

**OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2014 NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA
2004-2013**

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 w Olsztynie, 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, Magdalena Kamińska, Violetta Koszuta, Wojciech Kraśniewski, Włodzimierz Krzywiński, Elżbieta Łysiak-Pastuszek, Sérgio das Neves, Aleksandra Orlita, Marta Rybka, Michał Saniewski, Anna Apanel, Jerzy Woron, Tamara Zalewska – Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Oddział Morski w Gdyni;

Joanna Całkiewicz, Adam Grochowski, Anna Luzeńczyk, Marzenna Pachur, Iwona Psuty, Szymon Smoliński, Katarzyna Spich, Lena Szymanek – Morski Instytut Rybacki – PIB, Gdynia.

Pod redakcją:

Tamary Zalewskiej, Włodzimierza Krzywińskiego i Szymona Smolińskiego

Zdjęcia:

Wiesława Cielątkowska, Elżbieta Łysiak-Pastuszek, Szymon Smoliński, Tamara Zalewska

Korekta:

Beata Danowska



©Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2015 r.
ISBN 978-83-61227-53-3, nakład 300 egz.

Spis treści

Wprowadzenie	5
I. Wody przejściowe i przybrzeżne – Ramowa Dyrektywa Wodna	7
I.1. Wstęp	9
I.2. Województwo warmińsko-mazurskie	11
I.3. Województwo pomorskie	17
I.4. Województwo zachodniopomorskie	24
II. Wody otwartego morza – Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej	37
II.1. Wstęp	39
II.2. Ogólne warunki hydrologiczne/hydrograficzne	43
2.1. Temperatura wody morskiej	43
2.2. Zasolenie	44
2.3. Odczyn wody morskiej	46
2.4. Ekspozycja na fale	49
2.5. Mieszanie wód	52
2.6. Wymiana wód i prądy morskie	54
II.3. Cechy stanu	57
3.1. Różnorodność biologiczna	57
3.2. Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb	61
3.3. Łańcuchy pokarmowe	71
3.3.1. Fitoplankton	71
3.3.2. Zooplankton	75
3.4. Integralność dna morskiego	79
3.4.1. Fitobentos	79
3.4.2. Zoobentos	81
II.4. Cechy presji	87
4.1. Eutrofizacja	87
4.2. Substancje niebezpieczne, efekty biologiczne zanieczyszczeń, substancje szkodliwe w rybach przeznaczonych do konsumpcji	102
<i>Radionuklidy</i>	103
<i>Metale ciężkie</i>	106
<i>Trwałe zanieczyszczenia organiczne</i>	112
<i>Test mikrojądrowy</i>	118
III Podsumowanie	121

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), która nakłada obowiązek kontroli i oceny stanu obszarów wód przejściowych, tj. obszarów, w których obserwowany jest znaczny wpływ wód lądowych, oraz obszarów wód przybrzeżnych we wszystkich morzach europejskich, w tym w Morzu Bałtyckim. Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM – 2008/56/WE) z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawia ramy działań Wspólnoty 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 dla poprawy stanu ekosystemu Bałtyku, jeżeli uznany jest on za nieodpowiedni.

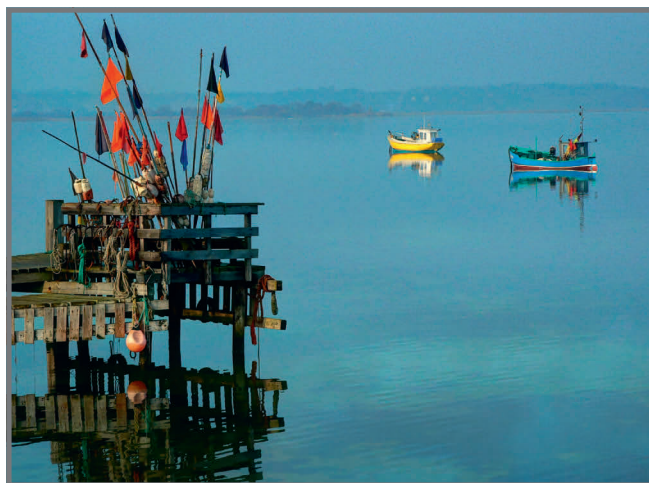
W niniejszym tomie prezentujemy kolejne opracowanie oceny stanu środowiska morskiego polskich obszarów morskich w odniesieniu do wód przejściowych i przybrzeżnych (część I) oraz morza otwartego (część II). Ocena za rok 2014 została przygotowana na podstawie danych pomiarowych zgromadzonych w tym właśnie roku, które zostały odniesione do dziesięciolecia poprzedzającego rok oceny.

Wody przejściowe i przybrzeżne

■ – Ramowa Dyrektywa Wodna

I.1. Wstęp

Wraz z akcesją do Unii Europejskiej Polska przyjęła szereg zobowiązań związanych z dostosowaniem prawodawstwa krajowego do przepisów wspólnotowych. Realizacja programu monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych oraz ocena ich stanu ekologicznego, chemicznego i ogólnego jest etapem wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej w naszym kraju. Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2014 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” (Dz. U. 2014 poz. 1482), które wymaga dokonania oceny stanu/potencjału ekologicznego, stanu chemicznego i stanu ogólnego wód.



Badania przeprowadzone w 2014 r., podobnie jak w latach poprzednich, wykonano we wszystkich typach wód powierzchniowych w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15 listopada 2011 r. „W sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych” (Dz.U. Nr 258, poz.1550).

Klasyfikacja stanu/potencjału ekologicznego jednolitych części wód oparta została o zestaw elementów biologicznych i wspierających je parametrów fizykochemicznych. Ocenę stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych, strefy przylegającej do granic województw pomorskiego, zachodniopomorskiego i warmińsko-mazurskiego oparto przede wszystkim na wskaźnikach biologicznych takich jak chlorofil-a, multimetryczny indeks B dla makrobezkręgowców bentosowych oraz wskaźnik SI dla ichtiofauny.

Program monitoringu ichtiofauny w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej Bałtyku jest nowym elementem w realizacji zadań wynikających z wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej UE, dlatego – w celu szerszego zapoznania odbiorców – przedstawiamy jego główne zasady. Program realizowany jest przez Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy. Na obszarze wód przejściowych i przybrzeżnych prowadzone są dedykowane połowy badawcze; w latach 2014-2016 zaplanowane zostały dwukrotne połowy w sześciu jednolitych częściach wód przejściowych: Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki i Zalew Szczeciński oraz jednorazowe połowy w dwóch wybranych punktach strefy przybrzeżnej.

Dedykowane połowy prowadzone z użyciem dwóch rodzajów narzędzi: nordycka sieć stawna, przystosowana do połowów w strefie przybrzeżnej morza, oraz włók denny, wykorzystywany obecnie tylko w obszarze Ujścia Wisły Przekop. Połowy badawcze odbywają się od 25 lipca do 31 sierpnia zgodnie z metodyką określoną w opracowaniu „Przewodnik metodyczny do badań terenowych i analiz laboratoryjnych ichtiofauny w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach monitoringu diagnostycznego ichtiofauny” wydanym przez Bibliotekę Monitoringu Środowiska w 2014 r.

W ocenie stanu ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb, zastosowany został indeks stanu ichtiofauny (SI), złożony z szeregu wskaźników cząstkowych. Z powodu wysokiej różnorodności struktury ichtiofauny w polskich wodach przejściowych, dla każdej jednolitej części wód (JCW) wybrano zestaw wskaźników cząstkowych najlepiej charakteryzujących dany akwen. We wskaźnikach uwzględniono następujący zakres danych z połowów badawczych:

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

Do końcowej oceny wykorzystano zestaw wskaźników cząstkowych, uwzględniających zakres niezbędnych danych ustalonych wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej UE i prawa polskiego. Dla prawidłowej interpretacji

wyników, w nawiasach podano nazwy skrótowe poszczególnych wskaźników cząstkowych, które zostały użyte w tabelach:

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

Poszczególnym wskaźnikom cząstkowym przypisane zostały kategorie/rangi (1, 2 lub 3). Przyporządkowanie wskaźników cząstkowych do określonej kategorii/rang wynika z wiedzy eksperckiej o ekologii i biologii poszczególnych grup lub gatunków ryb w kontekście wpływu presji.

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

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

gdzie: W1, W2, W3 - wartość (w pięciostopniowej skali) użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3; n1, n2, n3 - liczba użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3.

Referencyjna wartość wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) dla sześciu jednolitych części wód została określona w 2014 r. na poziomie SI=5. Jednocześnie stanowi ona maksymalną 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. 1).

Tabela 1. Zakresy wartości indeksu SI ichtiofauny i EQR dla poszczególnych klas oceny stanu ekologicznego wód przejściowych

Stan ekologiczny	Zakres SI	Zakres EQR
Bardzo dobry	4,4-5	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 wód przejściowych w 2014 r. przeprowadzono w sześciu jednolitych częściach wód przejściowych: Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki oraz Zalew Szczeciński. Wyznaczone wartości wskaźników cząstkowych oraz indeksu SI, jak również ocenę stanu na podstawie ichtiofauny zamieszczono w rozdziałach dotyczących poszczególnych województw nadmorskich.

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

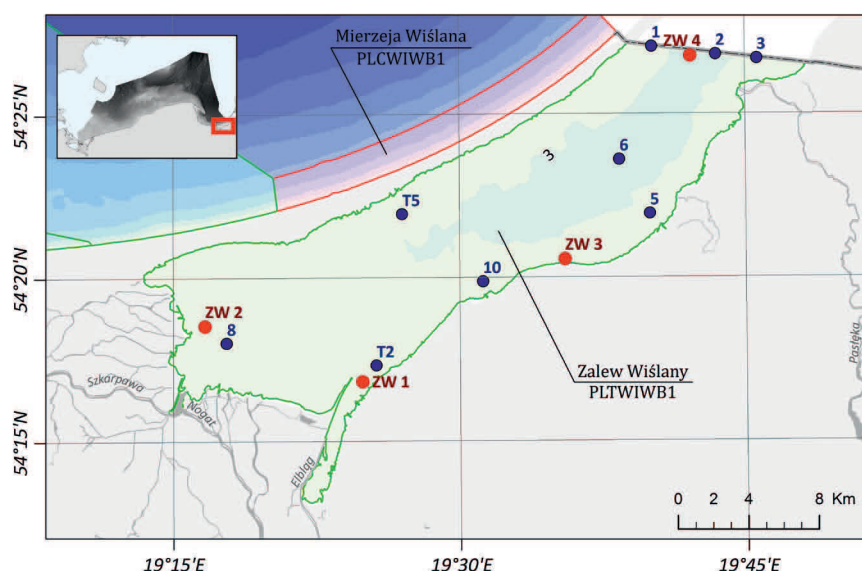
I.2. Województwo warmińsko-mazurskie



Na terenie województwa warmińsko-mazurskiego zlokalizowana jest 1 jednolita część wód przejściowych – Zalew Wiślaný (PLTW I WB 1). W 2014 r. badania polskiej części Zalewu Wiślanego, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, prowadzono w 1 punkcie pomiarowo-kontrolnym, na który składało się 9 stanowisk badawczych. Wykonano badania w zakresie monitoringu diagnostycznego (3 stanowiska), monitoringu operacyjnego i badawczego (9 stanowisk) oraz monitoringu obszarów chronionych (rys. 2.1).

Ocenę jakości wód przygotowano w oparciu o wytyczne Głównego Inspektora Ochrony Środowiska oraz Rozporządzenie Ministra Środowiska z 22 października 2014 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. z 2014 r. poz. 1482). Oceniając jakość wód wykorzystano wyniki badań z 2014 r., a w uzasadnionych przypadkach skorzystano z zasady dziedziczenia oceny z lat poprzednich.

Zgromadzone dane pozwoliły na wykonanie oceny stanu ekologicznego, stanu chemicznego oraz ogólnej oceny stanu Zalewu Wiślanego w 2014 r.



Rys. 2.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w obszarze Zalewu Wiślanego w 2014 r.; kolor niebieski – ppk monitoringu fitoplanktonu i elementów fizykochemicznych, kolor czerwony – stacje monitoringu ichtiofauny

Ocena stanu ekologicznego

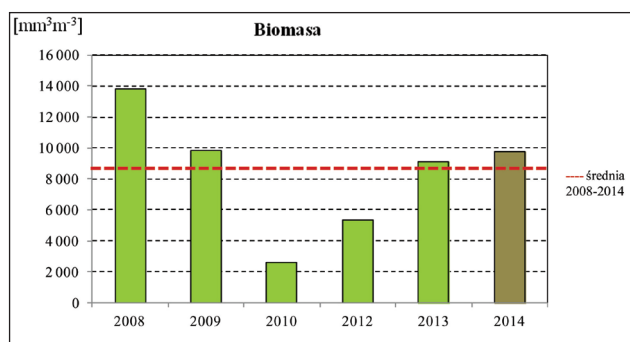
Ocena elementów biologicznych została wykonana w oparciu o wyniki badań fitoplanktonu i chlorofilu-a (z 2014 r.), makrobezkręgowców bentosowych (z 2013 r.) oraz ichtiofauny (z 2014 r.). W 2014 r. Inspektorat w Olsztynie – Delegatura w Elblągu prowadziła również badania makroglonów i okrytozależkowych, przy czym ten element jakości nie został uwzględniony w ocenie, ze względu na brak odpowiedniego indeksu makrofitytów i ustalonych wartości granicznych dla Zalewu Wiślanego.

Badania fitoplanktonu w 2014 r. zostały wykonane na 9 stanowiskach pomiarowych (rys. 2.1), w okresie od stycznia do listopada. Po raz pierwszy próbki wody zostały pobrane w okresie zimowym, w styczniu. Wielkość średniej biomasy (bioobjętości) obliczono w oparciu o wyniki z całego sezonu badawczego.

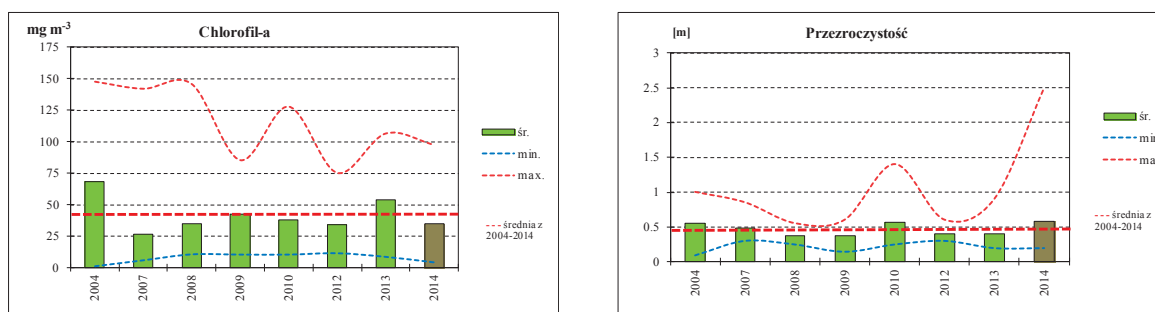
Skład gatunkowy fitoplanktonu w 2014 r. był uboższy, niż w roku poprzednim. W pobranych próbkach oznaczono 7 grup (Chlorophyta, Cyanophyta, Bcillariophyceae, Dinophyta, Cryptophyta, Chlorophyta, Euglenophyta oraz Ciliophora) i 93 taksony (w 2013 r. stwierdzono 111 taksonów). Najliczniej reprezentowane były Chlorophyta (32 gatunki), Cyanophyta (24 gatunki) i Bcillariophyceae (23 gatunki). Bioobjętość fitoplanktonu zmieniała się sezonowo, a zdecydowane maksimum osiągnęła w czerwcu ($21\,188,96\text{ mm}^3\text{ m}^{-3}$). Największą średnią bioobjętość uzyskały Cyanophyta ($3\,768,76\text{ mm}^3\text{ m}^{-3}$), wśród których gatunkiem dominującym była *Anabaena flos-aquae* ($1\,539,99\text{ mm}^3\text{ m}^{-3}$). Średnia bioobjętość z sezonu badawczego 2014 wyniosła $9753,33\text{ mm}^3\text{ m}^{-3}$ (rys. 2.2).

Średnie stężenie chlorofilu-a w wysokości $34,57\text{ mg m}^{-3}$ [$= 34,57\text{ }\mu\text{g dm}^{-3}$] zakwalifikowało wskaźnik do IV klasy (stan umiarkowany).

Rozwój fitoplanktonu jest jednym z czynników kształtujących przezroczystość wód zbiornika. W 2014 r. po raz pierwszy od 1994 r., tj. od momentu rozpoczęcia badań wód Zalewu Wiślanego przez Inspektorat, odnotowano wysokie wartości przezroczystości wód. W listopadzie na stanowisku 2 przezroczystość wód wyniosła 2,5 m, natomiast na stanowisku 5 i 6 odpowiednio 1,90 i 1,95 m, co uwidoczniło się w średniej rocznej (rys. 2.3).



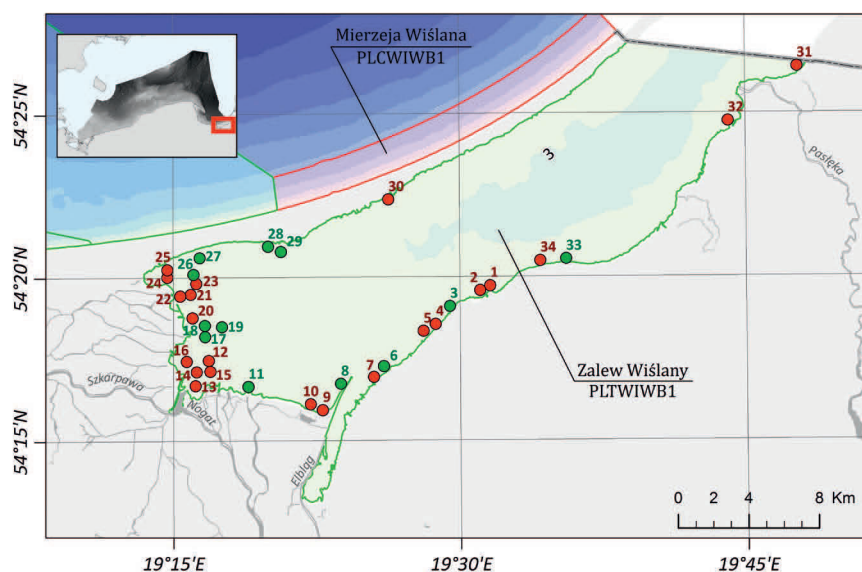
Rys. 2.2. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008-2014 (średnie z sezonu badawczego)



Rys. 2.3. Zmiany zawartości chlorofilu-a i przezroczystości w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2004-2014 (średnie roczne)

W 2014 r. badania **makroglonów i okrytozależkowych** w Zalewie Wiślanym wykonano dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym, w czerwcu i we wrześniu, na 34 stanowiskach (rys. 2.4). Występowanie roślin stwierdzono na 22 stanowiskach w czerwcu – oznaczono 10 taksonów i na 4 stanowiskach we wrześniu – oznaczono 2

taksony. Liczba taksonów na poszczególnych stacjach wahała się od 1 do 7. Stanowiskiem o największej różnorodności było stanowisko 25 (7 taksonów), znajdujące się w rejonie Kątów Rybackich (Zatoka Kącka). Najliczniej występującym gatunkiem, zarówno w czerwcu, jak i we wrześniu był *Potamogeton pectinatus*.



