 r.

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.4.4.2. Odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z grup zgromadzono w grupie „odpady inne”, ale na siedmiu odcinkach nie pojawiły się one w ogóle, na pięciu odcinkach wystąpiły w ilości kilku sztuk i tylko na odcinku Choczewo ilość odpadów w tej kategorii wyniosła 58.

Największą sumaryczną liczbę odpadów (4 288) w całym okresie badań zidentyfikowano na odcinku Mielno, w tym największy udział miały odpady plastikowe (3 489). Liczba odpadów drewnianych wynosiła 576, a na kolejnym miejscu pod względem liczebności znalazły się odpady metalowe (209). Udział odpadów papierowych i szklanych był na poziomie 50, natomiast tekstylia i guma pojawiły się tylko raz.

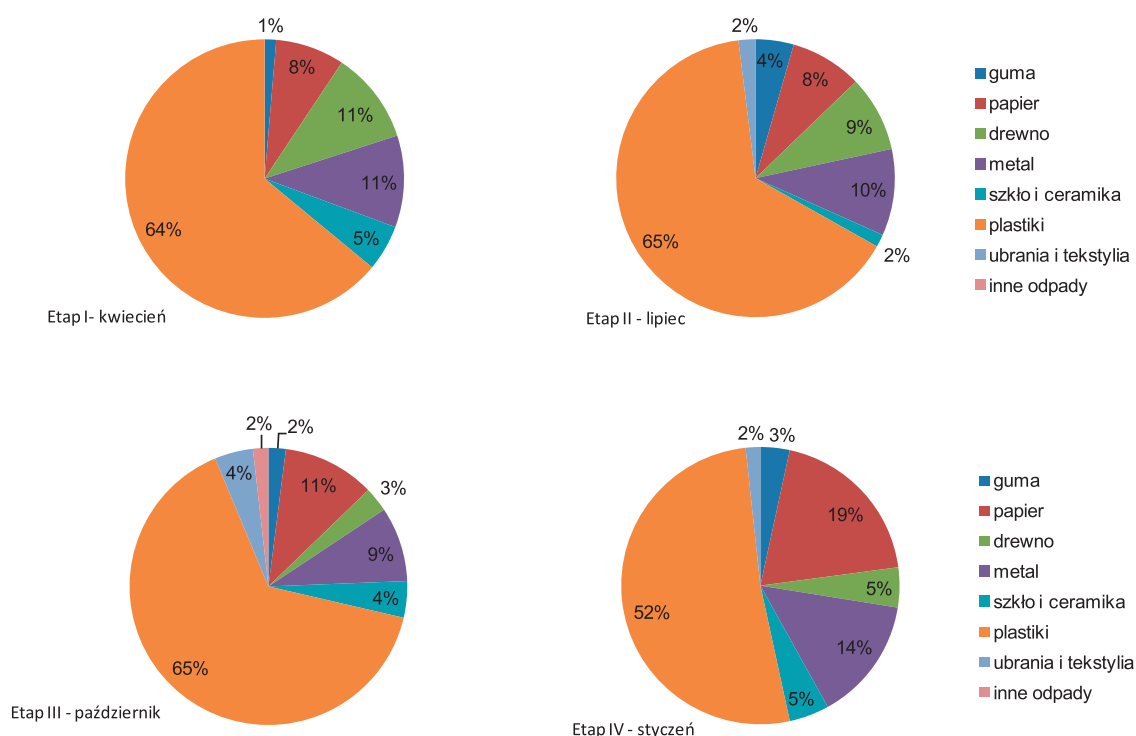


Rys. II.4.3.2. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach

W przypadku dwóch odcinków: Darłowo i Ustka sumaryczna liczba odpadów była na poziomie 2200, natomiast w przypadku odcinków: Świnoujście, Dziwnów, Trzebiatów, Choczewo i Gdynia liczba odpadów odnotowana we wszystkich sezonach była zbliżona do 1000. Najmniejsze zanieczyszczenie, na poziomie 140 odpadów, charakteryzowało odcinek Krynica Morska, z czego 90 sztuk stanowiły odpady plastikowe. Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów na wszystkich odcinkach, zgodnie z oczekiwaniem, największym udziałem, na poziomie 56% charakteryzowała się kategoria odpady plastikowe, 23% stanowiły odpady drewniane, a 8% odpady metalowe. Papier oraz szkło i porcelana występowały odpowiednio na poziomie 5% i 4%. Ubrania i tekstylia stanowiły 2%, a udział odpadów gumowych i z kategorii inne wynosił po 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 atrakcyjnych turystycznie.

W celu prześledzenia zmian sezonowych przedstawiono udział poszczególnych kategorii odpadów w czterech sezonach na trzech wybranych odcinkach: Świnoujście reprezentujące plażę miejską w pobliżu ujścia rzeki (rys. II.4.3.3), Mielno – plaża wiejska o charakterze turystycznym, gdzie ilość odpadów była największa (rys. II.4.3.4) oraz Krynica Morska – również plaża wiejska o charakterze turystycznym, gdzie ilość odpadów była najmniejsza (rys. II.4.3.5).

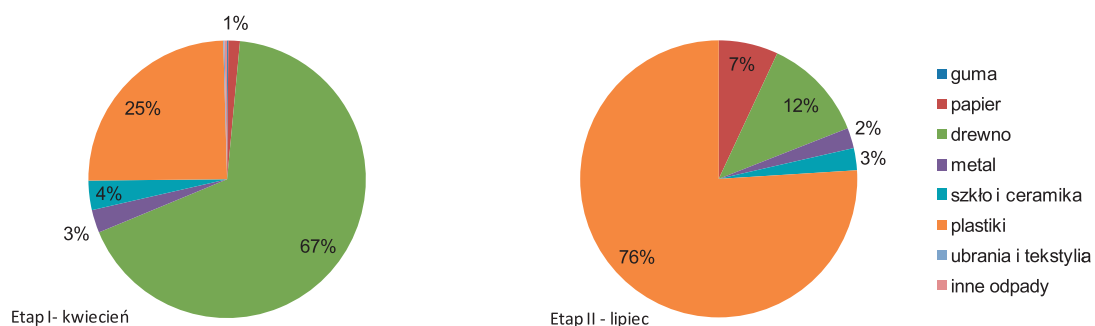
Na odcinku Świnoujście (rys. II.4.3.3), dominującym rodzajem odpadów we wszystkich okresach badań były elementy plastikowe. W sezonie wiosennym, letnim i jesiennym ich udział był na poziomie 65%, ale odpowiadało to zdecydowanie innej liczebności tych odpadów w poszczególnych sezonach. W okresie letnim ich liczba wynosiła 48, chociaż znaczny wzrost odnotowano w lipcu, a następnie w październiku, odpowiednio do 264 i 291, w styczniu liczba odpadów plastikowych została zredukowana na tym odcinku do 122. Znaczny był również udział odpadów papierowych, wynoszący odpowiednio 8% w kwietniu i lipcu, 11% w październiku i aż 19% w styczniu. Liczba odpadów drewnianych wynosiła od 8 wiosną, co stanowiło aż 11% do 36 latem (9%). Pomimo, że liczba odpadów drewnianych jesienią i zimą wynosiła 13 i 11, to ich udział procentowy spadł do 3% i 5%. Udział odpadów metalowych był na poziomie od 9 do 14% we wszystkich czterech okresach badań. Odpady gumowe stanowiły od 1% do 3% wszystkich odpadów, a udział szkła i ceramiki był na poziomie od 2% w lipcu do 4-5% w pozostałych sezonach.

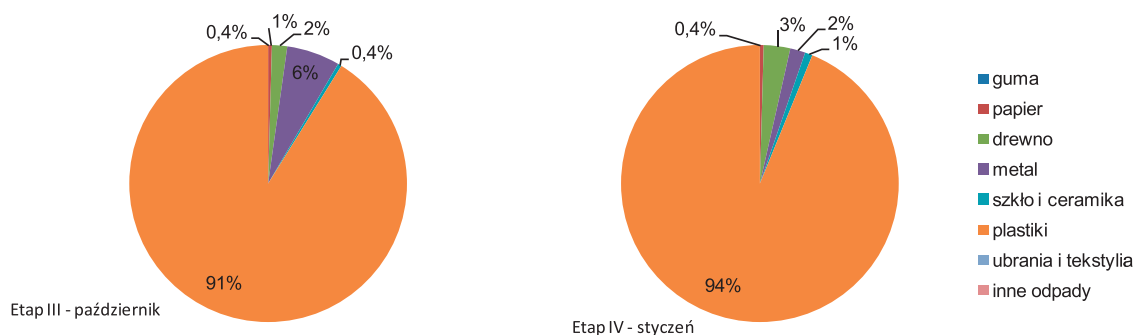


Rys. II.4.3.3. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Świnoujście (plaża miejska, blisko ujścia rzeki, turystyczna) o długości 1 km

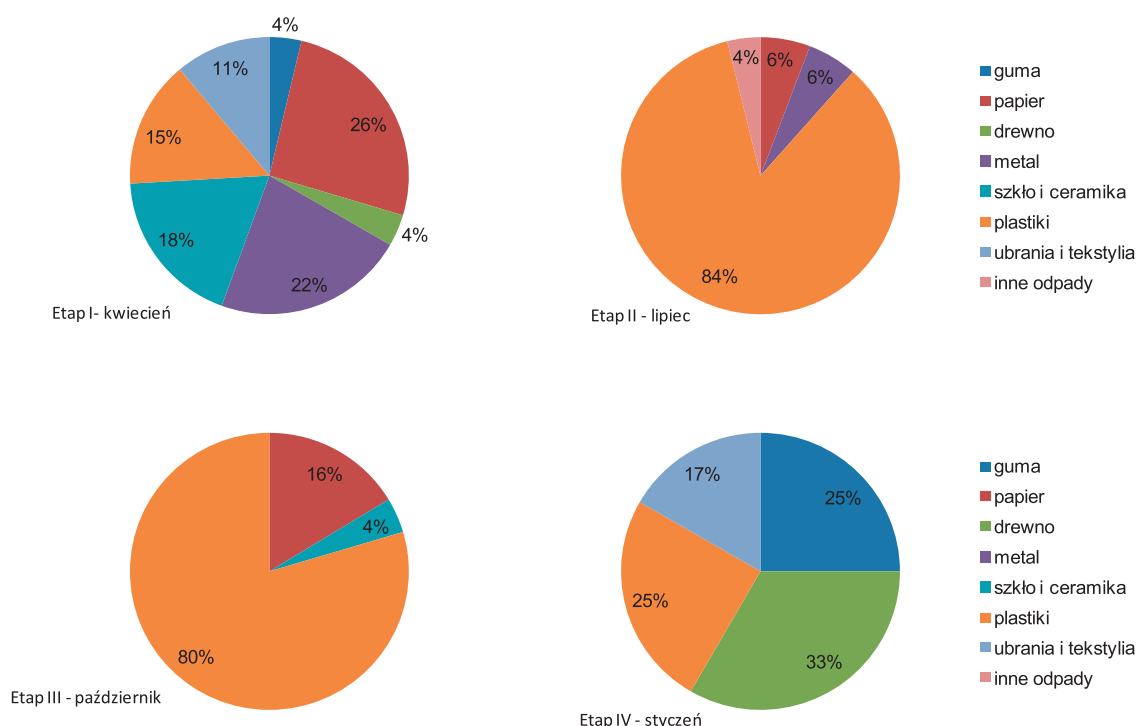
W przypadku Mielna (rys. II.4.3.4) odpady plastikowe dominowały tylko w trzech okresach badań, ale ich udział był bardzo wysoki i wynosił odpowiednio: 76% w lipcu (383 sztuki), 91% w październiku (2 514 sztuk) i aż 94% w styczniu (424 sztuki). W kwietniu odpadów plastikowych było 166 sztuk, co stanowiło 25% wszystkich odpadów, podczas gdy dominującymi w tym okresie były odpady drewniane stanowiące 67%. Ich udział w lipcu spadł do 12%, a w kolejnych okresach badań do 1% i 3%. Najwyższy udział odpadów papierowych (7%) odnotowano w lipcu, a 6% udział odpadów metalowych wystąpił w październiku. W przypadku pozostałych kategorii odpadów w różnych okresach, ich udział nie przekroczył 4 %.