Rys. 2.4. Lokalizacja stanowisk badania makroglonów i okrytozależek w wodach Zalewu Wiślanego w 2014 r.; kolor czerwony – stwierdzono obecność roślin, kolor zielony – brak roślinności

Monitoring ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2014 r. przeprowadzono na 4 stanowiskach (rys. 2.1). Do charakterystyki zbiorowisk ryb zastosowany został indeks stanu ichtiofauny (SI), złożony z szeregu wskaźników częściowych. Z powodu wysokiej różnorodności struktury ichtiofauny w polskich wodach przejściowych, dla każdej Jednolitej Części Wód (JCW) wybrano zestaw wskaźników częściowych najlepiej charakteryzujących dany akwen. Zakresy wskaźników częściowych – składowych indeksu SI – oraz klasyfikację stanu dla Zalewu Wiślanego przedstawiono w tab. 2.1, a wyniki klasyfikacji wskaźników w 2014 r. w tab. 2.2.

Tabela 2.1. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników częściowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Wiślanego

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

*CPUE – średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego, odpowiednio: dużych ryb (gatunku kluczowego), etc.

Tabela 2.2. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2014 r.

Wskaźnik	2014	Klasa
CPUE duże ryby	2,8	3
CPUE okoń	10,1	2
CPUE drapieżniki	13,1	1
Liczba gatunków	4	4
% okoń>2	78,0	5

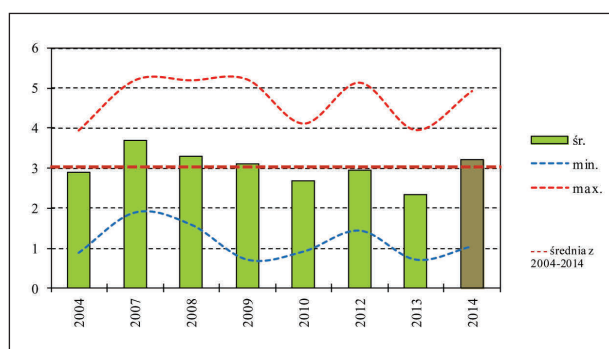
Wartość wyznaczonego na podstawie danych z 2014 r. **indeksu SI wyniosła 2,75** (EQR=0,55), co odpowiada klasie 3 – **stan umiarkowany**.

Klasyfikując elementy biologiczne wykorzystano zasadę dziedziczenia oceny makrobezkręgowców bentosowych z 2013 r. (klasa V, stan zły). Wobec powyższego **elementom biologicznym przypisano klasę V – stan zły**.

Ocena elementów hydromorfologicznych. Zgodnie z przyjętą zasadą nadawania I klasy wodom niewyznaczonym, jako sztuczne lub silnie zmienione w zakresie elementów hydromorfologicznych, Zalewowi Wiślanemu przypisano **I klasę (stan bardzo dobry)** stanu elementów hydromorfologicznych.

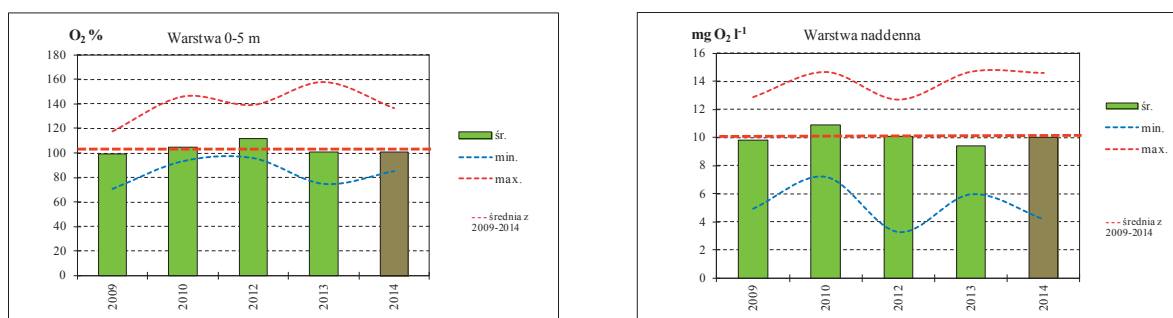
Ocena elementów fizykochemicznych. W 2014 r. badania wskaźników fizykochemicznych w Zalewie Wiślanym prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych, w okresie od stycznia do listopada.

Zasolenie wód akwenu kształtowane jest przez panującą sytuację hydrologiczną. Wiosną następuje zasilanie wodami rzecznyymi, jesienią i zimą słonymi wodami z Zatoki Gdańskiej. Długookresowe zmiany zasolenia pokazały wzrost zasolenia wód Zalewu w 2007 r., po którym nastąpił powolny spadek. Rok 2014 był ponownie rokiem wzrostu zasolenia wód. Średnie roczne zasolenie – 3,2 (PSS'78) – było wyższe od średniej z lat 2004-2014 (3,0).



Rys. 2.5. Zmiany zasolenia (PSS'78) wód Zalewu Wiślanego w latach 2004-2014 (średnie roczne)

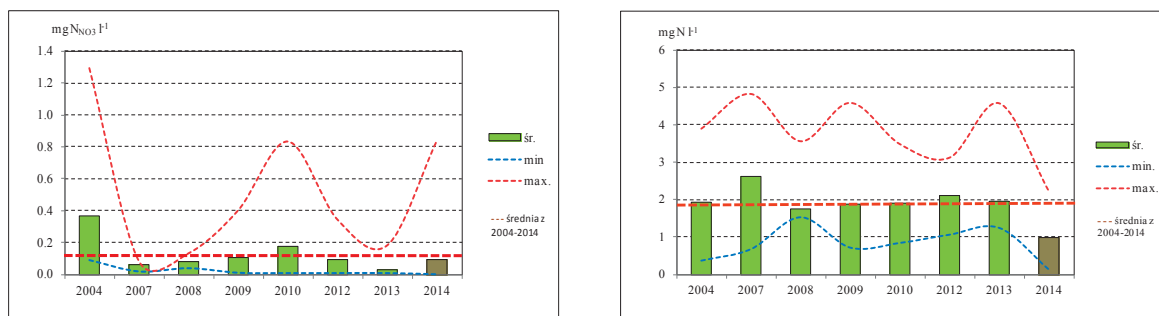
Natlenienie wód akwenu kształtują czynniki klimatyczne oraz intensywność produkcji pierwotnej. Zakwitom fitoplanktonu towarzyszą okresy wysokiego natlenienia warstwy powierzchniowej, po których występują niskie stężenia tlenu rozpuszczonego w warstwie naddennej. Średnie stężenie tlenu w warstwie naddennej, w latach 2009-2014, wyniosło 10,0 mg l⁻¹. Wartości minimalne mieściły się w przedziale 3,3-7,2 mg l⁻¹. Średnie roczne nasycenie tlenem wód utrzymuje się w Zalewie na poziomie 100%. Wartości maksymalne zawierały się w zakresie 118–157%. Warunki tlenowe w 2014 r. nie odbiegały od panujących w latach poprzednich.



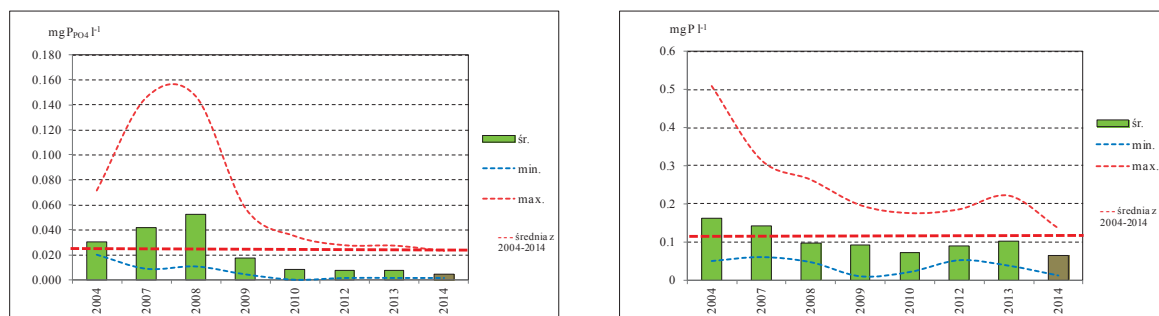
Rys. 2.6. Zmiany natlenienia wód Zalewu Wiślanego w latach 2009-2014 (średnie roczne)

Zawartość związków biogennych w wodach Zalewu wykazuje wyraźną sezonowość. Maksymalne stężenia notowane są zimą i wczesną wiosną. W trakcie wykonanych w 2014 r. badań zimowych (w styczniu) stwierdzono wysokie wartości stężeń azotu ogólnego; zawierały się w zakresie 0,121 – 1,417 mg N l⁻¹ i azotu azotanowego (zakres stężeń 0,262 – 0,754 mg N-NO₃ l⁻¹). Najwyższe stężenia związków fosforu oznaczono w listopadzie. Zakresy stężeń wyniosły odpowiednio w przypadku fosforu ogólnego 0,042–0,113 mg P l⁻¹ i fosforanów 0,0069–0,0163 mg P-PO₄ l⁻¹.

W 2014 r. średnie wartości stężeń związków biogennych były niższe od średniej z wielolecia.



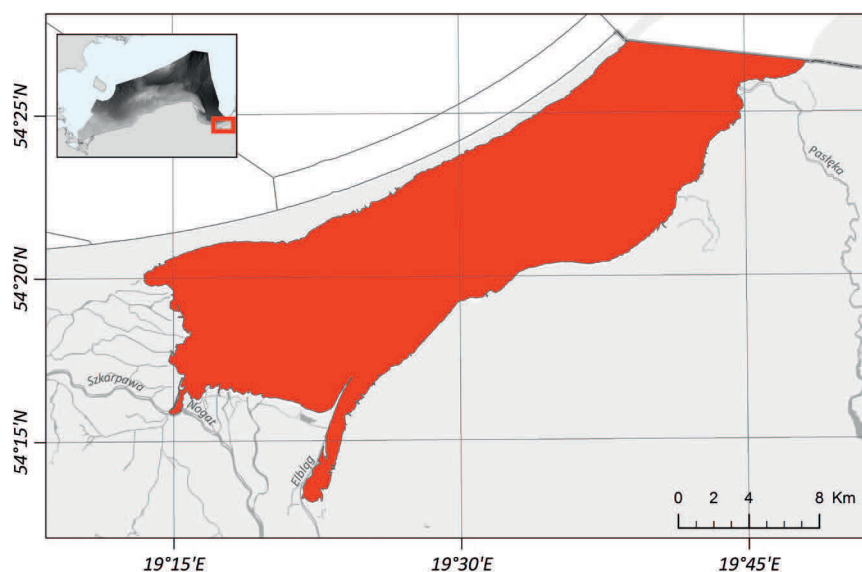
Rys. 2.7. Zmiany zawartości związków azotu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2004-2014 (średnie roczne)



Rys. 2.8. Zmiany zawartości związków fosforu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2004-2014 (średnie roczne)

Otrzymane wyniki badań sklasyfikowały **elementy fizykochemiczne poniżej stanu dobrego (PSD)** ze względu na wartości przezroczystości, tlenu rozpuszczonego nad dnem, nasycenia tlenem wód, ogólnego węgla organicznego, odczynu wód i azotu ogólnego.

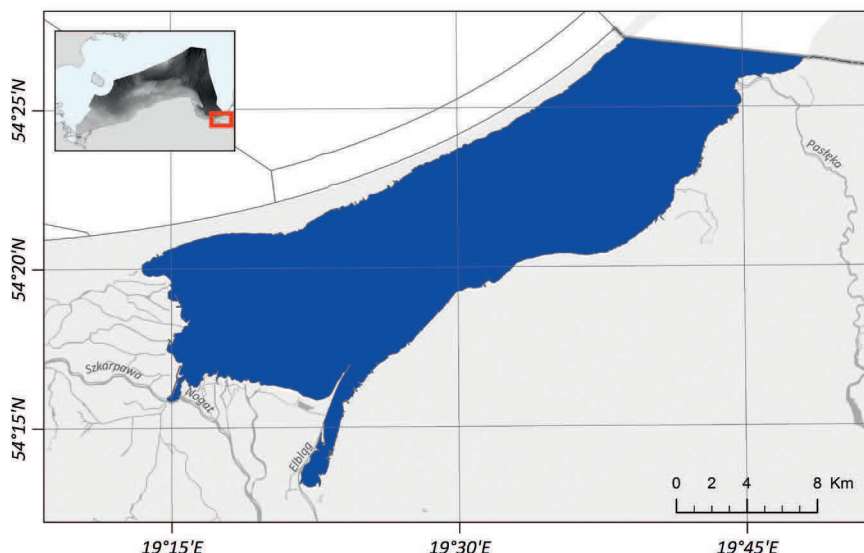
Stan ekologiczny jednolitej części wód przejściowych Zalew Wiślany oceniono w 2014 r. jako **zły**, z uwagi na wartości wskaźników biologicznych (V klasa) i fizykochemicznych (rys. 2.9).



Rys. 2.9. Ocena stanu ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2014 r.

Ocena stanu chemicznego

W 2014 r. zostały wykonane badania wskaźników charakteryzujących występowanie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (zgodnie z wykazem zamieszczonym w załączniku nr 1 do rozporządzenia Ministra Środowiska z 16 grudnia 2013 roku zmieniającym 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 diagnostycznych – 2, 6, 8; rys. 2.1). Żaden z badanych wskaźników nie przekroczył środowiskowych norm jakości stężeń średniorocznych i maksymalnych. Wobec powyższego wodom Zalewu Wiślanego przypisano **dobry stan chemiczny**.



Rys. 2.10. Ocena stanu chemicznego Zalewu Wiślanego w 2014 r.

Ocena obszarów chronionych wykonana w 2014 r. dla jednolitej części wód Zalew Wiślany w zakresie spełnienia wymagań obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację, wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych, wykazała niespełnianie wymagań w tym zakresie – **stan zły**.

Podsumowanie

Ocena stanu wód jest wynikiem ocen stanu ekologicznego i stanu chemicznego oraz uwzględnia ocenę obszarów chronionych. W 2014 r. stwierdzono **zły stan wód** Zalewu Wiślanego (tab. 2.3).

Tabela 2.3. Wyniki oceny jakości wód Zalewu Wiślanego w 2014 r.

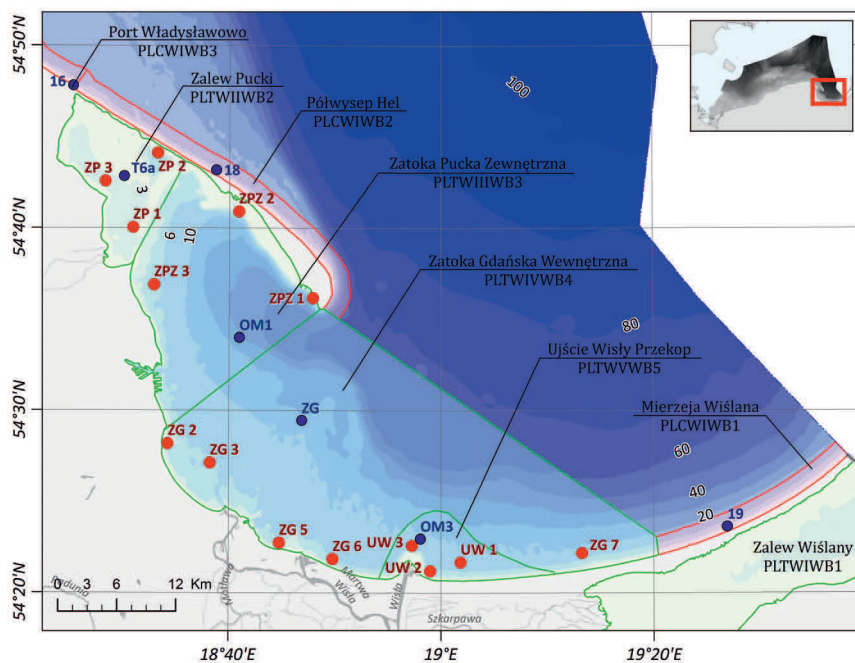
Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne	STAN EKOLOGICZNY	STAN CHEMICZNY	OBSZARY CHRONIONE	STAN JCWP	
Fitoplankton		V	I	PSD	II	ZŁY	DOBRY	N	ZŁY
Chlorofil-a	V klasa – stan zły								
Makrobezkręgowce bentosowe									
Indeks B	V klasa – stan zły								
Ichtiofauna									
Indeks SI	III klasa – stan umiarkowany								

PSD – poniżej stanu dobrego ze względu na wartości przezroczystości, tlenu rozpuszczonego nad dnem, nasycenia wód tlenem, ogólnego węgla organicznego, odczynu i azotu ogólnego

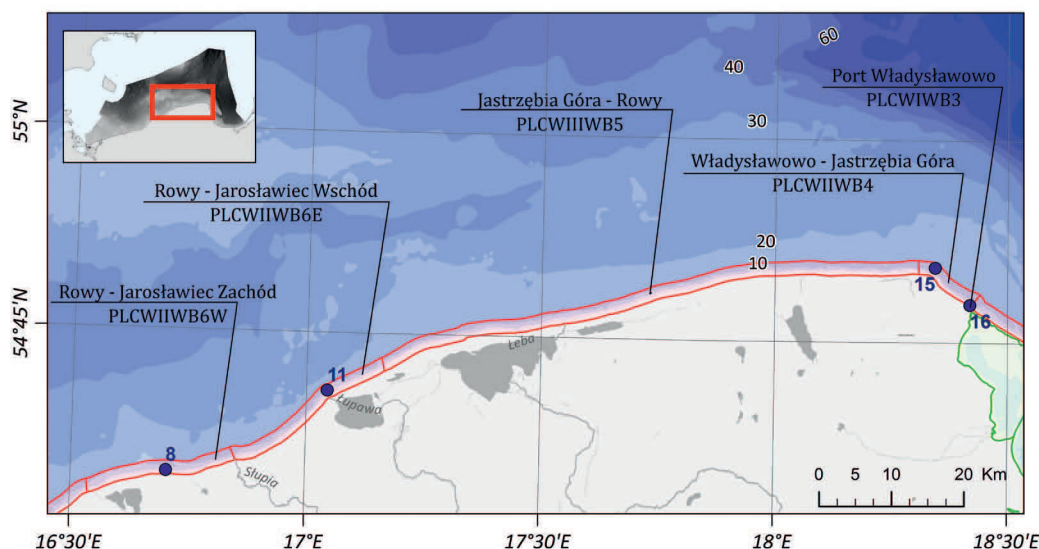
I.3. Województwo pomorskie



Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku realizując założenia programowe Państwowego Monitoringu Środowiska w latach 2013-2015, przeprowadził w roku 2014 badania wód przejściowych w obrębie czterech jednolitych części wód (JCWP): Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły oraz siedmiu przybrzeżnych jednolitych części wód: Rowy-Jarosławiec Zachód, Rowy-Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra-Rowy, Władysławowo-Jastrzębia Góra, Port Władysławowo, Półwysep Hel i Mierzeja Wiślana. Badania przeprowadzone w 2014 r. dla wód 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. Nr 258, poz.1550). Obszar objęty badaniami przedstawiają rys. 3.1 i 3.2.



Rys. 3.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w jednolitych częściach wód przejściowych województwa pomorskiego, objętych badaniami w roku 2014; kolor niebieski – monitoring fitoplanktonu i elementów fizykochemicznych, kolor czerwony – monitoring ichtiofauny



Rys. 3.2. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w jednolitych częściach wód przybrzeżnych województwa pomorskiego, objętych badaniami w roku 2014

Biorąc pod uwagę wyniki badań przeprowadzonych w 2014 r., a także ocenę z dziedziczonych danych z poprzednich lat, wykonano ocenę stanu chemicznego i ekologicznego dla jedenastu jednolitych części wód. Podstawę oceny jednolitej części wód stanowią wyniki z wszystkich stanowisk pomiarowych, przy czym jedno ze stanowisk zawsze pełni rolę reprezentatywnego punktu pomiarowo-kontrolnego (ppk). Badania przeprowadzone zostały wg programu monitoringu operacyjnego i badawczego.

Ocenę jakości wód powierzchniowych przejściowych i przybrzeżnych za rok 2014 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 (Dz. U. 2014 poz. 1482).

Ocena stanu ekologicznego

Ocena elementów biologicznych. Spośród wskaźników biologicznych do oceny wzięto pod uwagę wyniki badań chlorofilu-a, biomasy fitoplanktonu, makroglonów, makrobezkręgowców bentosowych oraz ichtiofauny. Żaden z elementów biologicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Monitoring ichtiofauny wód przejściowych województwa pomorskiego w 2014 r. przeprowadzono w 4 częściach wód: Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Zatoka Pucka Zewnętrzna oraz Zalew Pucki (rys. 3.1). Stosowanymi narzędziami połowu były włók denny (Ujście Wisły), a w pozostałych częściach wód – nordycka sieć badawcza, przystosowana do połowów w strefie przybrzeżnej.

Do charakterystyki zbiorowisk ryb zastosowany został indeks stanu ichtiofauny (SI), złożony z szeregu wskaźników cząstkowych (zob. „Wstęp”). Z powodu wysokiej różnorodności struktury ichtiofauny w polskich wodach przejściowych, dla każdej Jednolitej Części Wód (JCW) wybrano zestaw wskaźników cząstkowych najlepiej charakteryzujących dany akwen. Zakresy wskaźników cząstkowych – składowych indeksu SI – oraz klasyfikację stanu dla poszczególnych części wód przedstawiono w tab. 3.1, 3.3, 3.5 i 3.7, a wyniki klasyfikacji wskaźników w 2014 r. odpowiednio w tab.3.2, 3.4, 3.6 i 3.8.

Tabela 3.1. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej

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

*CPUE - średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego, odpowiednio: dużych ryb (gatunku kluczowego), etc.

Tabela 3.2. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej w 2014 r.

Wskaźnik	2014	Klasa
CPUE duże ryby	3,2	3
CPUE okoi	4,1	1
CPUE stornia	154,1	5
CPUE drapiezniki	6,6	1
Liczba gatunkoi	2	2
%stornia>3	48,0	5

Wartość indeksu SI wyznaczonego na podstawie danych z 2014 r. dla wód **Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej** wyniosła 2,50 (EQR=0,50), co odpowiada klasie 3 – **stan umiarkowany**.

Tabela 3.3. 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 drapiezniki	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
Liczba gatunkoi	≥ 6	4-5	3	2	1
%okoi>3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela 3.4. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej w 2014 r.

Wskaźnik	2014	Klasa
CPUE duże ryby	1,8	2
CPUE okoi	7,9	1
CPUE stornia	73,0	3
CPUE drapiezniki	10,7	2
Liczba gatunkoi	2	2
%okoi>3	14,5	3

Wartość indeksu SI wyznaczonego na podstawie danych z 2014 r. dla wód **Zatoki Puckiej Zewnętrznej** wyniosła 2,07 (EQR=0,41), co odpowiada klasie 2 – **stan słaby**.

Tabela 3.5. 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 okoń	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE drapieżniki	≥ 150	75-149,9	25-74,9	12,5-24,9	0-12,4
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
%okoń>3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela 3.6. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Puckiego w 2014 r.

Wskaźnik	2014	Klasa
CPUE duże ryby	0,3	1
CPUE okoń	4,7	1
CPUE drapieżniki	4,7	1
Liczba gatunków	3	3
%okoń>3	5,4	2

Wartość indeksu SI wyznaczonego na podstawie danych z 2014 r. dla wód **Zalewu Puckiego** wyniosła 1,58 (EQR=0,32), co odpowiada klasie 2 – **stan słaby**.

Tabela 3.7. 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 okoń	≥ 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 drapieżniki	≥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 3.8. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Ujścia Wisły w 2014 r.

Wskaźnik	2014	Klasa
CPUE duże ryby	0,3	1
CPUE okoń	0,0	1
CPUE stornia	228,0	4
CPUE drapieżniki	0,5	1
Liczba gatunków	3	3
%stornia>3	2,8	1

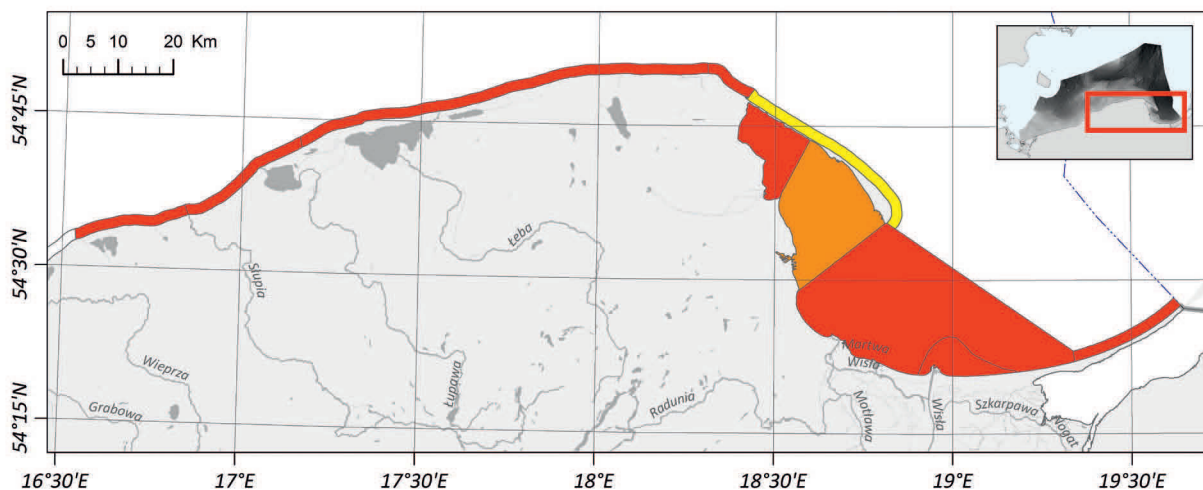
Wartość indeksu SI wyznaczonego na podstawie danych z 2014 r. dla wód **Zalewu Puckiego** wyniosła 1,86 (EQR=0,37), co odpowiada klasie 2 – **stan słaby**.

Stan elementów biologicznych dla wód przejściowych (z wyjątkiem Zatoki Puckiej Zewnętrznej - IV klasa) oraz przybrzeżnych (z wyjątkiem Półwyspu Helskiego – III klasa) ze względu na wartość wskaźnika chlorofil-a oceniony został jako **zły** (tab. 3.9). Zły stan biologiczny potwierdziły wyniki badań makrobezkręgowców bentosowych dla dwóch części wód: Zalewu Puckiego i Portu Władysławowo.

Ocena elementów hydromorfologicznych. Zgodnie z definicją Ramowej Dyrektywy Wodnej art. 2 ust. 9, elementy hydromorfologiczne sklasyfikowane dla I klasy jakości wód powierzchniowych muszą odpowiadać całkowicie warunkom fizycznie niezakłóconym działalnością człowieka. Elementy hydromorfologiczne we wszystkich częściach wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego, z wyjątkiem Portu Władysławowo (silnie zmieniona część wód na skutek fizycznego oddziaływania człowieka), sklasyfikowano na poziomie I klasy – **stan bardzo dobry**.

Ocena elementów fizykochemicznych. Elementy hydromorfologiczne wraz elementami fizykochemicznymi są elementami wspierającymi ocenę biologiczną i wraz z nią wyznaczają stan ekologiczny wód przybrzeżnych. W grupie wskaźników fizykochemicznych, za niską ocenę odpowiadały złe warunki fizyczne (przezroczystość wód – widzialność krążka Secchiego), warunki tlenowe (przesycenie tlenem dla 3 JCW) oraz substancje biogenne (azot ogólny, azot azotanowy, azot mineralny, fosforany i fosfor ogólny). Elementy fizykochemiczne z grupy substancji szczególnie szkodliwych były dziedziczone z lat 2011 i 2012 i zostały ocenione na poziomie klasy II – **stan dobry**.

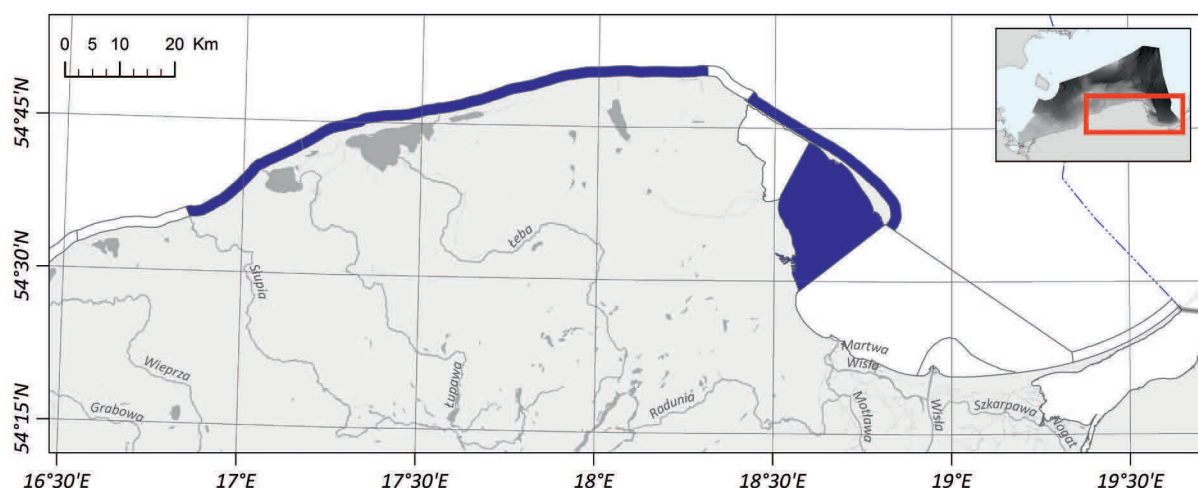
W **ocenie stanu ekologicznego** uwzględnia się biologiczne, hydromorfologiczne i fizykochemiczne elementy jakości wód. O **złym stanie ekologicznym** wód przejściowych (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły) oraz przybrzeżnych (Rowy-Jarosławiec Zachód, Rowy-Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra-Rowy, Władysławowo - Jastrzębia Góra, Port Władysławowo, Mierzeja Wiśłana) zdecydowały głównie elementy biologiczne (chlorofil-a – V klasa) (rys. 3.3, tab. 3.9). **Umiarkowany stan ekologiczny** osiągnęła jedynie część wód przybrzeżnych **Półwysp Hel** (rys. 3.3, tab. 3.9). Natomiast **słaby stan ekologiczny dla Zatoki Puckiej Zewnętrznej** określono głównie na podstawie wyników badań ichtiofauny (rys. 3.3, tab. 3.9).



Rys. 3.3. Ocena stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego badanych w roku 2014; kod kolorystyczny RDW: stan bardzo dobry – niebieski (nie występuje), stan dobry – zielony (nie występuje), stan umiarkowany – żółty, stan słaby – pomarańczowy i stan zły - czerwony

Ocena stanu chemicznego

Ocenę stanu chemicznego przeprowadzono na podstawie wyników dziedziczonych z roku 2011 i na tej podstawie **stan jednolitych części wód**: Zatoka Pucka Zewnętrzna, Rowy-Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra – Rowy i Półwysp Hel uznano za **dobry** (rys. 3.4).



Rys. 3.4. Ocena stanu chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego wg danych dziedzicznych z 2011 r.

Ocena obszarów chronionych

Wszystkie badane w roku 2014 jednolite części wód w obrębie województwa pomorskiego, z wyjątkiem Portu Władysławo, występowały na obszarach chronionych Natura 2000.

W 2014 r., ze względu na niespełnianie wymagań dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację, wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych, **stan obszarów chronionych** oceniono jako **zły**.

Podsumowanie

Realizując założenia programowe Państwowego Monitoringu Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku przeprowadził w roku 2014 badania jedenastu jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych. Badania przeprowadzone zostały wg programu monitoringu operacyjnego i badawczego.

Głównie ze względu na zawartość chlorofilu-a stan biologiczny wód oceniony został jako zły. Wspierające ocenę biologiczną elementy fizykochemiczne zaklasyfikowane zostały poniżej stanu dobrego. Z uwagi na zły stan elementów biologicznych i fizykochemicznych, **wody przejściowe i przybrzeżne województwa pomorskiego**, z wyjątkiem dwóch jednolitych części wód: Zatoka Pucka Zewnętrzna i Półwysep Helski, prezentowały **zły stan ogólny oraz ekologiczny** (tab. 3.9).

Tabela 3.9. Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych badanych w roku 2014 w województwie pomorskim

Nazwa ocenianej JCWP	Elementy biologiczne	Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Elementy fizykochemiczne – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STAN CHEMICZNY	OBSZARY CHRONIONE	STAN JCWP
Zalew Pucki	V	I	PSD	II*	ZŁY	–	N	ZŁY
Zatoka Pucka Zew.	IV	I	PSD	II*	SŁABY	DOBRY*	N	ZŁY
Zatoka Gdańska Wew.	V	I	PSD	II*	ZŁY	–	N	ZŁY
Ujście Wisły	V	I	PSD	II*	ZŁY	–	N	ZŁY
Rowy-Jarostawiec Zachód	V	I	PSD	–	ZŁY	–	N	ZŁY
Rowy-Jarostawiec Wschód	V	I	PSD	II*	ZŁY	DOBRY*	N	ZŁY
Jastrzębia Góra-Rowy	V	I	PSD	II*	ZŁY	DOBRY*	N	ZŁY
Władysław-Jastrzębia Góra	V	I	PSD	II*	ZŁY	–	N	ZŁY
Port Władysław	V	II	PPD	–	ZŁY	–	N	ZŁY
Półwysep Hel	III	I	PSD	II*	UMIARKOWANY	DOBRY*	N	ZŁY
Mierzeja Wiślana	V	I	PSD	II*	ZŁY	–	N	ZŁY

PPD- Poniżej Potencjału Dobrego

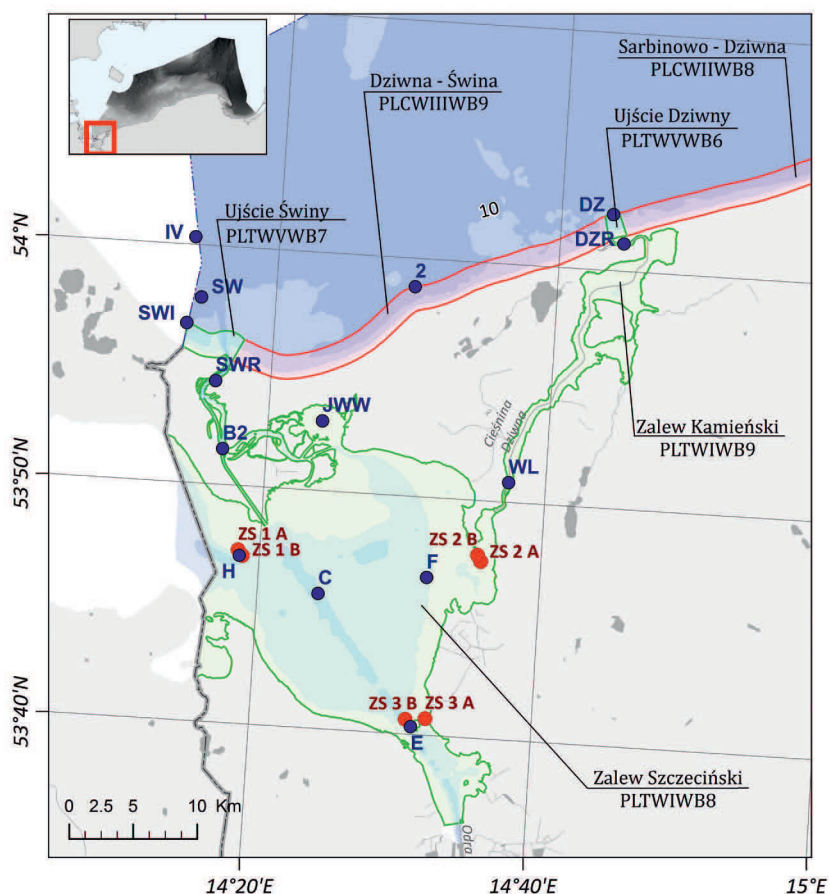
PSD- Poniżej Stanu Dobrego

*Ocena dziedziczona

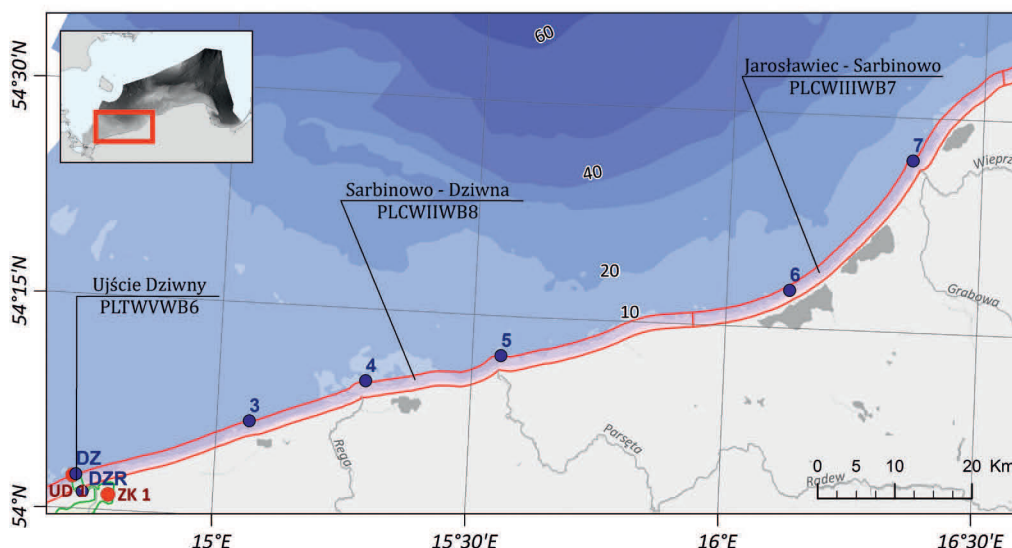
W porównaniu z rokiem poprzednim elementy biologiczne oraz fizykochemiczne utrzymywały się nadal na niekorzystnym poziomie, w następstwie czego wody te uznano za zagrożone niespełnieniem wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej, podstawowego narzędzia polityki wodnej państw członkowskich Unii Europejskiej, gdzie zakłada się osiągnięcie co najmniej dobrego stanu wód powierzchniowych do roku 2015.