Na odcinku Krynica Morska, gdzie odpadów każdej kategorii było najmniej (rys. II.4.3.2), odpady plastikowe dominowały w dwóch okresach, w lipcu i październiku (rys. II.4.3.5), co może mieć bezpośredni związek z wpływem turystyki. Ich udział był na poziomie 80%, co odpowiadało 44 i 39 przypadkom odnotowania odpadów plastikowych.





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



Rys. II.4.3.5. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Krynica Morska (plaża wiejska, turystyczna) o długości 1 km

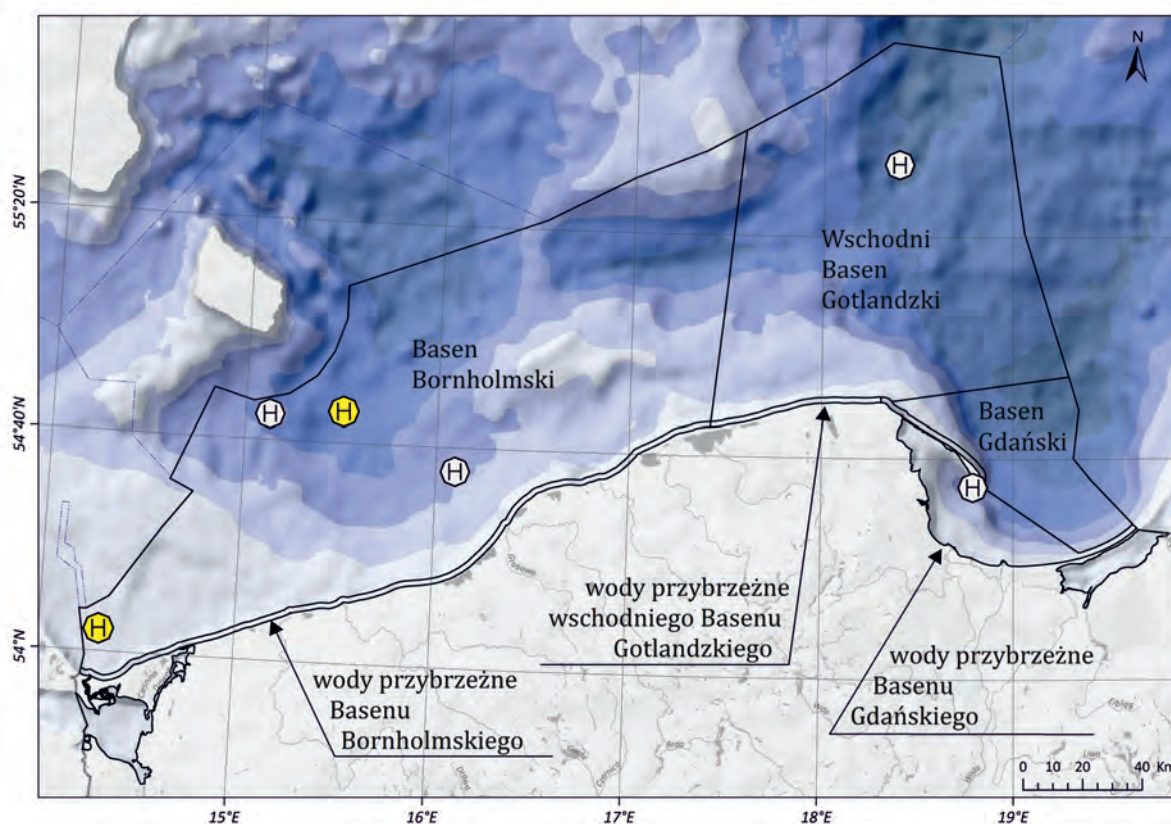
W omawianych okresach wystąpiły również odpady papierowe – z udziałem 6% i 16%, gumowe w lipcu – 6% oraz szklane w październiku – 4%. W kwietniu dominującym typem odpadów był papier (26% – 7 sztuk) i metal (22% – 6 sztuk). Znaczny był również udział szkła i ceramiki (18%) oraz tekstyliów (11%), a odpady plastikowe stanowiły 15%. W styczniu zidentyfikowano tylko cztery rodzaje odpadów: drewno (33%), plastik i gumę (po 25%) oraz tekstylia (17%).

Pomimo, że we „Wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Raport do Komisji Europejskiej.” (GIOŚ 2014b) przyjęto system oceny, w niniejszym opracowaniu nie przeprowadzono oceny stanu środowiska w zakresie odpadów morskich, ze względu na brak jednoznacznego ujednoliconego podejścia do sposobu klasyfikacji i oceny, nad którymi prace prowadzone są obecnie w ramach HELCOM.

II. 4.4. Podwodny hałas



W celu przygotowania skutecznego programu monitoringu cechy C11 – podwodny hałas i inne formy energii, w roku 2015 rozpoczęto testowanie w morzu urządzeń pomiarowych w celu określenia ważnych czynników wpływających na wykonywanie pomiarów hałasu otoczenia, takich jak lokalizacja urządzeń pomiarowych, właściwe ustawienie parametrów pomiarowych czy wypróbowanie rozwiązania kotwiczącego pod kątem sprawdzenia w ekstremalnych warunkach morskich. Plan rozmieszczenia hydrofonów w południowym Bałtyku (rys. II.4.4.1) został uzgodniony z właściwymi Urzędami Morskimi w Gdyni, Słupsku i Szczecinie tak, by znajdowały się blisko głównych korytarzy żeglugowych oraz aby ominąć strefy zagrożenia integralności systemów kotwiczących.



Rys. II.4.4.1. Planowana lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku; na żółto zaznaczono hydrofony pomiarowe, pozostałe – hydrofony testowe

Prezentowane wyniki dotyczą testu przeprowadzonego w sierpniu 2015 r. na stacji H13 w obszarze Zatoki Pomorskiej. Informacje szczegółowe o lokalizacji, głębokości dna punktu pomiarowego na Zatoce Pomorskiej oraz terminów pomiarów przedstawiono w tabeli II.4.4.1.

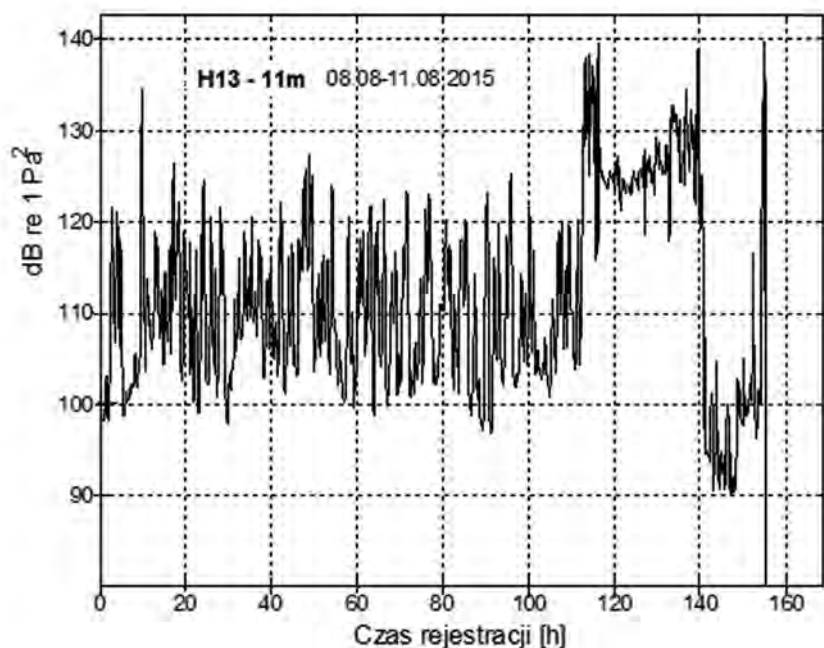
Urządzenie pracowało przy wydajności 30% cyklu pomiarowego, tzn. sygnał był aktywny cyklicznie przez 3 sekundy i nieaktywny przez następne 7 sekund.

Tabela II.4.4.1. Informacje o przeprowadzonych testach pomiarowych hałasu podwodnego

Nazwa stacji	Współrzędne geograficzne		Początek pomiaru	Koniec pomiaru	Głębokość zanurzenia hydrofonów [m]	Głębokość dna [m]
	Długość wschodnia	Szerokość północna				
H13	14° 18,387'	54° 04,020'	08-08-2015	16-09-2015	11,0	13,0

Przebieg poziomu szumu w czasie, w paśmie częstotliwości od 50 Hz do 8 kHz, zarejestrowany na karcie boi w Zatoce Pomorskiej w dniach 08.08. - 11.08.2015 (rys. II.4.4.2) przedstawia rozpoznane etapy rejestracji: do 112 godz. proces rejestracji odbywał się bez zakłóceń, następnie do 140 godz. notowano podwyższony poziom szumu na stacji H13, spowodowany obecnością w pobliżu dragi (urządzenia na pokładzie jednostki rybackiej). Po 140 godzinie i w 154 godzinie karta przestała gromadzić sygnały. Poziom szumu przedstawiono w decybelach względem standardowej wartości ciśnienia akustycznego, przyjętego w akustyce podwodnej, która wynosi $p_0=1\mu\text{Pa}$.