I.4. Województwo zachodniopomorskie

W roku 2014 badania wód przejściowych i przybrzeżnych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska 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). Badaniami objęto 4 jednolite części wód przejściowych: Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Ujście Dziwny, Ujście Świny i 3 jednolite części wód przybrzeżnych: Dziwna-Świna, Sarbinowo-Dziwna, Jarostawiec-Sarbinowo (rys. 4.1 i 4.2). Wszystkie punkty pomiarowe objęte były również monitoringiem dla obszarów chronionych.



Rys. 4.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w wodach przejściowych województwa zachodniopomorskiego objętych badaniami w 2014 r.; kolor niebieski – ppk monitoringu fitoplanktonu i elementów fizykochemicznych, kolor czerwony – stacje monitoringu ichtiofauny



Rys. 4.2. Lokalizacja stanowisk pomiarowych w wodach przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego objętych badaniami w 2014 r.; kolor niebieski – ppk monitoringu fitoplanktonu i elementów fizykochemicznych, kolor czerwony – stacje monitoringu ichtiofauny

Ocena jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2014 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. Ocenie poddano jakość wód w jednolitych częściach wód oraz na stanowiskach pomiarowych. Podstawę oceny stanowiły wyniki badań z 2014 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**, uwzględniającą, oprócz oceny stanu ekologicznego, ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych i ocenę stanu chemicznego.

Ocena stanu ekologicznego

Ocena elementów biologicznych. 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 Morski Instytut Rybacki - PIB z Gdyni w latach 2011 i 2014. W Zalewie Szczecińskim wszystkie badania biologiczne zostały wykonane w 2014 r. Dla pozostałych części wód ocenę przeprowadzono na podstawie wyników badań fitoplanktonu z 2014 r., dziedziczenia wyników makrozoobentosu z 2012 r. oraz ichtiofauny z 2011 r. Podczas poboru prób nie stwierdzono występowania makroglonów i okrytozależkowych w wodach przejściowych i przybrzeżnych, wobec czego tego elementu nie uwzględniono w ocenie.

Monitoring ichtiofauny wód Zalewu Szczecińskiego w 2014 r. przeprowadzono na 4 stanowiskach (rys. 4.1). Do poboru ichtiofauny wykorzystano nordycką sieć badawczą.

Do charakterystyki zbiorowisk ryb zastosowany został indeks stanu ichtiofauny (SI), złożony z szeregu wskaźników cząstkowych (zob. „Wstęp”). Z powodu wysokiej różnorodności struktury ichtiofauny w polskich wodach przejściowych, dla każdej jednolitej części wód wybrano zestaw wskaźników cząstkowych najlepiej charakteryzujących dany akwen. Zakresy wskaźników cząstkowych – składowych indeksu SI – oraz klasyfikację stanu dla poszczególnych części wód przedstawiono w tab. 4.1, a wyniki klasyfikacji wskaźników w 2014 r. w tab. 4.2.

Tabela 4.1. 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 okoń	≥ 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
%okoń>2	≥ 30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela 4.2. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Szczecińskiego w 2014 r.

Wskaźnik	2014	Klasa
CPUE duże ryby	1,6	2
CPUE okoń	32,2	3
CPUE drapieżniki	32,6	2
Liczba gatunków	4	4
%okoń>2	8,5	3

Wartość indeksu SI wyznaczonego na podstawie danych z 2014 r. dla wód Zalewu Szczecińskiego wyniosła 2,75 (EQR=0,55), co odpowiada klasie 3 – **stan umiarkowany**.

O ocenie elementów biologicznych badanych wód poniżej stanu/potencjału dobrego (umiarkowany, słaby, zły) (tab. 4.4), zdecydowały przede wszystkim wyniki badań makrobezkręgowców bentosowych oraz chlorofilu-a.

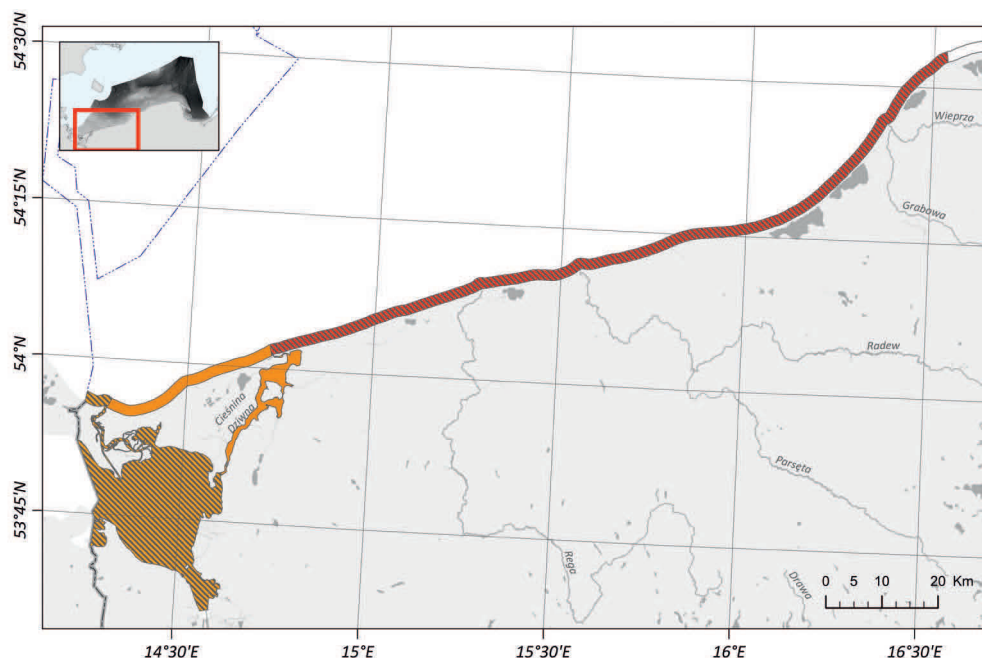
Ocena elementów hydromorfologicznych. Przyjęto zasadę, że jednolitej części wód, która nie została wyznaczona jako sztuczna lub silnie zmieniona na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych, nadaje się klasę I. Jednolitej części wód wyznaczonej jako sztuczna lub silnie zmieniona, nadaje się klasę II. Naturalnym częściom wód – **Zalew Kamieński i Dziwna-Świna** – przypisano **bardzo dobry stan** elementów hydromorfologicznych, a potencjał elementów hydromorfologicznych silnie zmienionych JCWP został oceniony jako **dobry** (**Zalew Szczeciński, Ujście Dziwny, Ujście Świny, Jarosławiec-Sarbinowo i Sarbinowo-Dziwna**).

Ocena elementów fizykochemicznych. Badania wykonane w 2014 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 (widzialność krążka Secchiego). Ocenę wód obniżyła również zbyt wysoka zawartość substancji biogennej, przede wszystkim: fosforu ogólnego (6 JCWP), fosforanów (3 JCWP), azotu ogólnego (4 JCWP) i azotu azotanowego (4 JCWP). W 2014 r., w przypadku Zatoki Pomorskiej, Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Kamieńskiego na zły stan wód wpłynęło także przesylenie wód tlenem. We wszystkich badanych częściach wód najlepszą ocenę stanu uzyskano dla: tlenu rozpuszczonego przy dnie (klasa I), odczynu wód (klasa II) oraz zawartości substancji organicznych OWO (klasa II).

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 2014 r. Nie stwierdzono przekroczeń wartości granicznych dobrego stanu wód w tej grupie wskaźników.

Ocena stanu/potencjału ekologicznego została przeprowadzona na podstawie oceny wskaźników biologicznych, hydromorfologicznych oraz fizykochemicznych. Zgodnie z oceną ekologiczną za rok 2014, stan/potencjał ekologiczny 4 JCWP – **Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Ujście Świny i Dziwna-Świna** – uznano

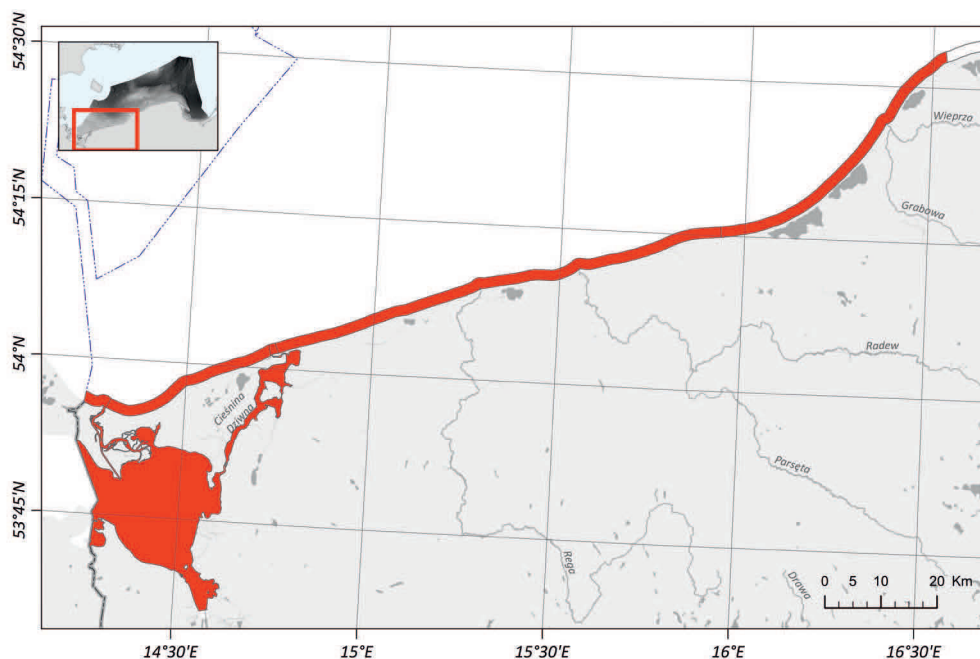
za słaby, a potencjał ekologiczny 3 pozostałych – **Ujście Dziwny, Sarbinowo-Dziwna i Jarosławiec-Sarbinowo** – zakwalifikowano jako zły. O ocenie stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych zdecydowały słabe lub złe oceny elementów biologicznych i złe oceny elementów fizykochemicznych. 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. 4.3.



Rys. 4.3. Ocena stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2014 r.; kod kolorystyczny wg RDW: stan bardzo dobry – niebieski (nie występuje), stan dobry – zielony (nie występuje), stan umiarkowany – żółty (nie występuje), stan słaby – pomarańczowy, stan zły – czerwony; szraflura 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. 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, o czym zdecydowały przekroczenia wartości średnich rocznych stężeń dla eteru pentabromodifenylowego (PBDE), oktylofenolu i kationu tributyllocyny. Jednak dla większości ocenianych wskaźników stanu chemicznego nie stwierdzono przekroczeń środowiskowych norm jakości dla średnich rocznych stężeń i stężeń maksymalnych. Wyniki oceny stanu chemicznego (rys. 4.3) w oparciu o zasadę dziedziczenia zostały wykorzystane do oceny stanu wód za rok 2014.



Rys. 4.4. Ocena stanu/potencjału chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2014 r.; kod kolorystyczny wg RDW: stan bardzo dobry – niebieski (nie występuje), stan dobry – zielony (nie występuje), stan umiarkowany – żółty (nie występuje), stan słaby – pomarańczowy (nie występuje), stan zły – czerwony

Ocena obszarów chronionych

W 2014 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 2014 r. dla wód przejściowych i przybrzeżnych **nie zostały spełnione wymagania** określone dla wymienionych obszarów chronionych w związku z czym ich **stan określono jako zły**.

Podsumowanie

Ocenę stanu wód 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 2014 oraz dziedziczonych z lat 2011-2013 (tab. 4.3).

Tabela 4.3. Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2014 r.

Lp.	Nazwa JCWP	Silnie zmieniona lub sztuczna JCWP (T/N)	Program monitoringu	Elementy biologiczne	Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Elementy fizykochemiczne - specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STAN CHEMICZNY	OBSZARY CHRONIONE	STAN JCWP
1	Zalew Szczeciński ^{*a)}	T	MO	IV	II	PPD	II	SŁABY	PSD	N	ZŁY
2	Zalew Kamieński ^{*b)}	N	MO	IV	I	PSD	II	SŁABY	PSD_SR	N	ZŁY
3	Ujście Dziwny ^{*b)}	T	MO	V	II	PPD	II	ZŁY	PSD_SR	N	ZŁY
4	Ujście Świny ^{*b)}	T	MO	IV	II	PPD	II	SŁABY	PSD_SR	N	ZŁY
5	Jarostawiec-Sarbinowo ^{*b)}	T	MO	V	II	PPD	II	ZŁY	PSD_SR	N	ZŁY
6	Sarbinowo-Dziwna ^{*b)}	T	MO	V	II	PPD		ZŁY	PSD_SR	N	ZŁY
7	Dziwna-Świna ^{*b)}	N	MO	IV	I	PSD	II	SŁABY	PSD_SR	N	ZŁY

* wyniki badań makrobezkręgowców bentosowych dziedziczone z 2012 roku

^(a)wyniki badań specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych dziedziczone z 2011r.

^(b)wyniki badań specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych dziedziczone z 2012r.

W 2014 r. nie stwierdzono istotnych zmian jakości wód przejściowych i przybrzeżnych w porównaniu z oceną z poprzednich lat. Jedynie w przypadku wód przybrzeżnych JCWP Dziwna-Świna, zaobserwowano w 2014 r. niewielką poprawę stanu elementów biologicznych, co pozwoliło na podwyższenie klasyfikacji ich stanu ekologicznego, ze złego na słaby.

W latach 2010-2014 zaobserwowano wahania poziomu substancji biogennych, odpowiedzialnych za eutrofizację wód Bałtyku. W 2014 r. w wodach Zalewu Szczecińskiego odnotowano spadek stężeń związków azotu (azot azotanowy, ogólny i mineralny) i wzrost stężeń związków fosforu. Natomiast w Zalewie Kamieńskim stwierdzono spadek stężeń azotu ogólnego, a stężenia pozostałych form azotu i fosforu nie uległy zmianom w stosunku do lat ubiegłych.

W przypadku wód przybrzeżnych środkowego wybrzeża zawartość substancji biogennych pozostawała na poziomie zbliżonym do lat 2010-2013, z nieznaczną tendencją do spadku stężeń azotu i jego związków oraz wzrostu stężeń fosforu i jego związków.

W wodach Zalewu Szczecińskiego i Kamieńskiego w roku 2014 zaobserwowano zmniejszenie zawartości materii organicznej, której miarą jest wskaźnik OWO (ogólny węgiel organiczny), co pozwoliło na zakwalifikowanie wskaźnika do II klasy.

Zestawienia ocen jakości wód przejściowych i przybrzeżnych w 2014 r. w ujęciu parametrów obniżających klasyfikację przedstawiono w tab. 4.4.

Tabela 4.4. Zestawienie ocen stanu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego badanych w 2014 r., z wyszczególnieniem parametrów obniżających klasyfikację

Nazwa JCWP/ /liczba stanowisk	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykoche- miczne wspierające elementy biologiczne	Specyficzne zanieczysz- czenia syntetyczne i nie- syntetyczne	STAN/POTENCJAŁ EKO- LOGICZNY	STAN CHEMICZNY	STAN JCWP
Zalew Szczeciński/7	Fitoplankton	IV	II	PSD ze względu na warto- ści: przezroczystości, nasylenia tlenem, azotu amonowego, fosforanów, fosforu ogólnego.	II	SŁABY	PSD bro- mowany difenyleter, związki tribu- tylocyny	ZŁY
	Chlorofil -a							
	IV klasa							
	Makrobezkręgo bentosowe							
	Wskaźnik B							
	IV klasa							
Zalew Kamieński/2	Fitoplankton	IV	I	PSD ze względu na warto- ści: przezroczystości, nasylenia tlenem.	II	SŁABY	PSD_SR bromowany difenyleter, oktylofenol, związki tribu- tylocyny	ZŁY
	Chlorofil-a							
	III klasa							
	Makrobezkręg. bentosowe							
	Wskaźnik B							
	IV klasa							
Ujście Dziwny/1	Fitoplankton	V	II	PSD ze względu na warto- ści: przezroczystości, nasylenia tlenem, azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego, fosforu ogólnego.	II	ZŁY	PSD_SR bromowany difenyleter, związki tribu- tylocyny	ZŁY
	Chlorofil-a							
	V klasa							
	Makrobezkręg. bentosowe							
	Wskaźnik B							
	IV klasa							
Ujście Świny/3	Fitoplankton	IV	II	PSD ze względu na warto- ści: przezroczystości, nasylenia tlenem, azotu ogólnego, fosfo- ru ogólnego.	II	SŁABY	PSD_SR bromowany difenyleter, oktylofenol, związki tribu- tylocyny	ZŁY
	Chlorofil-a							
	IV klasa							
	Makrobezkręg. bentosowe							
	Wskaźnik B							
	IV klasa							

Tabela 4.4. c.d.