Z analizy danych zamieszczonych na rysunku wynika, że ruch statków w obszarze wnosi praktycznie stałe obecny wkład do pola szumów otoczenia, szczególnie w paśmie od 50 do 5000 Hz. Jednakże, w przypadku statków przepływających blisko, hałas pochodzący od nich może przewyższać poziom szumów naturalnych morza (szumów własnych).



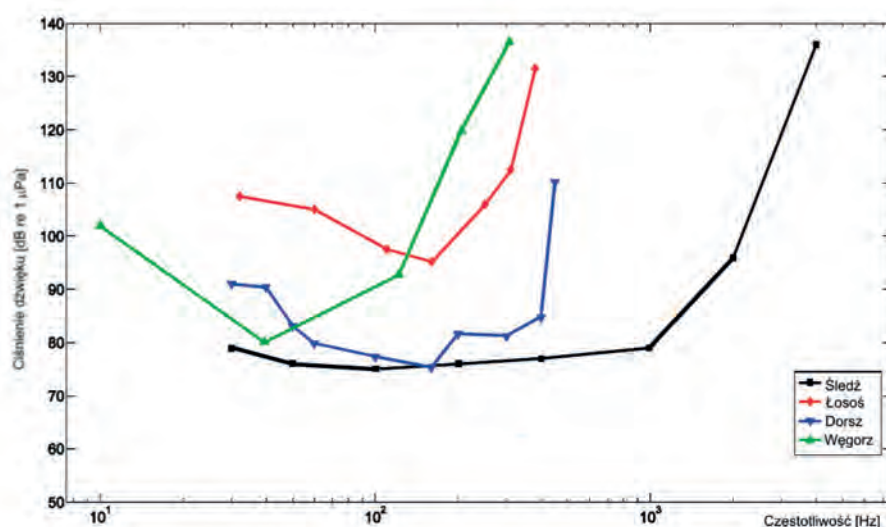
Rys. II.4.4.2. Rejestracja zmian poziomu szumu w szerokim paśmie w Zatoce Pomorskiej w 2015 roku

Najpowszechniej spotykane w Bałtyku gatunki ryb śledziowatych – śledź (*Clupea harengus*) i szprot (*Sprattus sprattus*) – należą jednocześnie do ryb najbardziej wrażliwych na hałas. Ich reakcje na dźwięki są najsilniejsze przy małych częstotliwościach, począwszy od dziesiątych Hz do 3-4 kHz. Krzywa reakcji na dźwięki u śledzia jest prawie płaska dla przedziału częstotliwości od ok. 30 Hz do ok. 1 kHz, a granica słuchu wynosi około

75-80 dB re 1 μ Pa. Inne ryby występujące w Bałtyku są prawdopodobnie mniej wrażliwe na dźwięki, chociaż dotychczas dokładniejsze dane istnieją jedynie dla dorsza.

Uważa się, że niewielkie ryby o masie rzędu 1 g są najbardziej wrażliwe na uszkodzenia organów wewnętrznych w wyniku hałasu o wysokiej amplitudzie powstającego np. przy wbijaniu pali lub wybuchach. Uszkodzenia występują przy poziomach ciśnienia akustycznego pomiędzy ujemną i dodatnią wartością ekstremalną (ang. *peak-to-peak level*) 214 dB re 1 μ Pa lub SEL (*sound exposure level*) rzędu 187 dB re 1 μ Pa 2 s.

Śledź, dzięki temu, że posiada przytwierdzony do otolitu gazowy pęcherzyk (*pro-otic auditory bulla*), który podnosi jego zdolność słyszenia dźwięków do częstotliwości 3-4 kHz, wykazuje bardzo wysoki poziom reakcji na dźwięki. Inne ryby bałtyckie, które pozbawione są tego organu, np. dorsz (*Gadus morhua*), łosoś (*Salmo salar*) czy węgorz (*Anguilla anguilla*), mają obniżony poziom reakcji na dźwięki do mniej niż 1 kHz, a tym samym podniesiony próg słyszalności rzędu 75-100 dB/1 μ Pa (rys. II.4.4.3). Warto zauważyć, że śledź charakteryzuje się niższym progiem i szerszym pasmem częstotliwości w porównaniu z łososiem i dorszem.

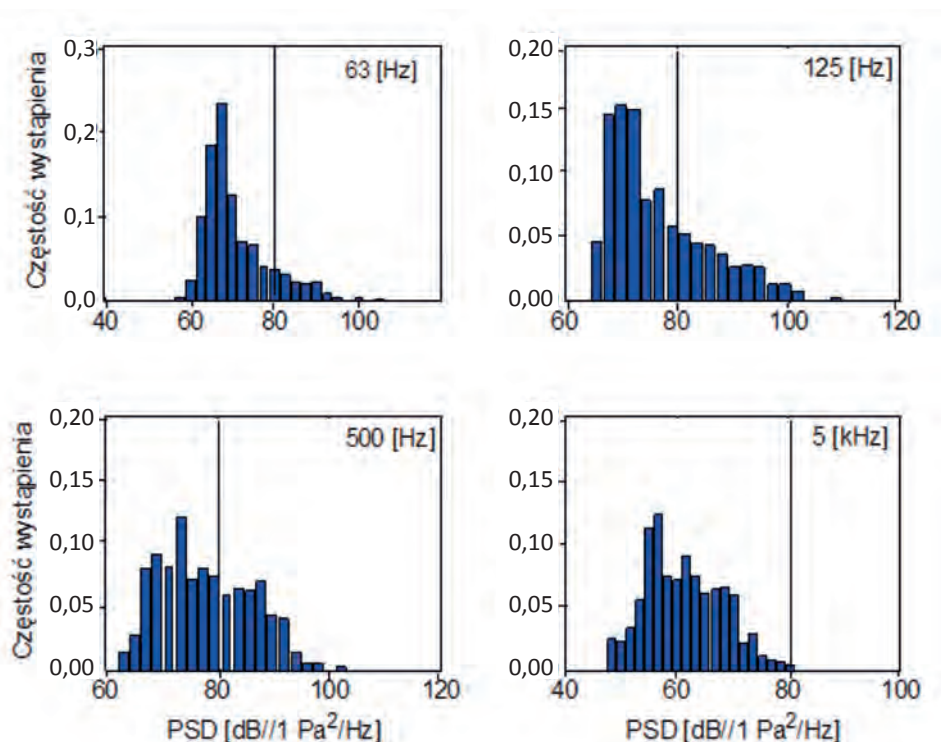


Rys. II.4.4.3. Audiogramy wybranych gatunków ryb spotykanych w Bałtyku, na podstawie: śledź (Enger 1967), łosoś (Hawkins i Johnstone 1978), dorsz (Hawkins i Johnstone 1978) i węgorz (Jerkø i in. 1989); oś pionowa – poziomy uznany za dolne wartości słyszalności, oś pozioma – częstotliwość szumu w Hz

Histogramy poziomu gęstości widma (rys. II.4.4.4) w czterech wybranych tercjach dla obszaru Zatoki Pomorskiej obrazują jak często poziom szumu i hałasu od statków, przepływających torem wodnym do Świnoujścia w odległości ok. 6,5 km od urządzenia pomiarowego, przekracza poziomy szumu uznanego za próg słyszalności dla śledzia.

Częstości środkowe przedziałów wybrano ze względu na następujące argumenty: 63 Hz i 125 Hz, to przedziały wynikające z zaleceń dyrektywy RDSM, 500 Hz reprezentuje przedział częstotliwości, w którym występuje zwykle maksimum poziomu szumu pochodzenia naturalnego (od źródeł dynamicznych znajdujących się na powierzchni morza), natomiast 5 kHz stanowi w przybliżeniu górną częstotliwość, ograniczającą zakres czułości słuchu tego gatunku. Linia pionową zaznaczono minimalny poziom słyszalności dźwięków przez śledzia.

Dalsza interpretacja i prognozowanie zasięgu szumu od toru wodnego na podstawie otrzymanych wyników będzie możliwa w przyszłości dzięki danym z systemu identyfikacji statków AIS oraz uzupełniającym danym dotyczącym prędkości i kierunku wiatru, czy falowania, jako czynników decydujących o rozprzestrzenianiu się dźwięku w środowisku morskim.



Rys. II.4.4.4. Histogramy częstotliwości przekroczenia danego poziomu gęstości widmowej szumu w wybranych tercjach na stanowisku pomiarowym w Zatoce Pomorskiej w 2015 r.

Do bardziej wiarygodnej interpretacji wyników i prognozowania zasięgów oddziaływania hałasu na zwierzęta morskie powinny być zastosowane programy ukierunkowane na przewidywanie zmian natężenia dźwięku w zależności od rodzaju dna (osady) i profili prędkości dźwięku w akwenie w szerokim zakresie częstotliwości, pozwalające na ocenę składowej pochodzącej od statków w sumarycznym polu szumów.

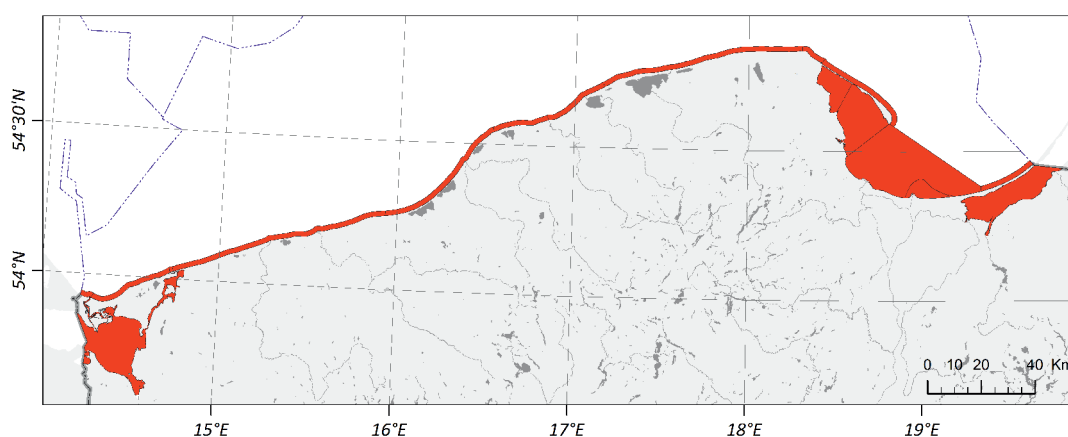
||| Podsumowanie



Monitoring polskich obszarów morskich prowadzony w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska realizowany jest zarówno w strefie przybrzeżnej, jak i w wodach otwartych. W 2015 roku ocenę stanu środowiska monitorowanych obszarów przeprowadzono z zastosowaniem dwóch odrębnych metod oceny zgodnych odpowiednio z Ramową Dyrektywą Wodną i Ramową Dyrektywą w sprawie Strategii Morskiej. Zasady rekomendowane w RDW wykorzystano do oceny stanu środowiska jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych, zlokalizowanych na terenie województw mazursko-warmińskiego, pomorskiego i zachodniopomorskiego. Badania były prowadzone przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego. Drugą metodę zgodną z RDSM wykorzystano do opisu stanu środowiska morskiego zarówno w obszarach przybrzeżnych, jak i obszarach morza otwartego.

Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2015 przeprowadzono w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 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) i wytyczne GIOŚ dla Wojewódzkich Inspektoratów Ochrony Środowiska. Podstawę oceny stanowiły wyniki badań z 2015 r. oraz wyniki ocen przeniesione z lat 2011-2013, z wykorzystaniem tzw. zasady dziedziczenia.

Dla badanych części wód przejściowych i przybrzeżnych przeprowadzono *ocenę stanu/potencjału ekologicznego* w oparciu o ocenę elementów biologicznych, hydromorfologicznych i fizykochemicznych oraz *ocenę stanu wód* (rys. III.1) uwzględniającą ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych i ocenę stanu chemicznego.



Rys. III.1. Ocena stanu/potencjału wód przejściowych i przybrzeżnych w 2015 r.

Stan/potencjał wszystkich jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych, oceniony według zasad RDW, gdzie najniższa ocena elementu wyznacza ostateczną klasyfikację stanu (*one-out-all-out*), otrzymał klasyfikację **stan zły**. Głównym elementem wpływającym na zły stan ogólny wód przejściowych i przybrzeżnych był zły stan/potencjał ekologiczny określony dla większości jednolitych części wód. W porównaniu z rokiem poprzednim sklasyfikowanie większej liczby części wód, którym przypisano **umiarkowany stan/potencjał ekologiczny**: Zalew Kamieński i ujście Świny oraz wykazujących **słaby stan/potencjał ekologiczny**: Zalew Pucki, zewnętrzna Zatoka Pucka, wewnętrzna Zatoka Gdańska, ujście Wisły, Zalew Szczeciński, ujście Dziwny i ujście Świny (rozdz. I), wskazywać może, że występują symptomy poprawy stanu wód. O ocenie stanu/potencjału ekologicznego zdecydowały słabe lub złe oceny elementów biologicznych i złe oceny elementów fizykochemicznych.

Stan chemiczny części wód przejściowych i przybrzeżnych, wynikający z obecności i poziomu występowania substancji priorytetowych i innych substancji zanieczyszczających, został określony w 2015 r. jako **dobry dla części wód w obrębie woj. pomorskiego i dla Zalewu Wiślanego**, natomiast w woj. zachodniopomorskim uzyskał ocenę **stan zły** (rozdz. I).

Ocena stanu środowiska części pełnomorskiej i przybrzeżnej polskich obszarów południowego Bałtyku w 2015 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 2015 r. w ramach realizacji programu monitoringu wód Bałtyku w strefie głębokowodnej, wg wytycznych HELCOM COMBINE, umożliwiły dokonanie oceny w zakresie pięciu cech obejmujących trzy cechy stanu: C1 – bioróżnorodność, C3 – komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i mięczaków oraz C6 – integralność dna morskiego oraz trzy cechy presji: C5 – eutrofizacja, C8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz C9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego. W zakresie cech C4 – łańcuchy troficzne i C7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringu z 2015 r. na tle wielolecia 2005-2014. W przypadku cech C10 – odpady w środowisku morskim i C11 – 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.

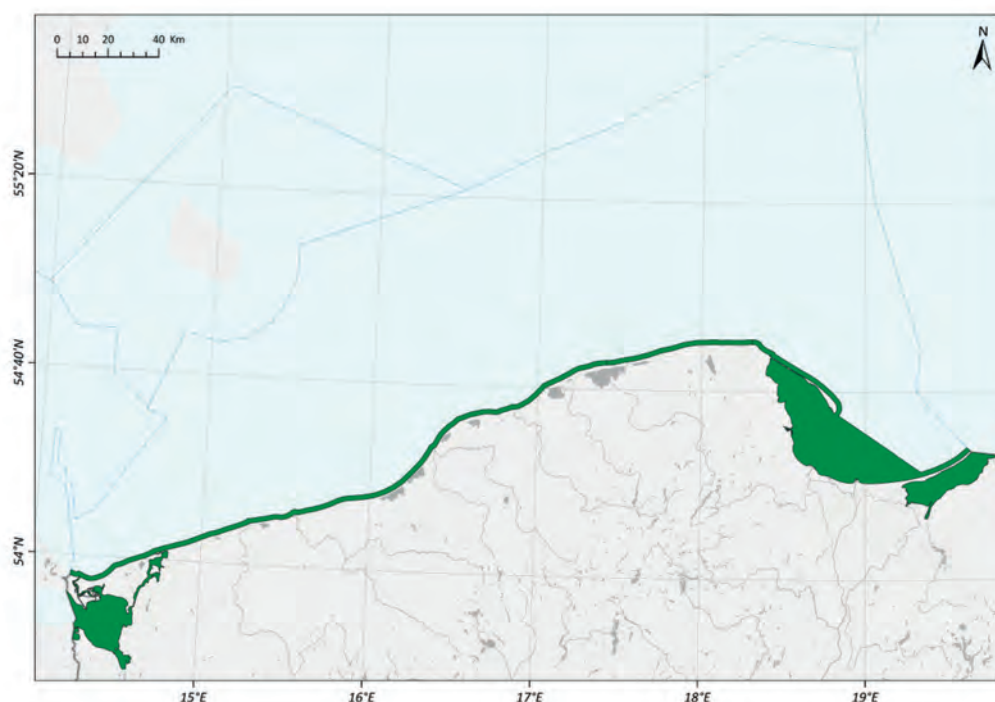
Cechy stanu

W 2015 r. włączono do oceny jednej z cech stanu – bioróżnorodności (C1) – dane dotyczące monitoringu ptaków morskich zimujących w Polsce oraz produktywności bielika. Monitoring zimujących ptaków morskich prowadzony jest w ramach monitoringu ptaków Polski, a liczenie ptaków zimujących odbywa się z pokładu statku, wzdłuż transektów w obrębie polskich wód terytorialnych, w Zatoce Gdańskiej, jak również w dwóch płytkich akwenach poza pasem wód terytorialnych – na Ławicy Słupskiej i w Zatoce Pomorskiej.

Monitoring ukierunkowany jest na ocenę liczebności 10 gatunków podstawowych, które są związane ze środowiskiem morskim, takich jak: lodówka (*Clangula hyemalis*), markaczka (*Melanitta nigra*) i uhła (*Melanitta fusa*) – występujące na wybrzeżu gatunki kaczek oraz alka (*Alca torda*), nurzyk (*Uria aalge*) i nurnik (*Cephus grylle*) – występujące na Bałtyku przez cały rok, a także nur czarnoszyi (*Gavia arctica*), nur rdzawoszyi (*Gavia stellata*), perkoz rogaty (*Podiceps auritu*) i perkoz rdzawoszyi (*Podiceps grisegena*), dla których Morze Bałtyckie stanowi jedno z ważniejszych miejsc zimowania. W zimie (2014/2015) najliczniej występowała lodówka (12 042), która najczęściej pojawiała się w obrębie wód terytorialnych i na Ławicy Słupskiej, następnie markaczka (7 626) – najczęściej w obrębie wód terytorialnych środkowego wybrzeża i uhła (699) – najczęściej na Zatoce Pomorskiej poza wodami terytorialnymi. Pozostałe gatunki (z 10 podstawowych) wykazywały liczebności od kilkunastu do kilkudziesięciu osobników.

Monitoring produktywności bielika (MPB) jest nowym programem, rozpoczętym w 2015 r. w ramach Monitoringu Lęgowych Ptaków Morskich (MLPM). Produktywność populacji bielika opisują 3 wskaźniki: sukces lęgowy – określający udział par, które odchowwały młode, liczba młodych na parę z sukcesem – średnia liczba piskląt na parę z lęgiem skutecznym i liczba młodych na parę lęgową – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu. Jest to najważniejszy parametr rozrodczy, wskazujący rzeczywiste możliwości reprodukcyjne populacji.

Sukces lęgowy bielika w 2015 r. wyniósł 61,4%. W 43 gniazdach z sukcesem stwierdzono łącznie 62 odchowane młode co oznacza, że produkcja młodych wynosi 1,44 młodego na parę z sukcesem i 0,89 w przeliczeniu na parę lęgową. Porównując liczbę młodych na gniazdo z sukcesem z wartością graniczną dla dobrego stanu, wynoszącą 1,21, **wskaźnik produktywności bielika osiągnął GES** (dobry stan ekologiczny) (rys. III.2).

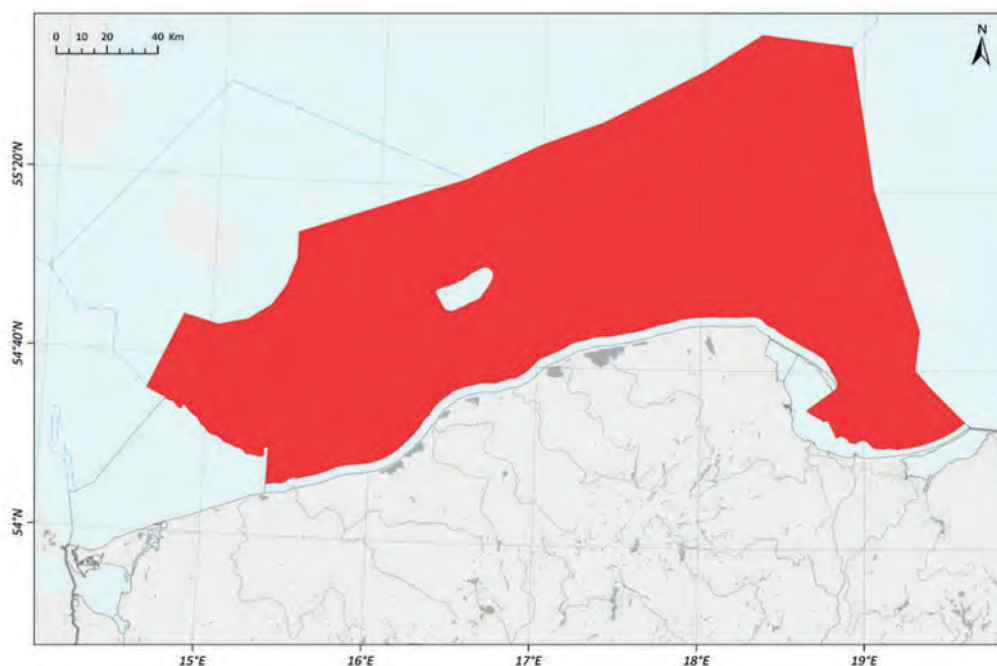


Rys. III.2. Ocena stanu produktywności bielika w 2015 r.