Nazwa JCWP/ /liczba stanowisk	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykoche- miczne wspierające elementy biologiczne	Specyficzne zanieczysz- czenia syntetyczne i nie- syntetyczne	STAN/POTENCJAŁ EKO- LOGICZNY	STAN CHEMICZNY	STANJCWP	
Jarosławiec Sarbinowo/2	Fitoplankton	V	II	PSD ze względu na warto- ści: przezroczystości, azotu azotanowego, fosforanów, fosforu ogólnego	II	ZŁY	PSD_SR bromowany difynyloeter, oktylofenol, związki tribu- tylocyny	ZŁY	
	Chlorofil-a								II klasa
	Fitoplankton								
	Biomasa								III klasa
	Makrobezkręg. bentosowe								
	Wskaźnik B								V klasa
Sarbinowo-Dziwna/3	Fitoplankton	V	II	PSD ze względu na warto- ści: przezroczystości, azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego, fosforanów, fosforu ogólnego.	II	ZŁY	PSD_SR bromowany difynyloeter, oktylofenol, związki tribu- tylocyny	ZŁY	
	Chlorofil-a								V klasa
	Fitoplankton								
	Biomasa								IV klasa
	Makrobezkręg. bentosowe								
	Wskaźnik B								V klasa
Dziwna Świna/1	Fitoplankton	IV	I	PSD ze względu na warto- ści: przezroczystości, nasylenia tlenem, azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego, fosforu ogólnego	II	SŁABY	PSD_SR bromowany difynyloeter, związki tribu- tylocyny	ZŁY	
	Całk. biomasa								IV klasa
	Makrobezkręg. bentosowe								
	Wskaźnik B								IV klasa

Kod kolorystyczny wg RDW; PSD – poniżej stanu dobrego; T – spełnione wymagania dla obszarów chronionych; N - niespełnione wymaga-
nia dla obszarów chronionych

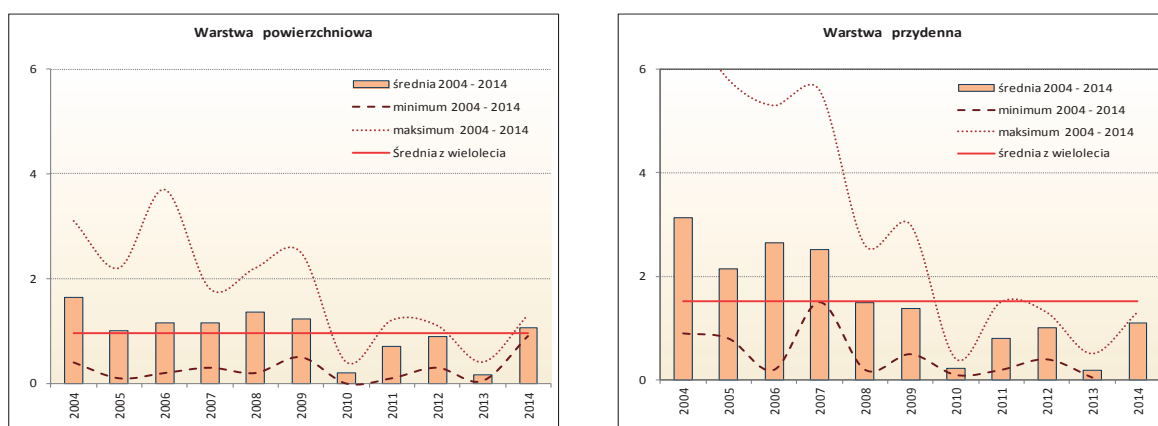
Współpraca polsko-niemiecka w zakresie badania jakości wód granicznych

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 stężeń badanych wskaźników zostały omówione na przykładzie wyników badań prowadzonych na stanowisku C (Zalew Szczeciński) oraz na stanowisku IV (Zatoka Pomorska) w latach 2004-2014.

Jakość wód Zalewu Szczecińskiego

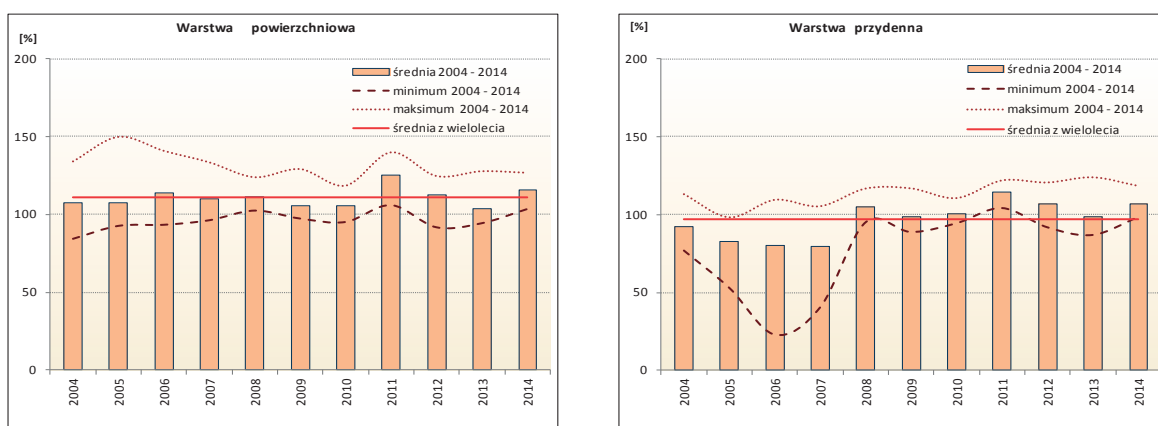
Zasolenie akwenu zależy od aktualnej sytuacji hydrologicznej i zmienia się w ciągu roku, od wartości minimalnych wiosną, do najwyższych w miesiącach jesiennych. Wiosną wody Zalewu zasilane są głównie wodami rzeczny, których wpływ widoczny jest szczególnie w warstwie powierzchniowej, o wyraźnie niższym zasoleniu. Podczas jesiennych sztormów, na skutek wlewów wód morskich, następuje wzrost zasolenia, obserwowany głównie w warstwie przydennej. Długoterminowe zmiany zasolenia wód Zalewu Wielkiego wykazały maksy-

małą wartość w 2004 roku, po którym w kolejnych latach obserwowano systematyczny spadek zasolenia, do wartości najniższych w 2010 i 2013 roku. W roku 2014 odnotowano ponowny wzrost zasolenia (rys. 4.4).

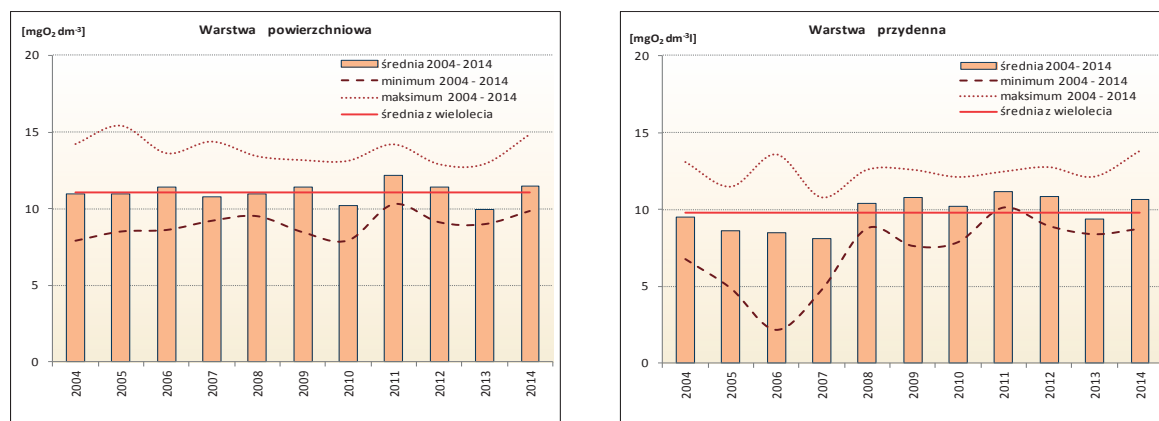


Rys. 4.4. Długookresowe zmiany zasolenia (PSS'78) wód na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad

Sezonowe zmiany stopnia natlenienia wód związane są z czynnikami klimatycznymi oraz intensywnością produkcji pierwotnej. Zakwitom fitoplanktonu towarzyszyły okresy podwyższonego natlenienia wód w warstwie powierzchniowej, w której średnioroczne nasycenie wód tlenem, w latach 2004-2014, utrzymywało się na poziomie powyżej 100%. W warstwie przydennej natlenienie wód było niższe niż w warstwie powierzchniowej. W 2014 r. średnie wartości roczne natlenienia warstwy powierzchniowej i przydennej uległy wzrostowi w stosunku do roku 2013 (rys. 4.5). Również wartości średnich rocznych stężeń tlenu rozpuszczonego w obu warstwach uległy podwyższeniu w stosunku do 2013 r. (zanotowano wartości powyżej średniej z wielolecia - rys. 4.6).

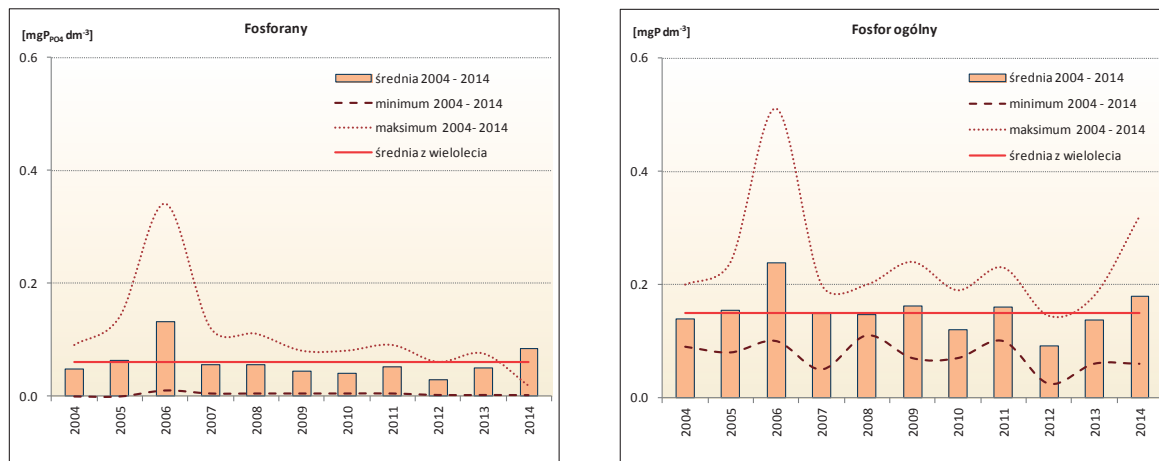


Rys. 4.5. Długookresowe zmiany nasycenia tlenem wód na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości z okresu kwiecień-listopad



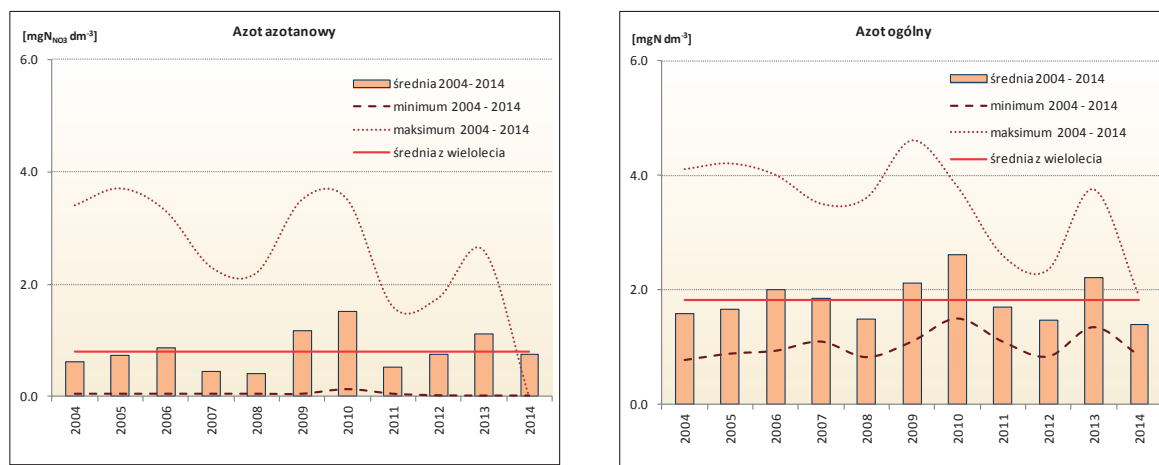
Rys. 4.6. Długookresowe zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach na stanowisku C Zalewu Szczecińskiego; średnie roczne wartości z okresu kwiecień-listopad

Zawartość związków fosforu w wodach Zalewu Szczecińskiego charakteryzuje się zmiennością sezonową, związaną z wielkością ładunków doprowadzanych wodami rzeczными oraz intensywnym rozwojem fitoplanktonu. Od roku 2006 do 2012 obserwowano powolny spadek stężeń fosforu ogólnego i fosforanów. Tendencję odwrotną zanotowano w latach 2013-2014. W 2014 roku wartości średniorocznych stężeń fosforu ogólnego i fosforanów przekroczyły wartości średnich z dziesięciolecia wynoszących odpowiednio: $0,15 \text{ mg P dm}^{-3}$ i $0,06 \text{ mgP}_{\text{PO}_4} \text{ dm}^{-3}$ (rys. 4.7).



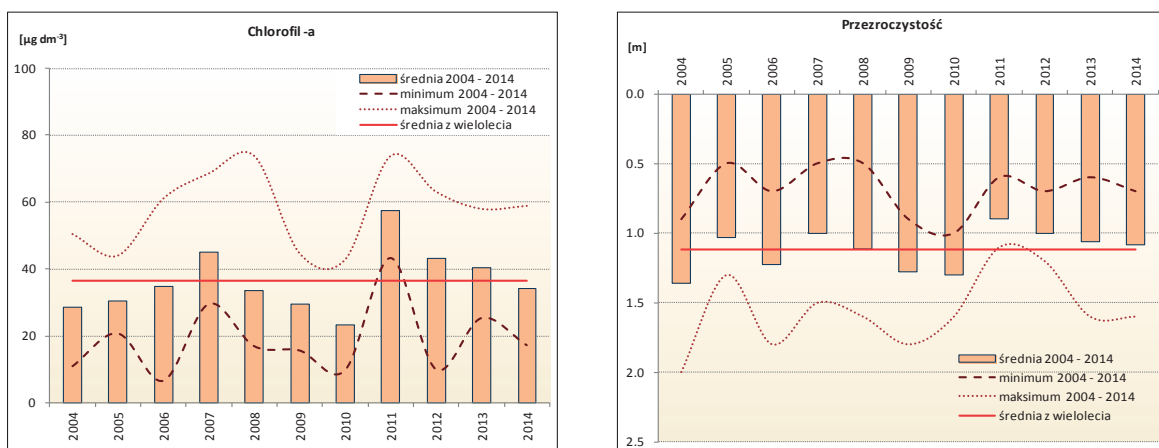
Rys. 4.7. Długookresowe zmiany zawartości związków fosforu na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad

Zawartość 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 2004-2013 nie zaobserwowano jednoznacznej tendencji zmian średniorocznych stężeń związków azotu. W 2014 roku zanotowano wyraźny spadek stężeń azotu ogólnego i azotanowego poniżej wartości średnich z dziesięciolecia, wynoszących dla azotu ogólnego $1,83 \text{ mg N dm}^{-3}$ i azotu azotanowego $0,81 \text{ mg N-NO}_3 \text{ dm}^{-3}$ (rys. 4.8).



Rys. 4.8. Długookresowe zmiany zawartości związków azotu na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad

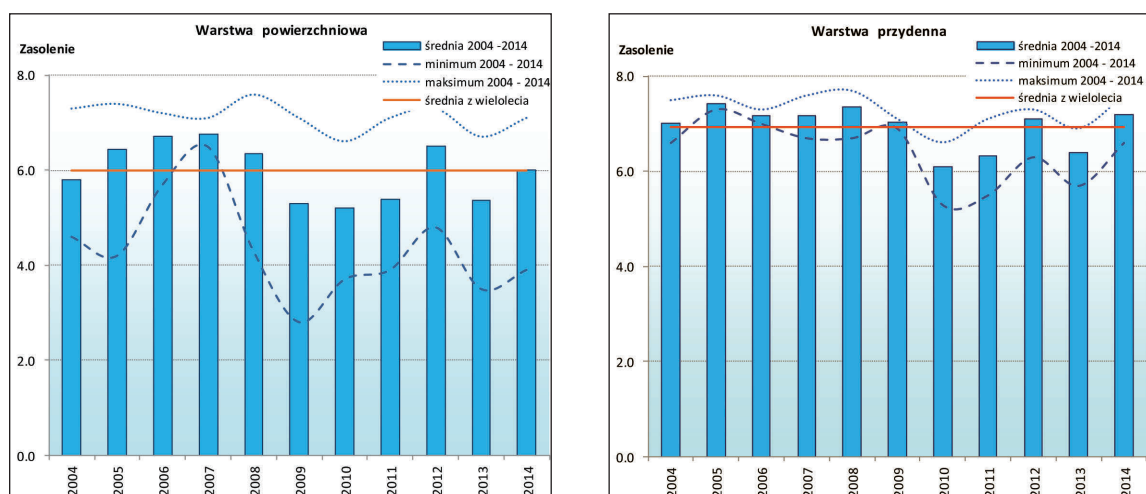
Z intensywnością rozwoju fitoplanktonu związane są również sezonowe zmiany przezroczystości wód. Jej spadek następuje w okresach intensywnych zakwitów glonów, a więc wyższych stężeń chlorofilu-a. W latach 2004-2010 średnie roczne przezroczystości, w wodach Zalewu Szczecińskiego, były wyższe niż w latach 2011-2014, a w przypadku stężeń chlorofilu-a zaobserwowano tendencję odwrotną. Rok 2014 cechował się niższymi wartościami przezroczystości oraz stężeniami chlorofilu-a w porównaniu do wartości średnich z dziesięciolecia wynoszących dla przezroczystości $1,12 \text{ m}$, a dla chlorofilu-a $36,43 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$ (rys. 4.9).



Rys. 4.9. Długookresowe zmiany stężeń chlorofilu-a oraz przezroczystości wód na stanowisku C w Zalewie Szczecińskim; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad

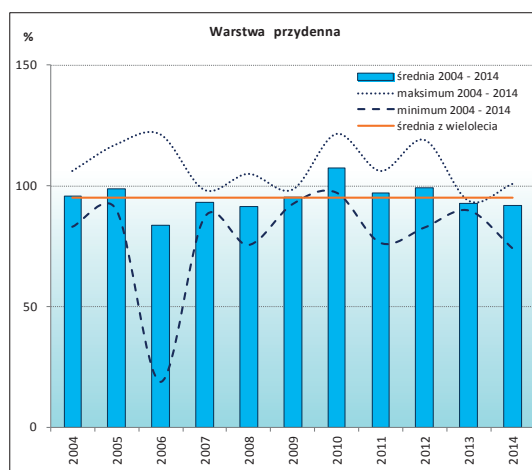
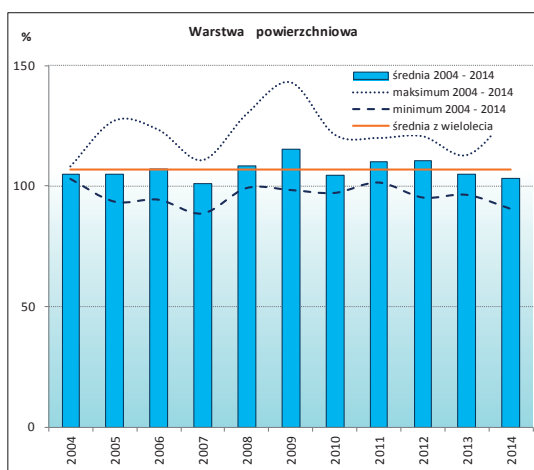
Jakość wód Zatoki Pomorskiej

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 roku 2014 zasolenie nieznacznie przekroczyło wartości średnie z dziesięciolecia wynoszące 6,93 PSU dla warstwy przydennej i 5,99 PSU dla warstwy powierzchniowej (rys. 4.10).