Drugim elementem, który stanowił podstawę oceny stanu środowiska morskiego była ichtiofauna, a dokładniej indeks wielkości ryb (LFI). Indeks odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb. Dotychczasowe badania nad indeksem LFI dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Ocenę cechy C1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny, przeprowadzono w oparciu o dane zgromadzone w połowach badawczych, związanych z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS), oddzielnie dla: wschodniej części otwartego morza – odpowiadającej podrejonowi ICES 26 i zachodniej części – odpowiadającej podrejonowi ICES 25.

W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) będą charakteryzować stan nieodpowiedni środowiska – subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód otwartych, prezentować będzie dobry stan środowiska – GES.

W ocenie przeprowadzonej na podstawie danych z 2015 roku wartość wskaźnika LFI dla podobzaru ICES 25 wynosiła 0,61, a dla podobzaru ICES 26 – 0,67, co określa **nieodpowiedni stan środowiska – subGES** (rys. III.3).



Rys. III.3. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie bioróżnorodności – cecha C1 – na podstawie indeksu wielkich ryb w 2015 r.

Ocenę stanu środowiska polskich obszarów Morza Bałtyckiego w zakresie cechy C3 opracowano w oparciu o: stado dorsza (z obszaru ICES 24-32), dwa stada stornii (24-25 oraz 26 i 28), jedno stado szprota (22-32) oraz jedno stado śledzia (z podobszarów 25-29 i 32 ex GoR). Wybrane stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków. Z powodu licznych wątpliwości, co do czynników wpływających na zmianę dynamiki stada dorsza, zawieszono wykonywanie oceny zasobów tego stada przy użyciu modeli analitycznych, opartych na strukturze wiekowej, dlatego brak oceny za rok 2015. W przypadku pozostałych stad ocenę wykonano dla kryterium poziomu presji rybołówstwa – wskaźnik podstawowy: śmiertelność połowowa oraz dla kryterium zdolności rozrodczej stada – wskaźnik podstawowy: biomasa stada tarłowego. Kryterium poziomu presji rybołówstwa zostało spełnione dla jednego stada: śledzia (25-29 i 32 ex GoR), dobry stan środowiska (GES) został także osiągnięty dla szprota (22-32) i śledzia (25-29 i 32 ex GoR) na podstawie kryterium zdolności rozrodczej stada. Nieodpowiedni stan środowiska (subGES) stwierdzono dla stada szprota (22-32) pod względem śmiertelności połowowej. Proporcja GES wyniosła 1 stado z dwóch, natomiast aż 3 stada miały status nieznanym (tab. III.1.). Z uwagi na brak wytycznych co do agregacji ocen na poziomie stad, dla cechy C3 nie przedstawiono ogólnej oceny.

Tabela III.1. Ocena stanu stad ryb komercyjnych za pomocą wskaźników cechy C3

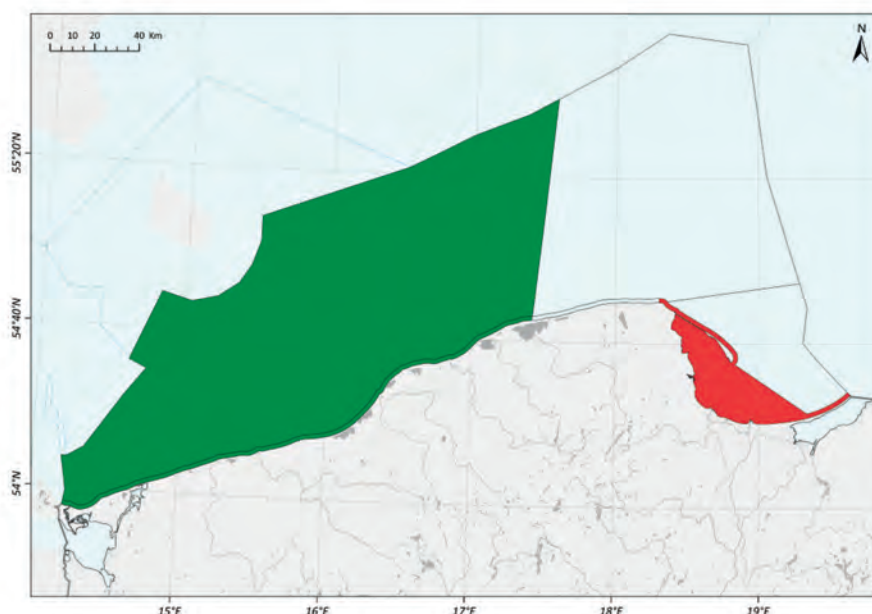
Stado	Kryterium 3.1: Śmiertelność połowowa (F)	Kryterium 3.2: Biomasa stada tarłowego(SSB)	GES
dorsz 24-32			?
stornia 24-25			?
stornia 26 i 28			?
szprot 22-32			
śledź 25-29 i 32 ex GoR			
Proporcja stad z GES	1 z 2	2 z 2	1 z 2
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	3 z 5	

Kolor zielony – dobry stan środowiska (GES), kolor czerwony –stan nieodpowiedni (subGES), kolor szary – brak danych., (?) – brak oceny

Ocena cechy C6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofytobentosu (SM_1) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (akwen 26), Basen Bornholmski oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (akwen 28).

Ocena cechy C6 w 2015 r. wskazuje na występowanie warunków poniżej dobrego stanu środowiska morskiego subGES (klasa 3 w rozumieniu RDW) jedynie w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, natomiast dwa pozostałe obszary osiągnęły dobry stan środowiska – GES (rys. III.4).

Należy zwrócić uwagę, iż w przypadku cechy C6 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.



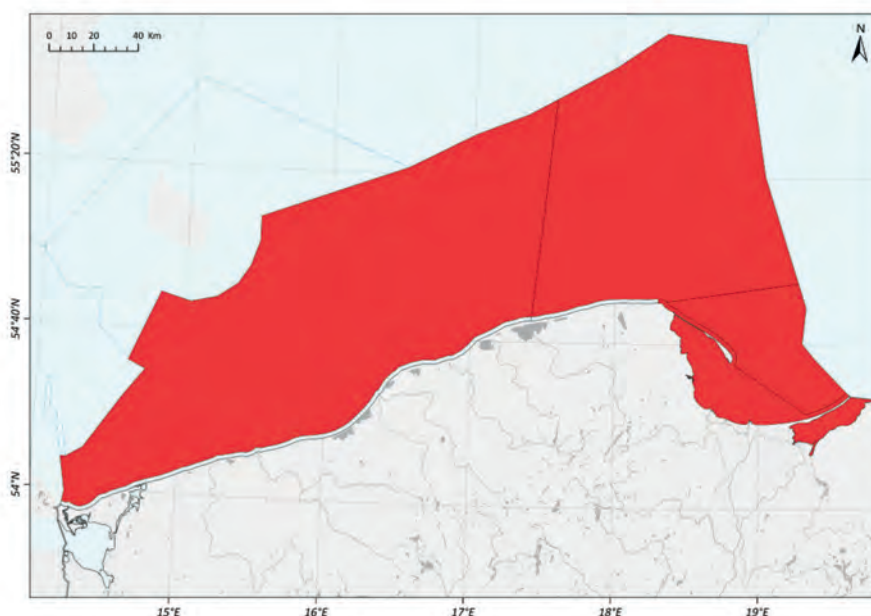
Rys. III.4. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie cechy C6 – integralność dna morskiego w 2015 r.

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 2015 r. obszar ten osiągnął ogólną ocenę – stan dobry GES. Trzeba też wspomnieć, iż we wschodnim Basenie Gotlandzkim włączenie do oceny wyników makrozoobentosu ze stanowisk znajdujących się tuż poza granicą wód przybrzeżnych, spowodowałoby obniżenie klasyfikacji w oparciu o analizę wyników makrozoobentosu z bardzo dobrej na dobrą w odniesieniu do RDW, a klasyfikacja w ramach RDSM nie uległaby zmianie (GES); podobnie jak miało to miejsce dla środowiska Basenu Bornholmskiego.

Cechy presji

Do oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w zakresie eutrofizacji (C5) wykorzystano wskaźniki podstawowe zaliczane do czynników sprawczych: stężenia fosforanów, mineralne połączenia azotu, ogólne formy azotu i fosforu, jak również wskaźniki podstawowe zaliczane do skutków bezpośrednich: chlorofil-a i przezroczystość wody morskiej oraz tlen rozpuszczony przy dnie, jako jedyny wskaźnik skutków pośrednich nadmiaru substancji biogennych.

We wszystkich akwenach polskich obszarów morskich sumaryczna ocena eutrofizacji, agregująca dane charakteryzujące poszczególne wskaźniki, przyniosła w **2015 r. wynik negatywny – subGES (<4,0)** (rys. III.5). Główną przyczyną takiego stanu były – w strefie otwartego morza – znacznie podwyższone stężenia zimowe fosforanów oraz zdecydowanie przekraczające dopuszczalny poziom zawartości azotu ogólnego w miesiącach letnich, a także zawartość chlorofilu-a, zarówno w odniesieniu do całego roku, jak i do sezonu letniego i to w obszarach położonych blisko lądu i strefie pełnomorskiej. Również natlenienie wód przydennych w wodach strefy głębokowodnej pozostawało poniżej granicy dobrego stanu, mimo niespotykanie intensywnego wlewu słonych wód z Morza Północnego, który jedynie na krótko poprawił sytuację.



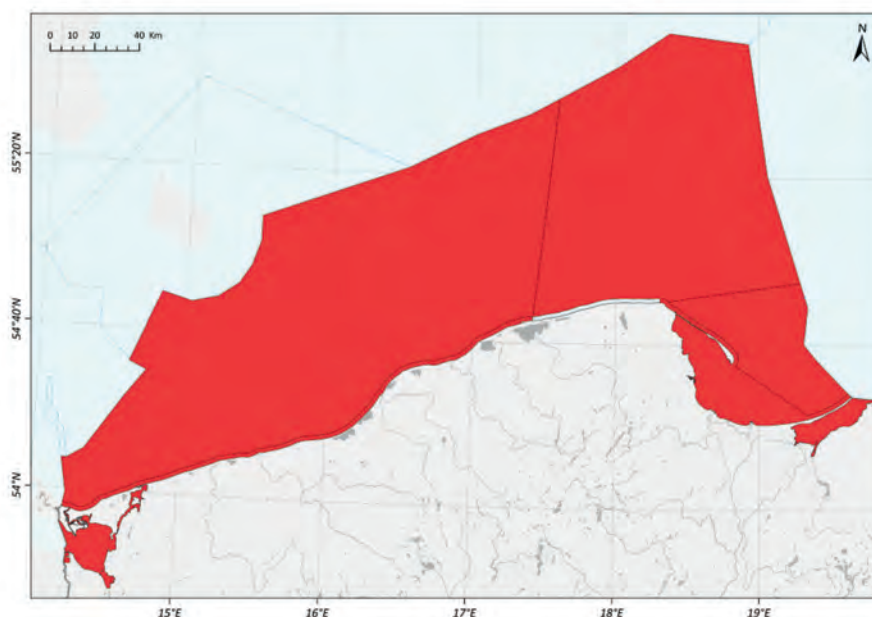
Rys. III.5. Ocena stanu eutrofizacji polskich obszarów morskich wg klasyfikacji RDSM w 2015 r.

Stan środowiska południowego Bałtyku w zakresie cechy C8 (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 i małżach w czterech z sześciu akwenów rekomendowanych przez Strategię Monitoringu i Oceny HELCOM: w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, w Basenie Bornholmskim oraz we wschodnim Basenie Gotlandzkim, a także w obszarach Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. W tych samych matrycach pochodzących z tych samych lokalizacji określono również stężenia trwałych związków organicznych: chloroorganicznych, bromoorganicznych, organicznych związków cyny, sulfonianu perfluorooktanu oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. W 2015 r. kontynuowano analizy dwóch farmaceutyków w wodzie morskiej. Informacje na temat poziomów metali ciężkich w środowisku południowego Bałtyku uzupełniono wynikami analiz stężeń Cd, Pb i Hg w wybranych gatunkach roślin makrofytobentosowych. Do przeprowadzenia całościowej oceny stanu środowiska w zakresie substancji zanieczyszczających wykorzystano również dane dotyczące aktywności promieniotwórczej ^{137}Cs w wodzie morskiej, okoniu i roślinach makrofytobentosowych oraz wyniki analiz testów mikrojądrowych mających na celu określenie wpływu substancji zanieczyszczających na ryby.

Informacje na temat poziomu stężeń poszczególnych substancji zanieczyszczających w różnych matrycach agregowano wyznaczając średnie współczynniki skażenia, obliczone ze wszystkich współczynników skażenia dla pojedynczych substancji w każdym z ocenianych obszarów i dla każdej z grup substancji. Zastosowano wagi, przyjmując, że udział makrofity w końcowej ocenie jest na poziomie 30%, ponieważ rośliny odzwierciedlają bezpośrednio stan środowiska wodnego. Natomiast rybom, jako preferowanej matrycy w ocenie stanu środowiska przypisano udział na poziomie 70%.

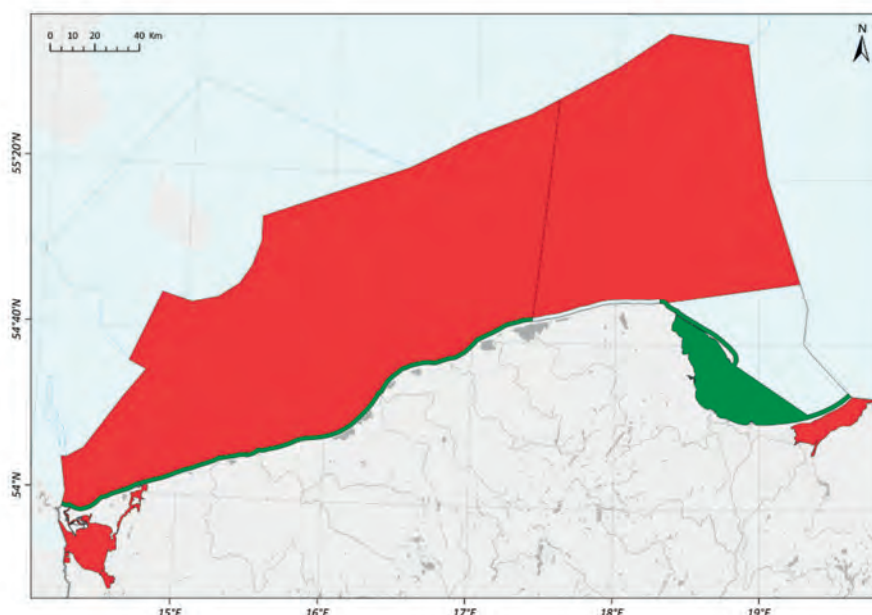
Stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym **izotopem cezu – ^{137}Cs we wszystkich ocenianych obszarach uznano za nieodpowiedni** biorąc pod uwagę skalę 2-stopniową według RDSM (rys. III.6).

Za taką sytuację w rejonie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odpowiedzialne są przede wszystkim podwyższone stężenia tego izotopu w wodzie morskiej, ale również w roślinności w pobliżu Klifu Orłowskiego. Umiarkowany stan wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wynikał z poziomów stężeń obserwowanych w algach pochodzących z rejonu Rowów. W Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim o końcowej ocenie decydowały stężenia ^{137}Cs obserwowane w wodach. Umiarkowany stan środowiska Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego określono na podstawie stężeń ^{137}Cs w okoniach, należy jednak podkreślić, że do oceny przyjęto wartość odniesienia obowiązującą dla śledzi, a w przypadku Zalewu Wiślanego średnie stężenia przekroczyły tę zawartość tylko nieznacznie.



Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs (cecha C8) w 2015 r.

W 2015 r. **stan środowiska Basenu Bornholmskiego** w zakresie **zanieczyszczenia metalami uznano za nieodpowiedni (subGES)**, o czym zdecydowały podwyższone w stosunku do wartości granicznych stężenia Pb w śledziach z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego oraz w storniach z Zatoki Pomorskiej (rys. III.7). W rejonie tym wystąpiło dwukrotne przekroczenie docelowych stężeń Cd w śledziach. Stężenia trzech metali w algach pobranych w rejonie Ławicy Słupskiej pozostawały poniżej rekomendowanych wartości. Wyższe stężenia Pb i Cd, przekraczające dwukrotnie wartości graniczne, odnotowano również w wątrobach śledzi z Łowiska Władysławowskiego. Takie wartość zdecydowały, że **stan wschodniego Basenu Gotlandzkiego został uznany za nieodpowiedni (subGES)**.



Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha C8 – w 2015 r.

W 2015 r. **stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego uznano za dobry**, pomimo że wystąpiły nieznaczne przekroczenia zawartości Hg i Pb w storni oraz Cd w omułku. Jednakże biorąc pod uwagę dwie lokalizacje poboru roślin makrofytobentosowych, w których stężenia wszystkich metali pozostawały znacznie poniżej poziomów granicznych oraz wartość średnią współczynnika skażenia wynoszącą 0,7, stan środowiska został uznany ostatecznie za dobry.

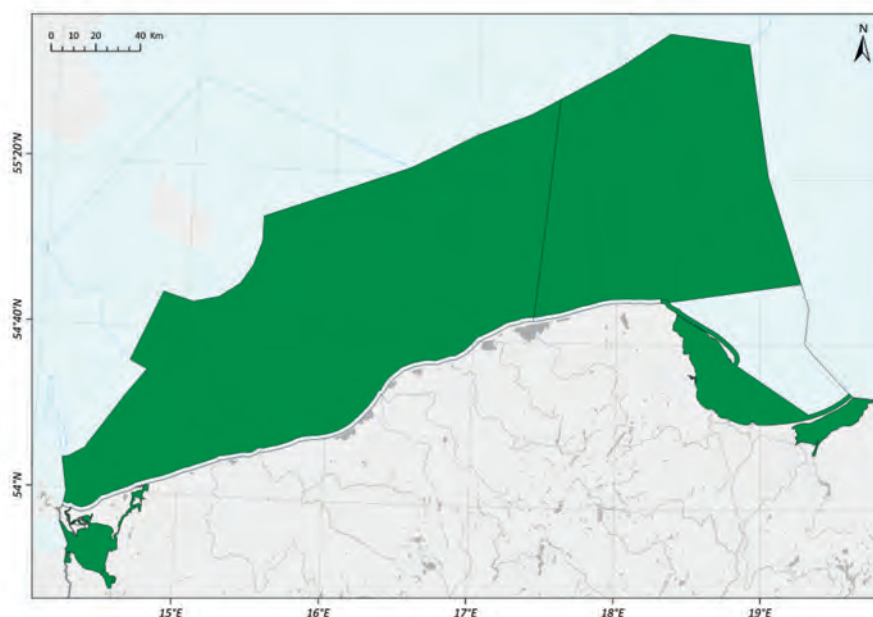
W wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego stężenia wszystkich metali w makroglonach spełniały kryteria dla dobrego stanu i chociaż przekroczenie odnotowano w przypadku Cd w omułku, jednak ostateczna ocena to dobry stan środowiska tego obszaru.

W 2015 r. zarówno **w Zalewie Szczecińskim, jak i w Zalewie Wiślanym stężenia Hg** w okoniu przekroczyły ponad dwukrotnie poziom odniesienia, w związku z tym pomimo, że zawartości Cd i Pb pozostawały na poziomie akceptowanym, **stan** obydwu obszarów **uznano za nieodpowiedni** (rys. III.7).

Ocenę stanu poszczególnych obszarów w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi w ramach cechy C8 przeprowadzono z uwzględnieniem listy związków organicznych oznaczanych w odpowiednich matrycach. Stężenia związków bromoorganicznych (suma 6 PBDE i HBCDD) pozostawały poniżej stężeń granicznych we wszystkich badanych organizmach (śledziach, storni, okoniu i omułku), podobnie jak w przypadku PFOS. Stężenia HCH i HCB w śledziach wskazują na dobry stan środowiska w rejonach łowisk Władysławowskiego i Kołobrzeko-Darłowskiego (rys. III.8). Również stężenia dwóch kongenerów polichlorowanych bifenyli (CB118 i CB 153) w śledziu z tych samych łowisk spełniały wymagania dla dobrego stanu środowiska. Stężenia czterech związków z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(a)pirenu, benzo(ghi)perylenu) w omułkach z okolic Rowów i Sopotu pozostawały poniżej założonych granic pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, natomiast stwierdzono znaczne przekroczenia stężenia indeno(1,2,3cd)pirenu. Ponad dwukrotne przekroczenie wartości stężenia rekomendowanego odnotowano w przypadku stężenia TBT w omułku zebranego w okolicach Sopotu, w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

Stężenia farmaceutyków w wodzie morskiej wskazywały na dobry stan środowiska.