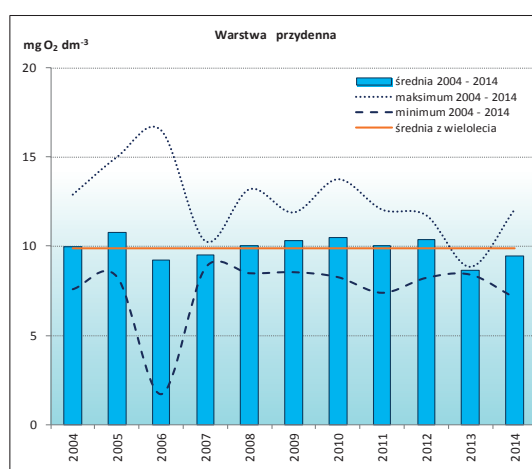
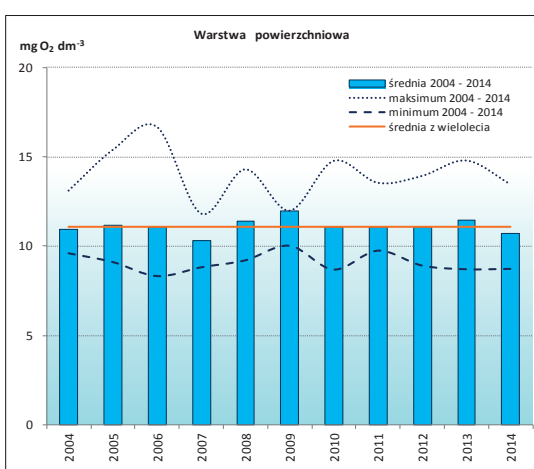


Rys. 4.10. Długookresowe zmiany zasolenia (PSS'78) wód na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad

Natlenienie wód Zatoki Pomorskiej zależy od warunków meteorologicznych oraz intensywności rozwoju fitoplanktonu, dlatego też ulega zmianom sezonowym. W latach 2004-2014 wartości średniego rocznego nasycenia wód tlenem w warstwie powierzchniowej wynosiły powyżej 100% i były zbliżone do średniej z wieloletnia. W warstwie przydennej natlenienie wód było niższe niż w warstwie powierzchniowej. W 2014 r. średnie roczne wartości natlenienia warstwy powierzchniowej i przydennej nieznacznie się zmniejszyły w stosunku do roku 2013 (rys. 4.11). Również wartości stężenia tlenu rozpuszczonego w warstwie powierzchniowej uległy spadkowi, ale w warstwie przydennej zwiększyły się w stosunku do 2013 roku, jednakże średnie wartości roczne były poniżej średniej z wieloletnia (rys. 4.12).

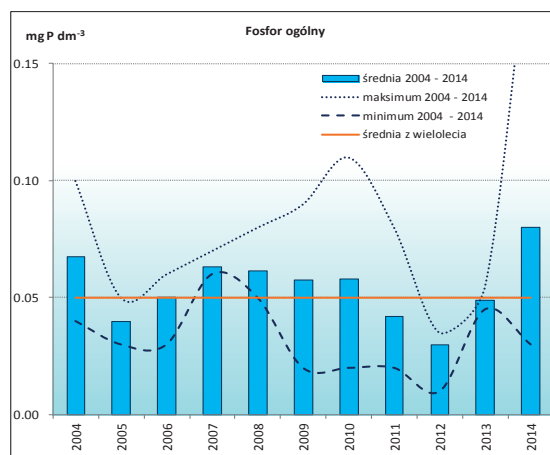
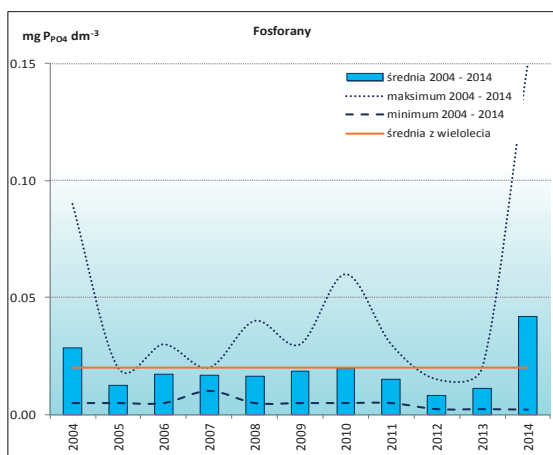


Rys. 4.11. Długookresowe zmiany nasycenia tlenem wód na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad



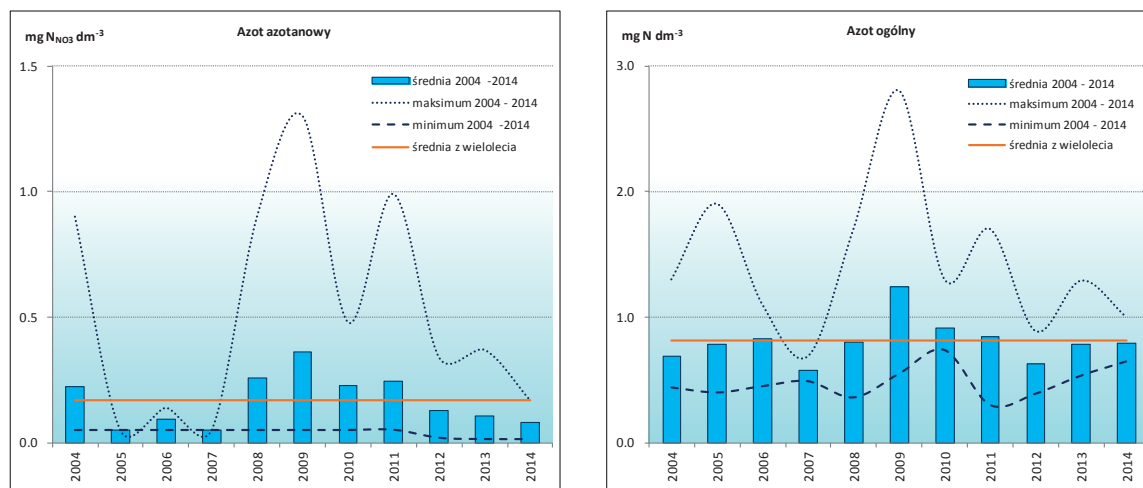
Rys. 4.12. Długookresowe zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad

Zmiany zawartości związków fosforu w wodach Zatoki Pomorskiej wykazują wahania sezonowe, związane z wielkością ładunków doprowadzanych wodami rzecznyymi oraz intensywnością rozwoju fitoplanktonu. Stężenia ortofosforanów w latach 2005-2013 utrzymywały się poniżej średniej z wielolecia. W 2014 r. średnie stężenia roczne związków fosforu były wyższe niż średnie z wielolecia, które wynosiły dla fosforu ogólnego $0,05 \text{ mgPdm}^{-3}$, a dla fosforanów $0,02 \text{ mgP}_{\text{PO}_4} \text{ dm}^{-3}$ (rys. 4.13).



Rys. 4.13. Długookresowe zmiany zawartości związków fosforu na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad

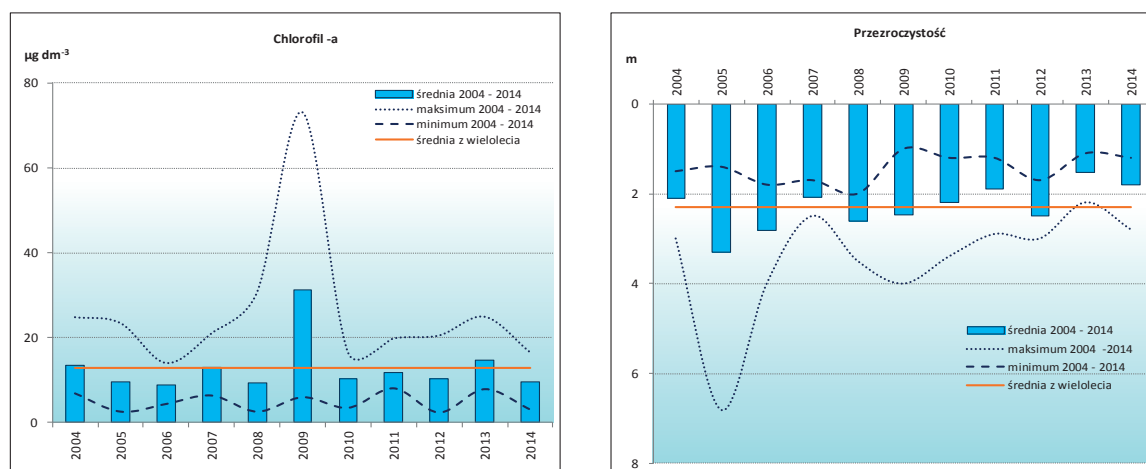
Stężenia związków azotu w wodach Zatoki Pomorskiej także wykazują zmienność sezonową, związaną z wielkością ładunków doprowadzanych wodami rzecznyymi oraz wyczerpywaniem się tych związków w okresie wegetacyjnym. Wyraźny spadek zawartości związków azotu obserwowano w miesiącach letnich, a wczesną jesienią następował ponowny ich wzrost. W 2014 roku średnie roczne stężenia azotu ogólnego i azotanowego były niższe od wartości średnich z dziesięciolecia, wynoszących dla azotu ogólnego $0,81 \text{ mg N dm}^{-3}$, a dla azotu azotanowego $0,17 \text{ mg N-NO}_3 \text{ dm}^{-3}$. Od roku 2009 można zaobserwować powolny spadek zawartości związków azotu w wodach Zatoki Pomorskiej (rys. 4.14).



Rys. 4.14. Długookresowe zmiany zawartości związków azotu na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad (uwaga: nierównomierność skal)

Sezonowe zmiany przezroczystości wód i stężeń 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 2004-2014 nie pozwalają na określenie tendencji zmian dla średnich rocznych wartości przezroczystości (rys. 4.15). W roku 2014 odnotowano nieznaczny wzrost widzialności krążka Secchiego w stosunku do roku 2013 (wynik poniżej wartości średniej z wieloletnia wynoszącej 2,3 m).

Stężenia chlorofilu-a w wodach Zatoki Pomorskiej były wyższe w miesiącach wiosennych i wyraźnie niższe w pozostałych okresach. W latach 2004-2014 średnioroczne stężenia chlorofilu-a oscylowały wokół średniej wieloletniej ($12,96 \mu\text{g dm}^{-3}$), nie wykazując wyraźnych tendencji zmian, poza rokiem 2009, kiedy odnotowano wartość maksymalną $31,17 \mu\text{g dm}^{-3}$ (rys. 4.15).



Rys. 4.15. Długookresowe zmiany przejrzystości wód oraz stężenia chlorofilu-a na stanowisku IV w Zatoce Pomorskiej; średnie wartości roczne z okresu kwiecień-listopad

Wody otwartego morza – Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej

II.1. Wstęp

Poprawa i utrzymanie dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego jest celem, w którego osiągnięcie zaangażowane są wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Ramy formalne wynikają z ustaleń Konwencji Helsińskiej (o ochronie środowiska morskiego Bałtyku), a od chwili przystąpienia do Wspólnoty Europejskiej, także z unijnych aktów prawnych. Jednym z podstawowych aktów normujących w tym zakresie jest Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM, 2008/56/WE) odnosząca się do zrównoważonego wykorzystywa-



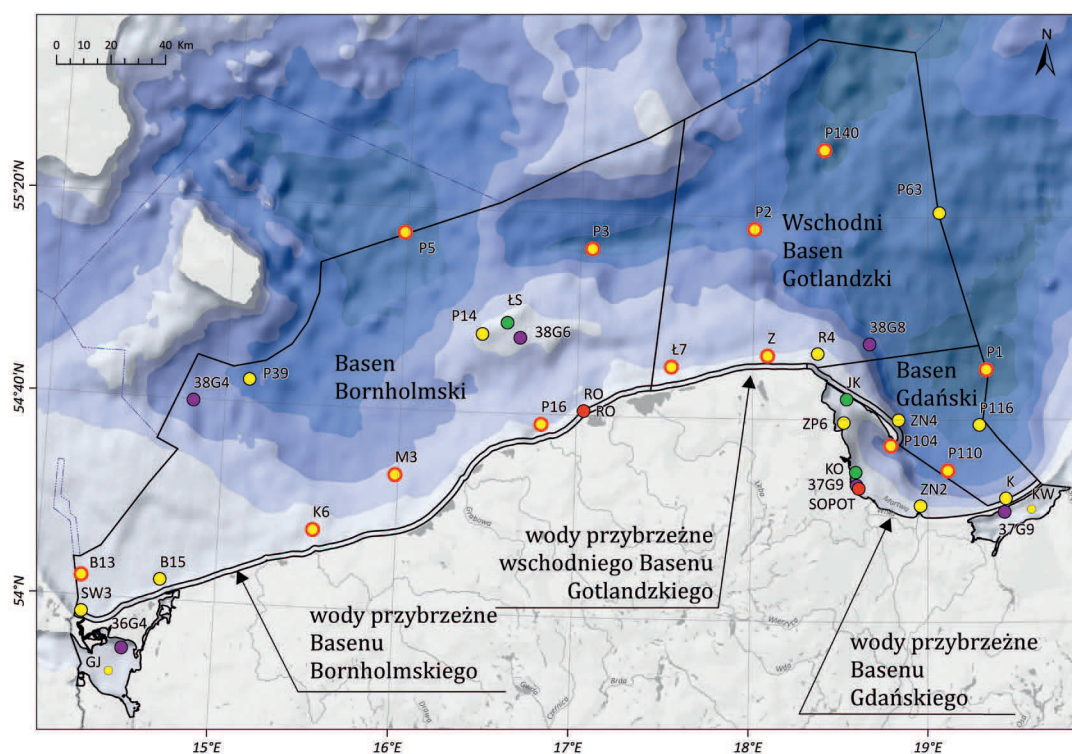
nia mórz z zachowaniem ekosystemów morskich w stanie jak najmniej zmienionym. Jej podstawowymi celami są: (i) ochrona i zachowanie środowiska morskiego, (ii) zapobieganie pogarszaniu się stanu środowiska morskiego oraz (iii) poprawa i docelowo osiągnięcie **dobrego stanu środowiska** (*Good Environmental 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 2020 roku. 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 wszystkie państwa Wspólnoty, 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):

- C1 – różnorodność biologiczna,
- C2 – gatunki obce,
- C3 – komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i bezkręgowców,
- 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 zdecydowane grupy: **cechy stanu** (C1, C3, C4 i C6) i **cechy 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. 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 (2014) – HELCOM MAS; <http://www.helcom.fi/Documents>] (rys. 1.1, tab. 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>]. W nowym podziale akwenów wg HELCOM MAS (2014), zostały uwzględnione wody otwarte Zatoki Gdańskiej, dla których przyjęto nazwę Basen Gdański. 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 niniejszego opracowania zdecydowali się na zachowanie wydzielenia tych obszarów, jak w poprzednich tomach „Oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku” za rok 2012 i 2013 (GIOŚ, Biblioteka Monitoringu, Warszawa 2013 i 2014).



Rys. 1.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone w polskiej strefie ekonomicznej wg MAS (*op.cit.*); na mapie podano także położenie aktualnych stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM

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. 1.2).

Tabela 1.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone w polskiej strefie ekonomicznej wg HELCOM MAS (*op.cit.*); pozostawiono niezmiennione 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	Gdansk Basin
28	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Bornholm Basin Polish coastal waters
	Basen Bornholmski	Bornholm Basin
35A	polska część Zalewu Wiślanego	Vistula Lagoon Polish part
38A	polska część Zalewu Szczecińskiego	Szczecin Lagoon Polish part

Tabela 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 (tab. 1.2.) w odniesieniu do wartości referencyjnych, natomiast klasyfikacji ogólnej w ramach cechy/deskryptora dokonywano na zasadzie agregacji (na ogół uśredniania) wartości liczbowych przypisanych klasom.

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, przyjęty przez Radę Ministrów Program Monitoringu wód morskich, z uwzględnieniem nowych elementów, tj. m.in. monitoringu ichtiofauny, odpadów i hałasu podwodnego w środowisku morskim, dla potrzeb realizacji nowych zobowiązań Polski wynikających z zapisów ustawy – Prawo wodne – transponującej 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 2014 r. pomiary i obserwacje były wykonywane sześciokrotnie w ciągu roku na stacjach położonych w strefie głębokowodnej i płytkowodnej oraz 12 razy w roku na 1 stacji wysokiej częstotliwości (rys.1.1). Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne oraz pobór materiału biologicznego i osadów dennych wykonywane były podczas ekspedycji na pokładzie r/v „Baltica” zgodnie z procedurami zawartymi w podręczniku HELCOM COMBINE.

Ocenę za rok 2014 przeprowadzono zgodnie z zasadami wstępnej oceny RDSM. 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 Bałtyku (w zakresie: mieszanie wód, wymiana wód, ekspozycja na fale, 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.

Nowym elementem w niniejszym opracowaniu jest ocena dla cechy C1 – różnorodność biologiczna – w zakresie indeksu wielkich ryb LFI w wodach otwartego morza, którą przygotował zespół autorów z Morskiego Instytutu Rybackiego – PIB w Gdyni (MIR-PIB). Ocenę przygotowano na podstawie wyników uzyskanych w międzynarodowym programie BITS (Baltic International Trawl Surveys), dla dwóch podrejonów ICES – 25 i 26, które odpowiadają wschodniej i zachodniej części polskich obszarów morskich w obrębie strefy głębokomorskiej Bałtyku. Monitoring ichtiologiczny realizowany jest częściowo w oparciu o dane gromadzone w trakcie tzw. Baltic International Trawl Surveys (BITS), wykonywanych według 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, w podrejonach ICES 25 i 26 przy użyciu standaryzowanego włoka dennego. Monitoring ichtiofauny nie uwzględnia obszaru Ławicy Słupskiej, która jest obszarem chronionym w sieci Natura 2000 (PLC9001) oraz proponowanym obszarem referencyjnym dla polskiej strefy Bałtyku.

Nowy program monitoringu nie został jeszcze w pełni wdrożony w 2014 r.; dopiero w 2015 r. zostaną przeprowadzone pilotowe badania w zakresie monitoringu hydromorfologicznego (cecha C6 – integralność dna morskiego i C7 – warunki hydrograficzne), zostanie przeprowadzony pilotowy monitoring w zakresie odpadów (cecha C10) i w tym samym czasie przewiduje się instalację, w wyznaczonych miejscach polskiej strefy Bałtyku, aparatury do pomiarów hałasu podwodnego w odniesieniu do cechy C11 (podwodny hałas i inne formy energii). Dlatego w opracowaniu nie uwzględniono tych elementów. Z powyższych względów, przeprowadzenie oceny było możliwe jedynie w zakresie 5 cech (deskryptorów), obejmujących: dwie cechy stanu – bioróżnorodność (C1) i integralność dna morskiego (C6) oraz trzy deskryptory presji: C5 – eutrofizacja, C8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz C9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego. Program monitoringu, a zatem i ocena stanu środowiska w zakresie substancji niebezpiecznych, został w 2014 r. znacznie rozszerzony w stosunku do lat poprzednich. Nowy program uwzględnia pomiary zawartości metali ciężkich, trwałych zanieczyszczeń organicznych i izotopów promieniotwórczych w rybach z Zalewu Wiślanego, Zalewu Szczecińskiego i wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej oraz oznaczanie zawartości metali i radionuklidów w roślinach fitobentosowych. W 2014 r. po raz pierwszy w ramach monitoringu, zostały wykonane także badania efektów biologicznych, tj. badania testu mikrojądrowego w krwi ryb, oraz badania poziomu farmaceutyków (diklofenak i estradiol) w wodzie morskiej.