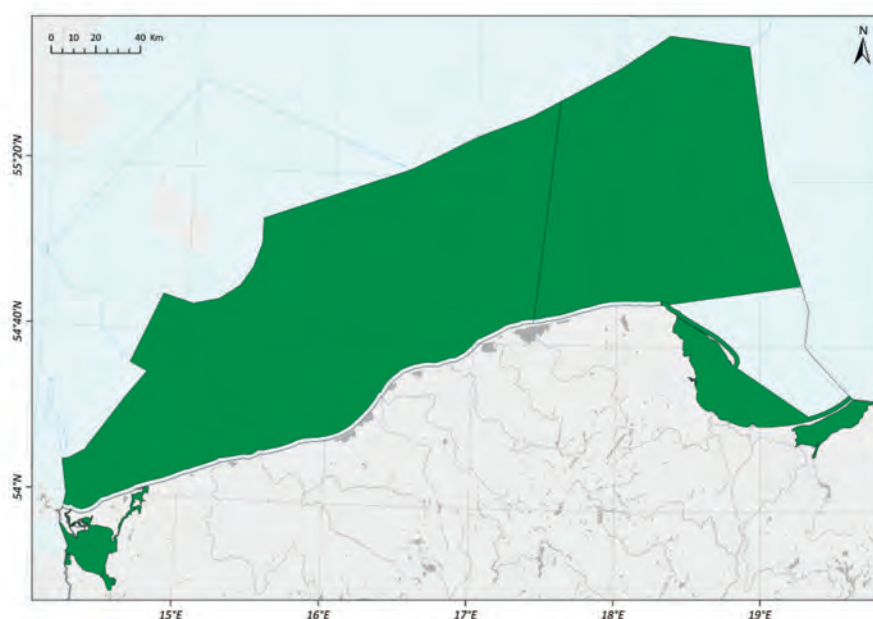
Podsumowując, w zakresie cechy C8, w wyniku agregacji danych dotyczących stężeń **trwałych zanieczyszczeń organicznych, stan środowiska wszystkich ocenianych akwenów uznano za dobry (GES)** (rys. III.8).



Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha C8 – w 2015 r.

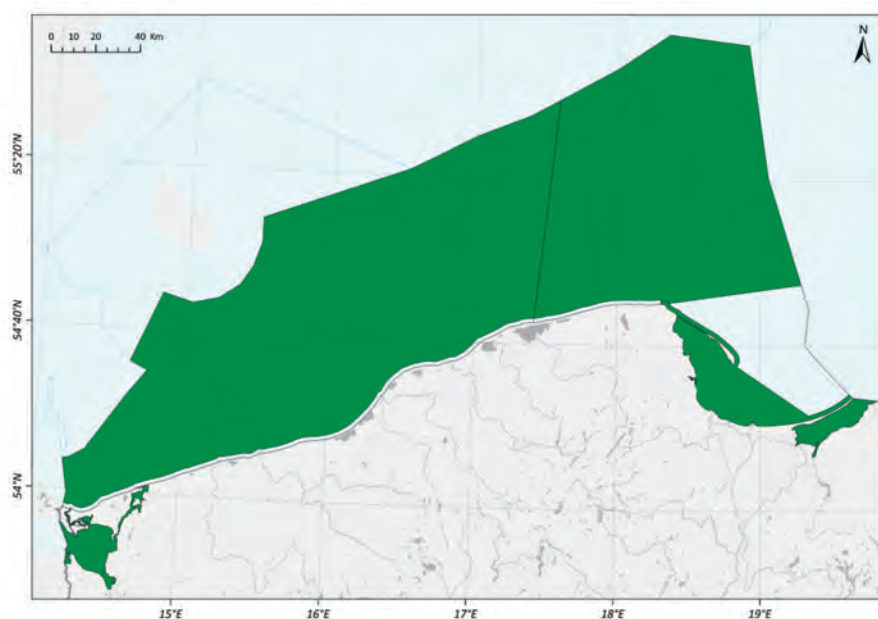
Ocenę stanu środowiska w zakresie cechy C9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie UE ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie stężeń metali: Pb, Cd, Hg, sumy stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli, stężeń HBCDD i TBT w trzech gatunkach ryb: śledziach, storniach i okoniach oraz na podstawie stężeń HCH w śledziach.

We **wszystkich obszarach morskich** objętych oceną **stężenia Pb, Cd i Hg w rybach przeznaczonych do spożycia spełniały kryteria dla dobrego stanu środowiska** (rys. III.9). Dotyczy to metali w śledziu ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego, storni z Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz okonia z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego.



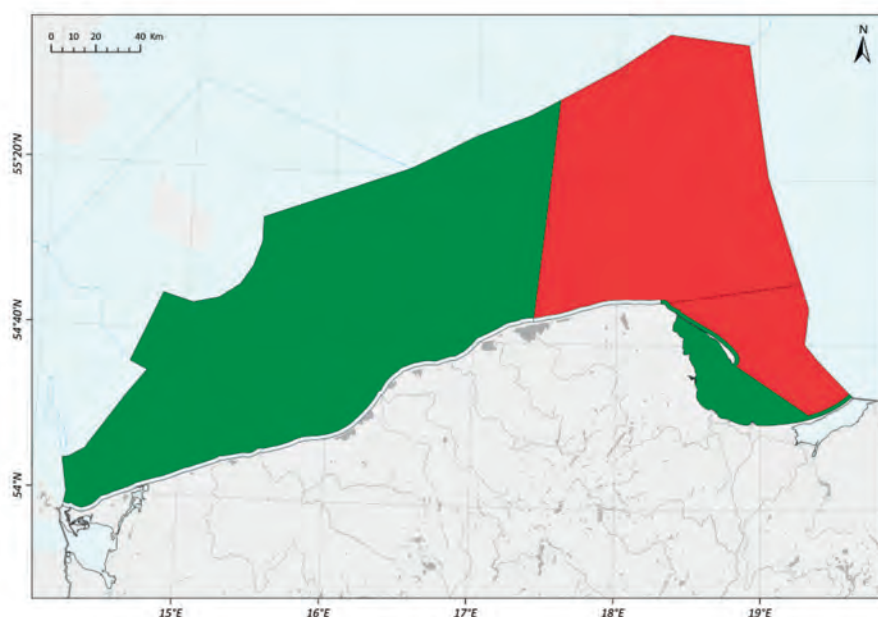
Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha C9 – w 2015 r.

W wyniku agregacji wszystkich danych **trwałych związków organicznych uwzględnionych w ocenie w zakresie cechy C9** (rys. III.10), **stan wszystkich obszarów**: Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego, wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego **należy uznać za dobry (GES)**.



Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha C9 – w 2015 r.

W 2015 r. przeprowadzono również ocenę w zakresie skutków biologicznych, wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby, wykorzystując metodę testu mikrojądrowego. Wyniki badań dla śledzi pochodzących z sześciu lokalizacji zagregowano uzyskując ocenę czterech obszarów. **Dobry stan** środowiska określono dla **Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego**, natomiast **stan nieodpowiedni** charakteryzował **wschodni Basen Gotlandzki i Basen Gdański** (rys. III.11).



Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w 2015 r. w zakresie cechy C8 – biologiczne skutki zanieczyszczeń – na podstawie testu mikrojądrowego

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku, w odniesieniu do wyznaczonych akwenów HELCOM, przedstawiono w tab. III.2. Wyniki oceny przedstawiono w rozbiciu na poszczególne cechy, a nawet poszczególne wskaźniki podstawowe (cecha C8 i C9), ponieważ brak 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 2015 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES)

Nazwa akwenu	C1		C6	C5	C8				C9	
	Sukces węgowy bielika	Wskaźnik wielkości ryb			Radionuklidy	Metale ciężkie	Trwałe zanieczyszczenia organiczne	Test mikrojądrowy	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 L232/14, 2.9.2010, 2010/477/UE
- Anon., 2013a, Ustawa z dnia 4 stycznia 2013 o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw, Dz.U. 2013 z dnia 4 lutego 2013 r., poz. 165
- Anon., 2013b, Dyrektywa Rady Europy i Parlamentu Europejskiego 39/2013/WE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniającej 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. 2011 Nr 115, poz. 1229 – zapis wg Dz. U. 2015, poz. 469 1590, 1642, 2295, z 2016 r. poz. 352; 1-224
- Baršienė J., Butrimavičienė L., Grygiel W., Lang T., Michailovas A., Jackūnas T., 2013, Environmental genotoxicity and cytotoxicity in flounder (*Platichthys flesus*), herring (*Clupea harengus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) from chemical munitions dumping zones in the southern Baltic Sea. J. Mar. Env. Res. 96, 56-67
- Burreau S., Zebühr Y., Broman D., Ishaq R., 2006, Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and the northern Atlantic Ocean, Science of The Total Environment, 659–672
- 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
- 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 R., Nausch G., Mohrholz V., Łysiak-Pastuszek E., Seifert T., Matthäus W., Krüger S., Hansen I.S., 2003, Warm waters of summer 2002 in the deep Baltic. Oceanologia 45 (4): 511-592
- Feistel R., Nausch G., Heene T., Piechura J., Hagen E., 2004, Evidence for a warm water inflow into the Baltic Proper in summer 2003. Oceanologia 46 (4), 581-598
- 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
- Fleming-Lehtinen V., Kaartokallio H., Olsonen R., 2011, Water transparency in the Baltic Sea between 1903 and 2008, HELCOM Indicator Fact Sheets 2011; Baltic Marine Environment Protection Commission; online: http://helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover366,2-3366,2-3
- Filipkowska A., 2011, Związki cyanoorganiczne w strefie przybrzeżnej Bałtyku Południowego – wpływ warunków środowiskowych na rozmieszczenie i degradację. Praca doktorska, IO PAN, Sopot 2011