II.2. Ogólne warunki hydrologiczne/hydrograficzne

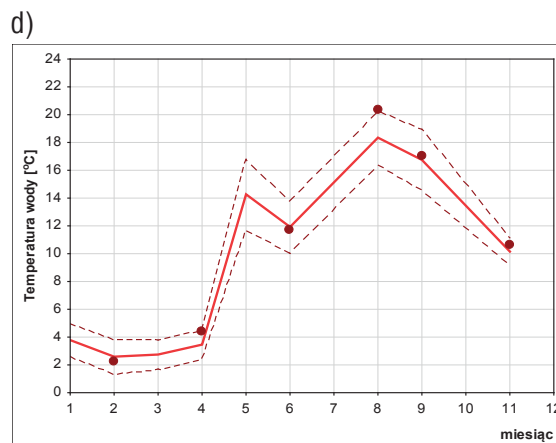
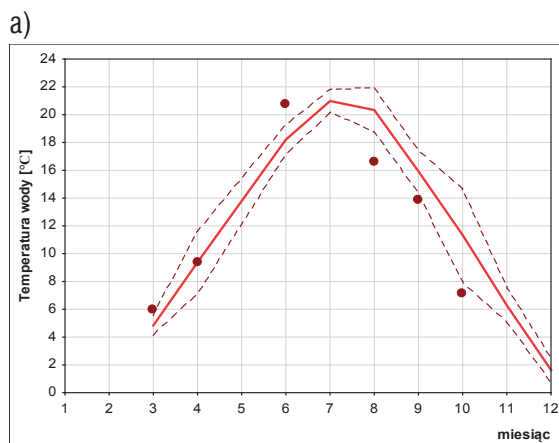
2.1. Temperatura wody morskiej

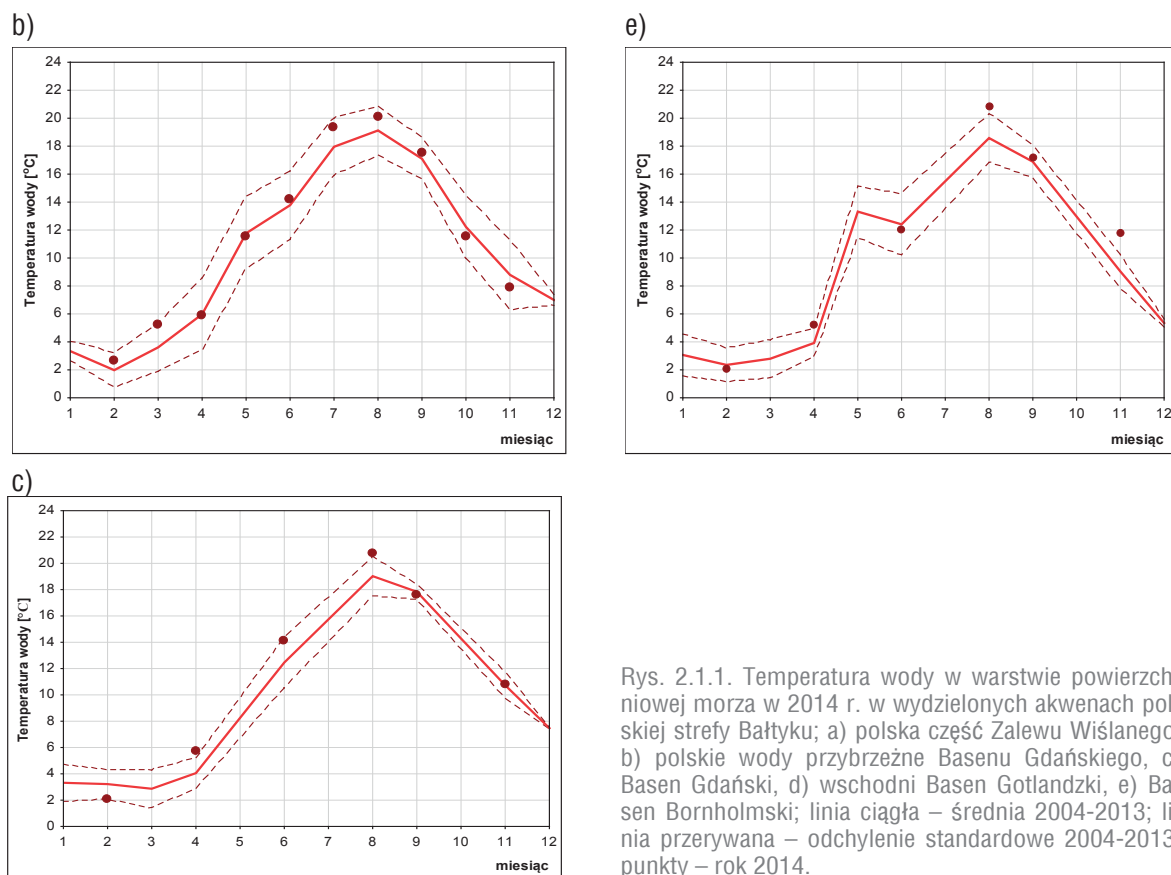
Sezonowość zmian średniej temperatury w warstwie powierzchniowej morza w 2014 r. odbiegała w pewnym stopniu od zmian obserwowanych w dziesięcioleciu 2004-2013 (rys. 2.1.1). W lutym zanotowano temperaturę niższą od średniej wieloletniej we wszystkich akwenach pełnomorskich – wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim oraz w Basenie Gdańskim. Jest znamienne, że również w czerwcu średnia temperatura warstwy powierzchniowej była niższa od średniej dekadowej we wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim. Z kolei w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego była wyższa od średniej z 10-lecia w kwietniu i sierpniu, w wodach Basenu Gdańskiego – w kwietniu, czerwcu i sierpniu, a w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego – w kwietniu, sierpniu i listopadzie o 2,2-2,8°C. W polskiej części Zalewu Wiślanego, wiosną, to jest w marcu i kwietniu, temperatura wody była zbliżona do średniej wieloletniej, natomiast na początku lata, w czerwcu, o ponad 2,5°C wyższa od średniej z okresu 2004-2013. W drugiej połowie roku, to jest w sierpniu, we wrześniu i w październiku, temperatura wody w Zalewie Wiślanym była niższa o 3,6-4,1°C niż w wieloleciu 2004-2013 (rys. 2.1.1).



Najbardziej zbliżona do wielolecia temperatura w warstwie powierzchniowej występowała w 2014 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Wartości zawierały się w granicach jednego odchylenia standardowego od średniej wieloletniej. Taka sytuacja zachodziła również w miesiącach, gdy pomiary były wykonywane tylko w płytkim Zalewie Puckim, to jest w marcu, maju i lipcu, co oznacza, że warunki termiczne w warstwie 0-10 m w tym akwenu, który obejmuje cztery jednolite części wód przejściowych o zróżnicowanym reżimie hydrologicznym: Zalew Pucki, Zatokę Pucką Zewnętrzną, Ujście Wisły – Przekop oraz Zatokę Gdańską Wewnętrzną, i podlega silnym wpływom wód wiślanych, były typowe dla omawianego akwenu.

Typowo, temperatura wody w warstwie powierzchniowej w 2014 r. była także zróżnicowana regionalnie (rys. 2.1.1).





Rys. 2.1.1. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2014 r. w wydzielonych akwenach polskiej strefy Bałtyku; a) polska część Zalewu Wiślanego, b) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, c) Basen Gdański, d) wschodni Basen Gotlandzki, e) Basen Bornholmski; linia ciągła – średnia 2004-2013; linia przerywana – odchylenie standardowe 2004-2013; punkty – rok 2014.

2.2. Zasolenie

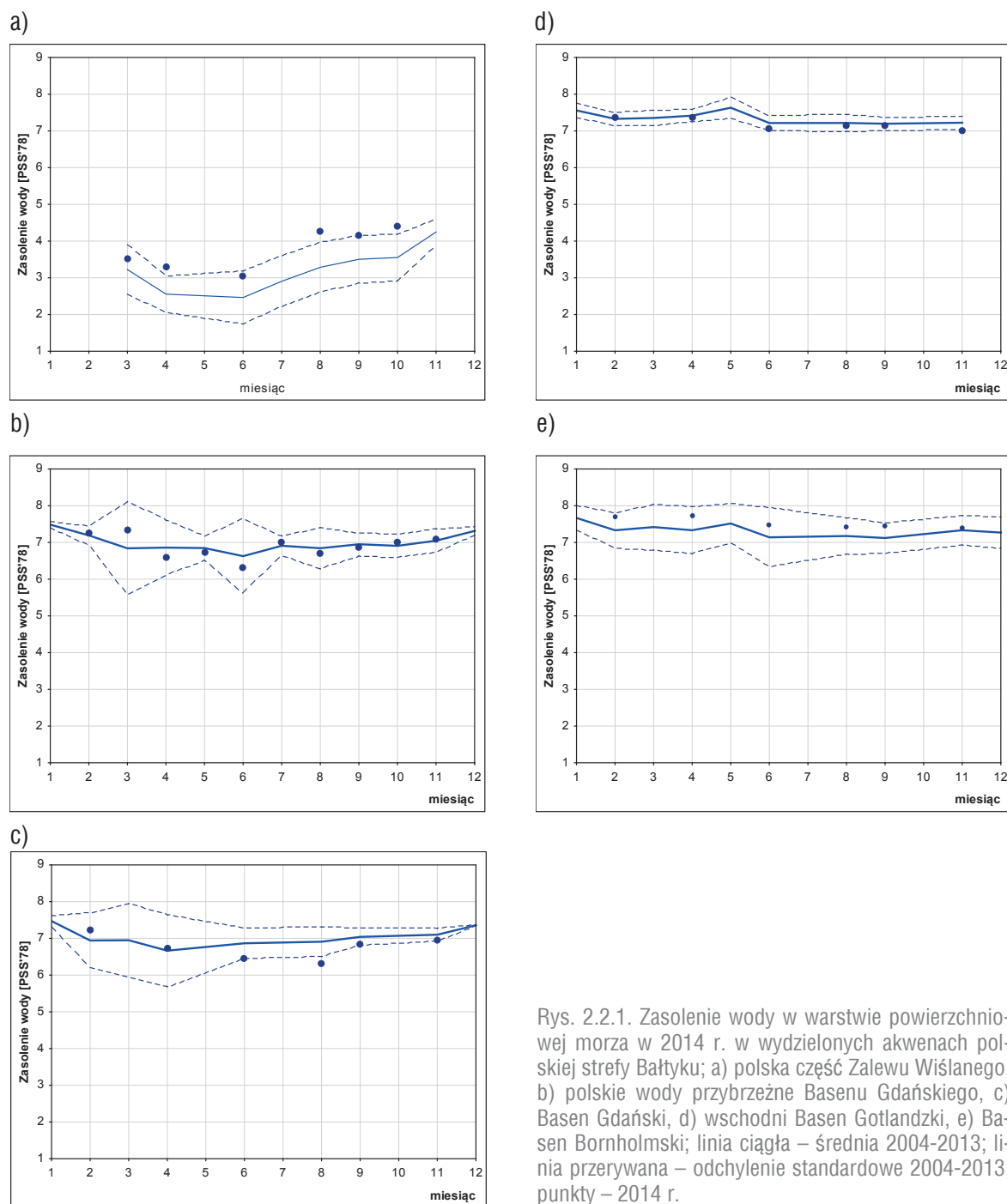
Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza było w 2014 r. zbliżone do średniego zasolenia z okresu 2004-2013 i zawierało się zazwyczaj w granicach jednego odchylenia standardowego od średniej wieloletniej (rys. 2.2.1). W wodach Basenu Bornholmskiego zasolenie w 2014 r. było wyższe od zasolenia w 10-leciu, a w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego niższe, praktycznie przez cały rok z wyjątkiem lutego. W wodach otwartych Basenu Gdańskiego w 2014 r. zaobserwowano nietypowe zmiany zasolenia: w lutym i w kwietniu było ono wyższe niż w wieloleciu, a przez pozostałą część roku niższe (rys. 2.2.1).

W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego zasolenie w 2014 r. w stosunku do średniej z okresu 2004-2013 zmieniało się naprzemiennie. Największe dodatnie odchylenia wystąpiły w polskiej części Zalewu Wiślanego (rys. 2.2.1).

Podobnie jak w dziesięcioleciu 2004-2013, również w 2014 r., zasolenie wód powierzchniowych (0-10 m) było zróżnicowane regionalnie. Najniższe średnie zasolenie wystąpiło w polskiej części Zalewu Wiślanego, a najwyższe – w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego (rys. 2.2.1).

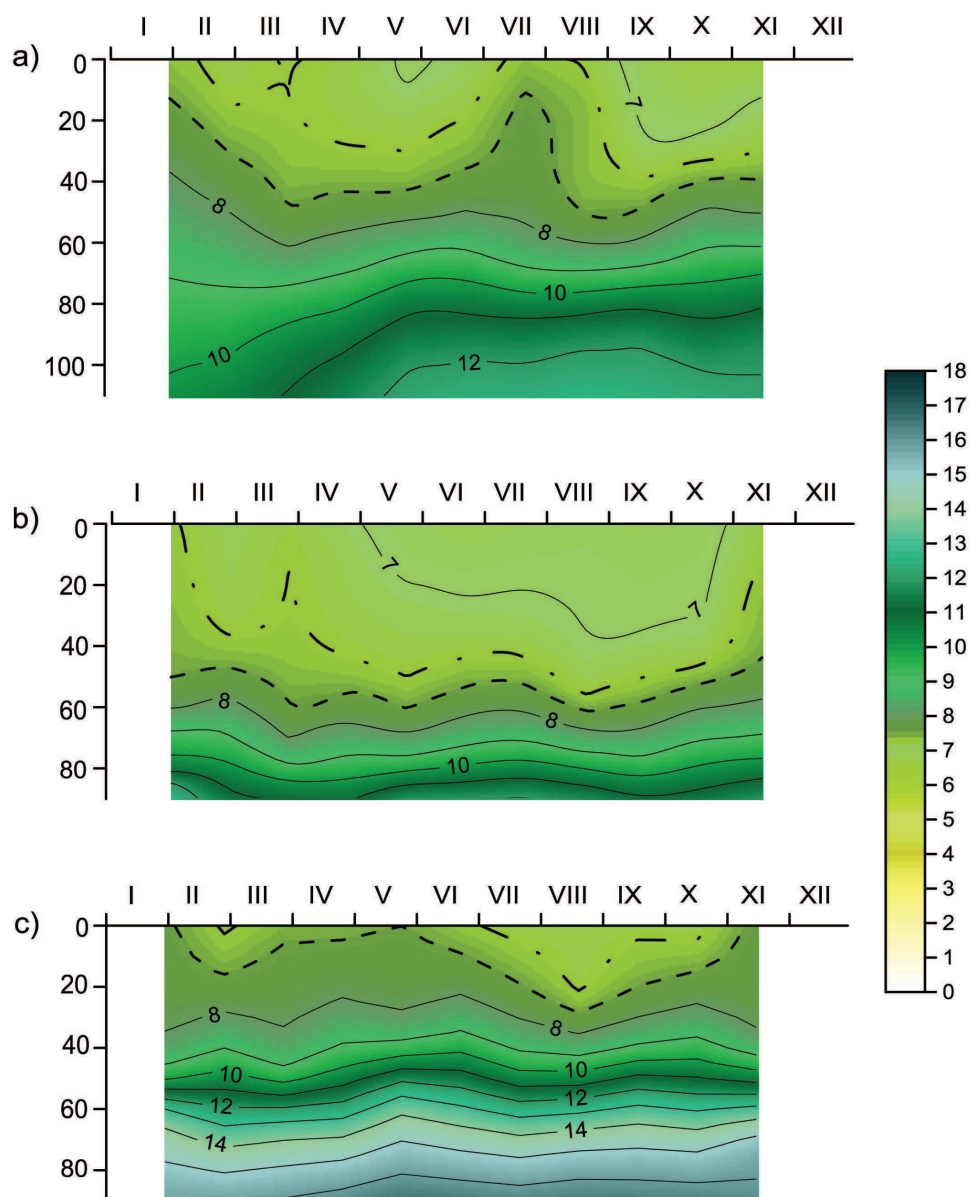
Zasolenie wody w warstwie przydennej obszarów głębokowodnych jest modyfikowane przez wlewy bardziej zasolonych wód z Morza Północnego. Słabe wlewy, które miały miejsce na początku i pod koniec października oraz w grudniu 2013 r., spowodowały wzrost zasolenia wód przydennych. W lutym 2014 r. przy dnie w Basenie Bornholmskim i we wschodnim Basenie Gotlandzkim zmierzono znacznie wyższe wartości niż w listopadzie poprzedniego roku.

W 2014 r. zasolenie wód przy dnie w Głębi Gdańskiej malało od 11,82 [PSS'78] w lutym do 11,13 w kwietniu, po czym w czerwcu osiągnęło wartość maksymalną w roku (12,67) i ten poziom zasolenia utrzymał się jeszcze w sierpniu, a w listopadzie zanotowano spadek do 12,06 (rys. 2.2.2 a). W obszarze pld.-wsch. stoku Głębi Gotlandzkiej zasolenie wody przy dnie w pierwszej połowie roku wahało się: od 12,49 w lutym do minimum 10,99 w kwietniu, a następnie wzrosło do maksimum – 12,85 w czerwcu. Od czerwca do listopada następował stopniowy spadek zasolenia do 12,23 (rys. 2.2.2 b).



Przy dnie Głębi Bornholmskiej zasolenie zmieniało się w 2014 r. w sposób następujący: od lutego obserwowano wzrost od 15,68 do wartości maksymalnej w czerwcu wynoszącej 16,54, a następnie od września zasolenie obniżało się do wartości o 16,16 w listopadzie (rys. 2.2.2 c).

Pod koniec 2014 r., rozpoczął się proces generowania wlewu wód z Morza Północnego do Bałtyku. Poziom morza zmierzony 3 grudnia 2014 r. na szwedzkim posterunku Landsort Norra wskazywał najniższy poziom w roku. W ciągu następnych trzech tygodni wiał silny zachodni wiatr, który spowodował wepchnięcie do Bałtyku dużej objętości silnie zasolonych wód. Wstępne szacunki umieściły ten wlew w pierwszej trójce największych od początku obserwacji wlewów, to jest listopada/grudnia 1897 roku.



Rys. 2.2.2. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2014 r.; a) Gdynia Gdańska, b) półd-wsch. Basen Gotlandzki, c) Gdynia Bornholmska

2.3. Odczyn wody morskiej

pH jest parametrem charakteryzującym odczyn wody morskiej. Zmienność tego parametru obserwowana w czasie i przestrzeni jest wynikiem oddziaływania na środowisko morskie zarówno czynników naturalnych (np.: hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych), jak i antropogenicznych. Największy wpływ na zmiany kwasowości wód morskich mają różnice w dopływie dwutlenku węgla z atmosfery, które w dużej mierze są efektem działalności człowieka (np.: spalania paliw kopalnych).