- 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
- GIOŚ, 2010, Przewodniki metodyczne do badań i analiz laboratoryjnych elementów biologicznych wód przejściowych i przybrzeżnych. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2010, 84 str.
- GIOŚ, 2014a, Program monitoringu wód morskich; online: http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Program_monitoringu_wod_morskich_RM.pdf
- GIOŚ, 2014 (b), Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Raport do Komisji Europejskiej; online: https://www.mos.gov.pl/g2/big/2014_04/9cbf6a1fad8785948a0931cadfdf7ce9.pdf
- GIOŚ, 2015, Monitoring ptaków w tym monitoring obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Faza IV lata 2012-2015. Etap II; online: [https://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/raporty?file=files/pliki/RaportMPP4_etap2_zad2&4_zima2013\(3\).pdf](https://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/raporty?file=files/pliki/RaportMPP4_etap2_zad2&4_zima2013(3).pdf)
- GIOŚ, 2016, Monitoring ptaków w tym monitoring obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Sprawozdanie z Monitoringu Ptaków Polski. Etap I. Marki, grudzień 2015; online: <https://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/raporty>
- Giovanardi F., Vollenweider R.A., 2004, Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas, *Journal of Limnology*, 63 (2), 199-218
- Greenstreet S. P. R., Rogers S. I., Rice J.C., Piet G. J., Guirey E.J., Fraser H. M., Fryer R. J., 2011, Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68(1): 1-11
- 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
- Hawkins A.D., Johnston A. D. F., 1978, The hearing of Atlantic salmon – *Salmo salar*. *J. Fish. Biol.* 13, 655-673
- HELCOM, 2003, The Baltic Marine Environment 1999–2002. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 87, 47 pp.
- HELCOM, 2009a, Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region, *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 115B, 148 pp.
- HELCOM, 2009b, 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
- ICES, 2010, Report of the ICES/HELCOM Workshop on Flatfish in the Baltic Sea (WKFLABA), 8 - 11 November 2010, Öregrund, Sweden, ICES CM 2010/ACOM:68, 85 pp.
- ICES, 2013, Report of the Benchmark Workshop on Baltic Multispecies Assessments (WKBALT 2013), 4–8 February 2013, Copenhagen, Denmark, ICES CM 2013/ACOM:43, 399 pp.
- ICES, 2015, EU request to ICES to provide FMSY ranges for selected North Sea and Baltic Sea stocks. [In:] Report of the ICES Advisory Committee, 2015. ICES Advice 2015, Book 6, Section 6.2.3.1.
- ICES, 2016a, *ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion*. EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion, published 13 May 2016, 4pp.
- ICES, 2016b, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24–32 (eastern Baltic stock) (eastern Baltic Sea), published 31 May 2016, 8 pp.
- ICES, 2016c, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Flounder (*Platichthys flesus*) in subdivisions 24 and 25 (west of Bornholm and southwestern central Baltic), published 31 May 2016, 6 pp.
- ICES, 2016d, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Flounder (*Platichthys flesus*) in subdivisions 26 and 28 (east of Gotland and Gulf of Gdansk), published 31 May 2016, 6 pp.
- ICES, 2016e, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Sprat (*Sprattus sprattus*) in subdivisions 22–32 (Baltic Sea), published 31 May 2016, 8pp.
- ICES, 2016f, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 25–29 and 32 (central Baltic Sea, excluding Gulf of Riga), published 31 May 2016, 9 pp.

- 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>
- IMGW-PIB, 2015b, Raport z Rejsu Monitoringowego r/v "Baltica" nr 2-7, 2015; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- IOW, 2015a, IOW Press Release January 7, 2015; online: www.io-warnemuende.de/environmental-monitoring.html
- IOW, 2015b, Leibnitz Institute for Baltic Sea Research Warnemünde – Monitoring Cruise FS "Elisabeth Mann Borgese", Cruise No. EMB-095, 2nd-14th February 2015; online: www.io-warnemuende.de/cruise-reports.html
- IOW, 2015a, IOW Press Release November 25, 2015; online: www.io-warnemuende.de/environmental-monitoring.html
- Isosaari P., Hallikainen A., Kiviranta H., Vuorinen P. J., Parmanne R., Koistinen J., Vartiainen T., 2005, Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, naphthalenes and polybrominated diphenyl ethers in the edible fish caught from the Baltic Sea and lakes in Finland. *Environmental Pollution* 141, 213–225
- Jerkø H., Turunen-Rise I., Enger P.S., Sand O., 1989, Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*). *J. Comp. Physiol. A* 165, 455-459
- 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
- Kraśniewski W., Łysiak-Pastuszek E., Piątkowska Z., 2011, Zmienność parametrów biologicznych. [W:] M. Miętus i M. Sztobryn (red.) Stan środowiska polskiej strefy przybrzeżnej Bałtyku w latach 1986-2005. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2011, 124-133
- Kruk-Dowgiałło L., Kramarska R., Gajewski J. (red.), 2011, Siedliska przyrodnicze polskiej strefy Bałtyku. Głazowisko Ławicy Słupskiej. Wydawcy: Instytut Morski w Gdańsku i Państwowy Instytut Geologiczny – PIB, Gdańsk – Warszawa 2011, ISBN 978-83-62438-09-9: 18-22
- 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.
- Marsh G., Athanasiadou M., Asplund L., 2004, Identification of Hydroxylated and Methoxylated Polybrominated Diphenyl Ethers in Baltic Sea Salmon (*Salmo salar*) Blood. *Environmental. Sciences Technology* 38 (1), 10–18
- Miętus M., Łysiak-Pastuszek E., Zalewska T., Krzyński W. (red.), 2010, Bałtyk Południowy w 2005 roku – Charakterystyka wybranych elementów środowiska. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział Morski w Gdyni, Warszawa 2010, ISBN 978-83-61102-30-4, 171 str.
- Nausch G., Naumann M., Umlauf L., Mohrholz V., Siegel H., 2015, Hydrographic-hydrochemical assessment of the Baltic Sea 2014. *Marine Science Reports* No 96/2015, 91 pp.
- Neubauer G., Meissner W., Chylarecki P., Chodkiewicz T., Sikora A., Pietrasz K., Cenian Z., Betleja J., Gaszewski K., Kajtoch Ł., Lenkiewicz W., Ławicki Ł., Rohde Z., Rubacha S., Smyk B., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P., 2015, Monitoring Ptaków Polski w latach 2013–2015. *Biuletyn Monitoringu Przyrody* 13, 1–92
- Opióła R., Błachowiak-Samołyk K., 1999, Mezozooplankton. [W:] B. Cyberska, Z. Lauer, A. Trzosińska "Warunki środowiskowe polskiej strefy południowego Bałtyku w 1998 roku". Materiały Oddziału Morskiego IMGW, Gdynia 1999, 202-210
- Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L. (red.), 2006, Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głazowiska Rowy przy

- Słowińskim Parku Narodowym. Wyd. Nauk. IM w Gdańsku, Gdańsk 2006, 127 str.
- Osowiecki A., Łysiak-Pastuszak E., Kruk-Dowgiałło L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzymiński W., 2012, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – A preliminary assessment, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41 (3), 1-10, DOI:10.2478/s13545-012-022-2
- OSPAR, 2009, Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, Monitoring and Assessment Series, OSPAR Commission. online: http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/p00461_Background_Doc_CEMP_Assessmt_Criteria_Haz_Subs.pdf
- Postel L., Arístegui J., Hernández-Leon S., Gómez M., Almeida C., Portillo-Hahnfeld A., Montero M. F., Packard T. T., 2009, Seasonal variability in plankton community structure and web food transfer along the salinity gradient of the Baltic sea. *ICES CM* 2009/A:11, 1246, 20 pp.
- Psuty I., Luzeńczyk A., Szymanek L., Szindler-Richert J., Pachur M., Lejk A., 2012, Załącznik 4. Przewodnik metodyczny do przeprowadzenia klasyfikacji oraz wstępnej oceny stanu środowiska morskiego na podstawie ichtiofauny zgodnego z wymaganiami RDSM. MIR-PIB, Gdynia 2012, 35 str.
- Psuty I., Wandzel T., Lejk A.M., Podolska M., Zaporowski R., Smoliński S., Grochowski A., Wodzianowski T., 2014, Przewodnik metodyczny do badań terenowych i analiz laboratoryjnych ichtiofauny w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach monitoringu diagnostycznego ichtiofauny. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2014, 101 str.
- Pyhälä M., Fleming-Lehtinen V., Łysiak-Pastuszak E., Carstens M., Murray C., Andersen J.H., 2013, Eutrophication status of the Baltic sea 2007-2011 – Concise thematic assessment, Helsinki Commission, HELCOM HOD 42/2013
- Pyś-Wolska M., 1997, Mezozooplankton. [W:] B. Cyberska, Z. Lauer, A. Trzosińska "Warunki środowiskowe polskiej strefy południowego Bałtyku w 1997 roku". Materiały Oddziału Morskiego IMGW, Gdynia 1998, 185-191
- Rantakokko P., 2010, Concentrations of organotin compounds in various fish species in the Finnish lake waters and Finnish coast of the Baltic Sea. *Science of The Total Environment* 408(12), 2474-81
- Saniewski M., Zalewska T., 2016, Atmospheric deposition and riverine load of ^{90}Sr and ^{137}Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005 – 2011, *Journal of Environmental Radioactivity* 151, 1-11
- 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
- SMHI, 2015a, Report from the SMHI monitoring cruise with r/v "Aranda", 2015-02-14 – 2015-02-2; online: <http://www.smhi.se/en/publications/cruise-reports-from-the-marine-monitoring/cruise-report-from-r-v-aranda-week-8-2015-1.85099>
- SMHI, 2015b, Report from the SMHI monitoring cruise with r/v "Aranda", 2015-03-16 – 2015-03-23; online: <http://www.smhi.se/en/publications/cruise-reports-from-the-marine-monitoring/cruise-report-from-r-v-aranda-week-12-2015-1.86559>
- SMHI, 2015c, Report from the SMHI monitoring cruise with r/v "Aranda", 2015-04-20 – 2015-04-27; online: <http://www.smhi.se/en/publications/cruise-reports-from-the-marine-monitoring/cruise-report-from-r-v-aranda-week-17-2015-1.88091>
- Trzosińska A., Andruliewicz E. (red.), 1998, Doraźne skutki powodzi 1997 roku w środowisku wodnym Zatoki Gdańskiej i Pomorskiej. Morski Instytut Rybacki, Gdynia 1998, 76 str.
- Warzocha J., 1994, Spatial distribution of macrofauna in the southern Baltic in 1983. *Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni*, 1 (131), 225-237
- Wasmund N., Pollehne F., Postel L., Siegel H., Zettler M.L., 2012, Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2011. *Meereswiss. Ber.*, Warnemünde, 89, 86 pp.
- Wasmund, N., Tuimala J., Suikkanen S., Vandepitte L., Kraberg A., 2011, Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea. *J. Mar. Syst.* 87, 145-159, doi:10.1016/j.jmarsys.2011.03.010
- Zalewska T., Lipska J., 2006, Contamination of the southern Baltic Sea with ^{137}Cs and ^{90}Sr over the period 2000-2004, *Journal of Environmental Radioactivity* 91, 1-14

- Zalewska T., Suplińska M., 2013, Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ecosystem, *Oceanologia* 55 (3), 485-517
- Zalewska T., 2015, Bioindykatory makrofitobentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB, Warszawa 2015, 244 str.
- Zalewska T., Krzymiński W., Smoliński Sz., (red.), 2015, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2014 na tle dziesięciolecia 2004-2013. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2013, ISBN 978-83-61227-53-3, 132 str.
- 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