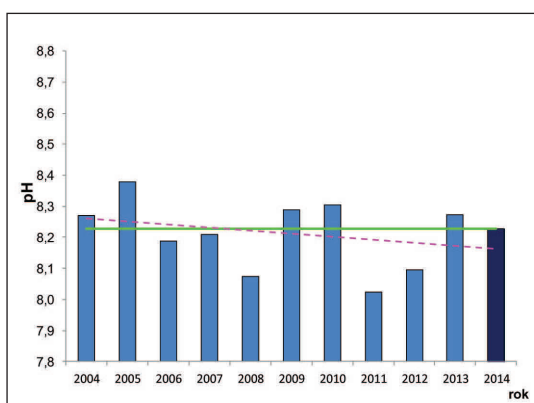
Pomiary pH, jako miary kwasowości/zasadowości środowiska morskiego wykonywano 6 razy w roku. Badania prowadzono na 25 stacjach pomiarowych zlokalizowanych w 5 podakwenach Morza Bałtyckiego wyznaczonych w polskiej strefie ekonomicznej (rys. 1.1). Analiza zmian wartości pH została opracowana na podstawie pomiarów z okresu 2004-2014.

Wartości pH wód morskich zmierzone podczas rejsów w 2014 r. mieściły się w przedziale 7,17-9,04, a średnia – równa 8,11 – była wyższa od średniej charakteryzującej okres 2004-2013 o ponad 0,01. Wartości średnie dla poszczególnych akwenów przedstawia tabela 2.3.1.

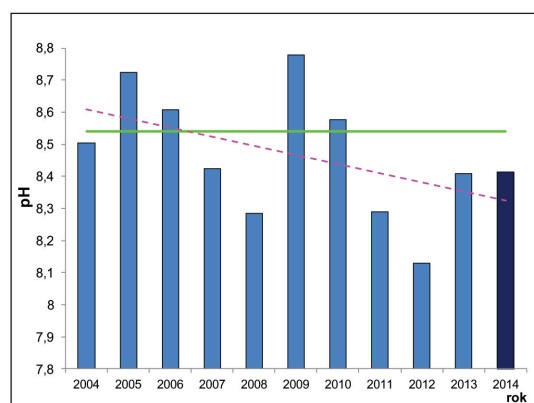
Tabela 2.3.1. Ekstremalne i średnie wartości pH w roku 2014 dla wydzielonych akwenów polskiej strefy południowego Bałtyku

Akwen	Min.	Max.	średnia
Zalew Wiślany	7,78	8,70	8,41
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	7,36	8,96	8,23
Basen Gdański	7,17	9,04	8,00
Wschodni Basen Gotlandzki	7,23	8,93	8,13
Basen Bornholmski	7,30	8,62	8,14

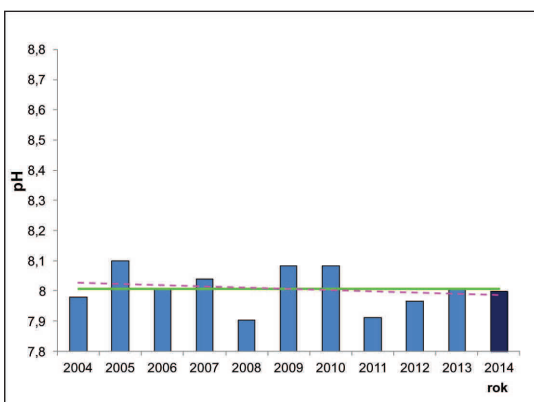
W ostatnim dziesięcioleciu obserwowano słabą tendencję spadkową wartości pH we wszystkich ocenianych obszarach (rys. 2.3.1-2.3.3 i 2.3.5) z wyjątkiem wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (rys. 2.3.4). W Basenie Gdańskim średnia wartość pH z 2014 r. nie różniła się znacząco od średniej wieloletniej (rys. 2.3.3), w Basenie Bornholmskim (rys. 2.3.5) oraz wschodnim Basenie Gotlandzkim (rys. 2.3.4) wartości te były wyższe od średniej wieloletniej, natomiast dla wód Zalewu Wiślanego średnia charakteryzująca rok 2014 była niższa od średniej z okresu 2004-2013 (rys. 2.3.1).



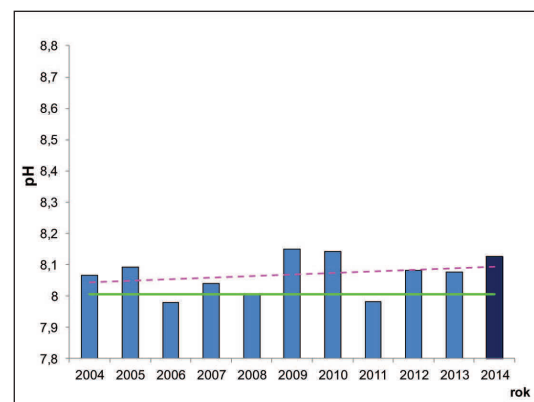
Rys. 2.3.1. Średni odczyn wody w Zalewie Wiślanym latach 2004-2013 (słupki jaśniejsze) i w roku 2014 (słupki ciemniejsze); linia zielona – średnia wieloletnia, linia różowa – tendencja.



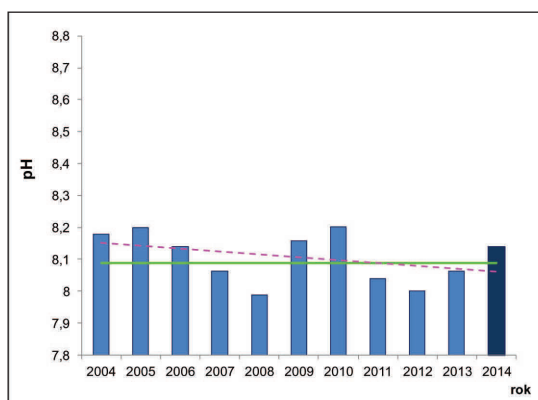
Rys. 2.3.2. Średni odczyn wody w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2004-2013 i w roku 2014; oznaczenia jak na rys. 2.3.1.



Rys. 2.3.3. Średni odczyn wody morskiej w Basenie Gdańskim w latach 2004-2013 i w roku 2014; oznaczenia jak na rys. 2.3.1.



Rys. 2.3.4. Średni odczyn wody morskiej we wschodnim Basenie Gotlandzkim w latach 2004-2013 i w roku 2014; oznaczenia jak na rys. 2.3.1.

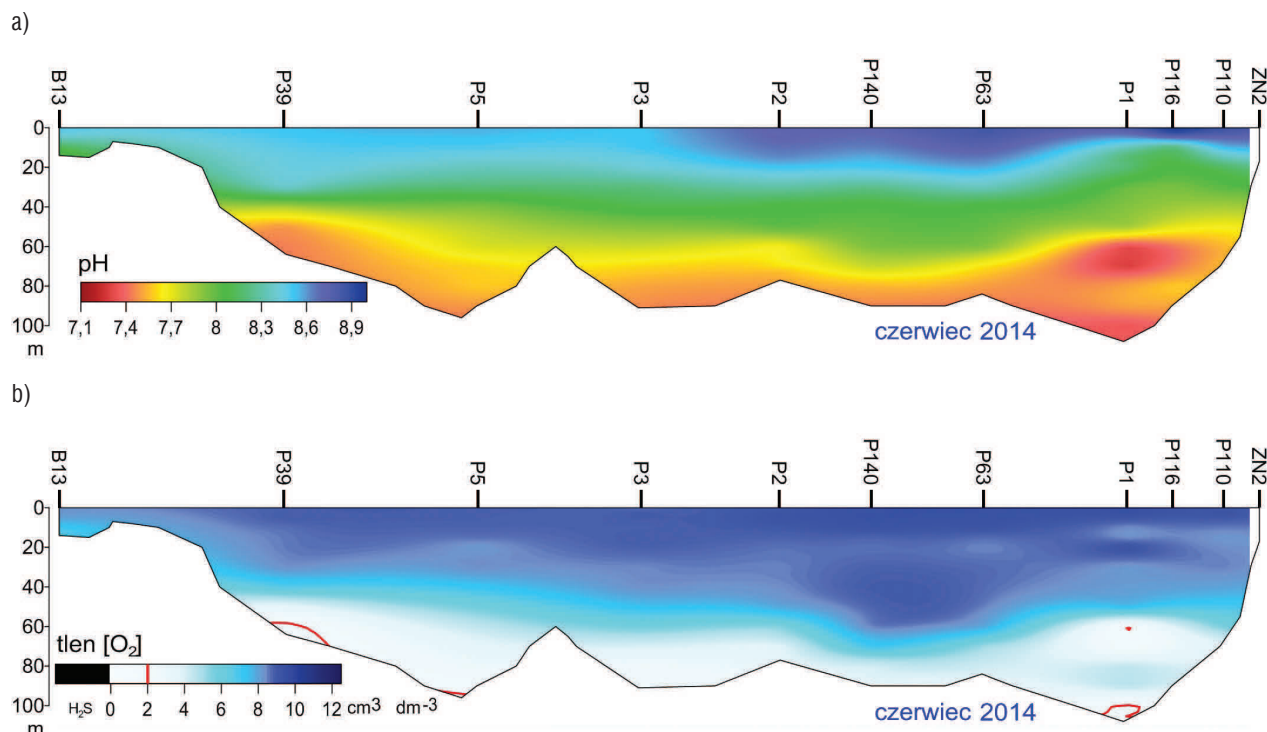


Rys. 2.3.5 Średni odczyn wody morskiej w Basenie Bornholmskim w latach 2004-2013 i w roku 2014; oznaczenia jak na rys. 2.3.1

W okresie intensywnych zakwitów fitoplanktonu stwierdzano wzrost pH, czyli przesunięcie w kierunku alkaliczności, w środowisku morskim. Zmiany sezonowe wartości pH związane były ze zmianami intensywności produkcji pierwotnej, procesu w którym w wyniku reakcji fotosyntetycznych do środowiska uwalniany jest tlen, a pochłaniany dwutlenek węgla. W roku 2014, podobnie jak w poprzedniej dekadzie, minimalne wartości pH w warstwie powierzchniowej dla poszczególnych akwenów odnotowano w lutym; najniższe pH – 7,89 stwierdzono w Basenie Gdańskim. Natomiast najwyższe, sięgające 8,71, zmierzono w miesiącach wiosennych, w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, w okresie szczytowego rozwoju wegetacji fitoplanktonu i związanego z nim przesylenia wody tlenem (dla Zalewu Wiślanego brak danych z miesięcy zimowych).

Średnie wartości pH w roku 2014 w warstwie powierzchniowej (0-10m) dla poszczególnych akwenów mieściły się w zakresie 8,31 - 8,42, w wieloleciu 2004-2013 wahania te były większe: od 8,22 do 8,54. Natomiast w głębszych warstwach, poniżej 10 m, sytuacja była odwrotna: zakres zmienności z 2014 r. (7,76 - 7,96) był większy niż w ostatniej dekadzie.

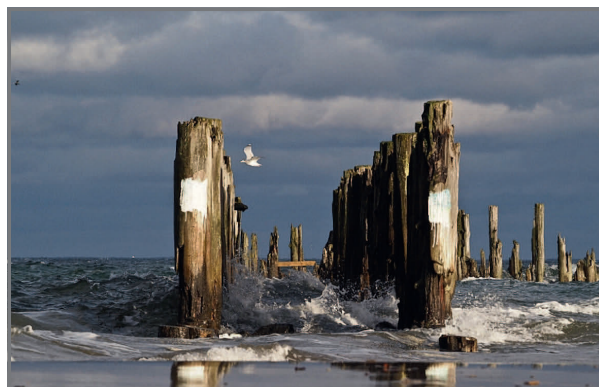
Poniżej warstwy eufotycznej zanotowano naturalny wzrost zakwaszenia wody morskiej, związany m.in. ze zużyciem tlenu w procesach chemicznych, jak np.: rozkład obumarłej materii organicznej (rys. 2.3.7.).



Rys. 2.3.7. Pionowy rozkład pH (a) oraz stężeń tlenu (b) w wodach polskiej strefy południowego Bałtyku wzdłuż przekroju głębokowodnego od Zatoki Pomorskiej do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z czerwca 2014 r.)

2.4. Ekspozycja na fale

Ekspozycję na fale, czyli oddziaływanie falowania wiatrowego, opisano pośrednio, poprzez kierunek i prędkość w sektorach ośmiostopniowej róży wiatrów oraz częstość występowania spiętrzeń sztormowych, określonych poprzez przekraczanie stanów ostrzegawczych i alarmowych poziomu morza na wybranych stacjach polskiego wybrzeża. Charakterystykę wiatru i poziomów morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2004-2014, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.



Porównując częstość występowania stanów ostrzegawczych oraz stanów alarmowych z wieloleciami 2004-2013, należy uznać rok 2014 za wyjątkowo spokojny. Stany ostrzegawcze w 2014 r. były przekraczane rzadziej – kilkakrotnie (Władysławowo – 3,22) lub kilkunastokrotnie (Ustka – 14,8) – niż w dziesięcioleciu 2004-2013 (tab. 2.4.1). Na wszystkich stacjach pomiarowych stany ostrzegawcze zostały przekroczone w grudniu 2014 r., a jedynie na stacji w Krynicy Morskiej częściej (2,69%) niż w okresie 2004-2013 (1,21%). W styczniu 2014 r. stany alarmowe zostały osiągnięte lub przekroczone na 4 posterunkach, to jest w Gdańsku Porcie Północnym (1,53% vs. 20,22%), Świnoujściu (0,54% vs. 6,34%), Władysławowie (6,99% vs. 14,35%) i Krynicy (0,54% vs. 9,48%), a w marcu tylko na jednym – w Świnoujściu (0,54% vs. 1,24%) (w nawiasach podano częstość odpowiednio w 2014 roku vs. 2004-2013). W lutym, kwietniu, październiku i w listopadzie w 2014 r. stany ostrzegawcze nie wystąpiły ani razu, podczas gdy w 10-leciu na każdej stacji były w tych miesiącach osiągane i przekraczane.

O niezwyklej spokojności w 2014 r., pod względem ekspozycji na fale, świadczy również częstość osiągania i przekraczania stanów alarmowych w odniesieniu do wielolecia. Na trzech z pięciu omawianych posterunków stany alarmowe w 2014 r. nie zostały osiągnięte wcale, zaś w poprzedzającym dziesięcioleciu w Świnoujściu pojawiały się od stycznia do marca oraz od września do grudnia, na stacji w Ustce – w styczniu oraz od października do grudnia, a w Krynicy Morskiej w styczniu i lutym oraz od października do grudnia.

Na pozostałych stacjach stany alarmowe zostały osiągnięte i przekroczone tylko w styczniu (tab. 2.4.2). Na posterunku w Gdańsku Porcie Północnym i we Władysławowie stany alarmowe w 2014 r. zostały osiągnięte i przekroczone tylko w styczniu, podczas gdy w wieloleciu występowały od stycznia do marca oraz od października do grudnia. Częstość osiągania i przekraczania stanów alarmowych w 2014 r. w Gdańsku Porcie Północnym była 11-krotnie mniejsza niż w okresie 2004-2013 (0,09% vs. 0,99%), a we Władysławowie prawie 14-krotnie (0,05% vs. 0,69%).

Tabela 2.4.1. Częstość występowania i przekraczania (%) stanów ostrzegawczych [cm] na stacjach pomiarowych wzdłuż polskiego wybrzeża

Stacja	Stan ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Gdańsk - Port Północny	550	2004-2013	20,22	5,18	3,92	0,28			0,11	0,32	4,00	6,94	9,28	9,73	5,01
		2014	7,53											5,38	1,1
Świnoujście	560	2004-2013	6,34	1,00	1,24	0,22	0,05	0,06			0,94	1,72	2,67	2,15	1,37
		2014	0,54		0,54									1,61	0,23
Ustka	570	2004-2013	4,84	0,59	0,43							0,75	1,11	1,13	0,74
		2014												0,54	0,05
Władysławowo	550	2004-2013	14,35	2,77	2,80	0,06					1,83	4,35	6,28	5,97	3,22
		2014	6,99											4,84	1,00

Tabela 2.4.1 c.d.

Krynica Morska	560	2004-2013*	9,48	2,17	0,55	0,06						0,12	2,33	2,41	1,21	1,47
		2014	0,54												2,69	0,27

* brak danych dla roku 2004, marca i grudnia 2006, stycznia 2009

Tabela 2.4.2. Częstość występowania i przekraczania (%) stanów alarmowych [cm] na stacjach pomiarowych wzdłuż polskiego wybrzeża

Stacja	Stan alarmowy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Gdańsk - Port Północny	570	2004-2013	6,40	1,18	0,22							1,08	1,56	1,40	0,99
		2014	1,08												0,09
Świnoujście	580	2004-2013	1,83	0,24	0,27						0,33	0,59	0,61	0,65	0,38
		2014													
Ustka	600	2004-2013	0,54									0,05	0,33	0,11	0,09
		2014													
Władysławowo	570	2004-2013	4,78	0,47	0,16							0,70	1,11	0,97	0,69
		2014	0,54												0,05
Krynica Morska	580	2004-2013*	2,62	0,33								0,66	0,43	0,13	0,34
		2014													

* brak danych dla roku 2004, marca i grudnia 2006, stycznia 2009

Oddziaływanie falowania wiatrowego na brzeg zostało opisane metodą pośrednią, wykorzystując kierunek i prędkość wiatru na wybranych posterunkach brzegowych, reprezentujących poszczególne akweny polskiej strefy Bałtyku. Dane pochodzą z sieci stacji hydrologiczno-meteorologicznych IMGW-PIB i zostały pobrane z Centralnej Bazy Danych Historycznych oraz Systemu Hydrologii.

W 2014 r., podobnie jak w wieloleciu 2004-2013, występowały różnice regionalne w przeważającym kierunku wiatru (rys. 2.4.1). Na stacjach w Świnoujściu, Ustce, Helu i w Gdańsku Porcie Północnym najczęściej wiał wiatr z kierunku południowego (S), a w Łebie z południowego (S) i zachodniego (W). Natomiast w Elblągu wysoką frekwencją charakteryzowały się aż trzy kierunki: wschodni (E), południowy (S) i południowo-zachodni (SW). W wieloleciu (2004-2013) kierunek wiatru również wykazywał zróżnicowanie regionalne (rys. 2.4.1); na zachodzie, stacja Świnoujście, przeważały wiatry z kierunku południowego (S) i południowo-zachodniego (SW), w Ustce – południowego (S), w Łebie i w Helu – zachodniego (W), w Gdańsku Porcie Północnym dominującym kierunkiem wiatru był ponownie południowy (S), a w Elblągu – południowy (S) i południowo-wschodni (SE).

Prędkość wiatru, podobnie jak kierunek, wykazywała zróżnicowanie regionalne, zarówno w 2014 r., jak i w wieloleciu 2004-2013 (rys. 2.4.1). W okresie 2004-2013 w Świnoujściu najsilniejsze wiatry wiały z sektora od północno-zachodniego (NW) przez północny (N) do północno-wschodniego (NE). Przesuwając się na wschód – w Ustce wśród najsilniejszych kierunków wiatru znalazł się także kierunek zachodni (W). Na stacji w Łebie, w wieloleciu, wiatry o najwyższej prędkości wiały z kierunku zachodniego (W), podczas gdy w Gdańsku Porcie Północnym z kierunku północnego (N), a w Elblągu z południowo-zachodniego (SW) i południowego (S). Na stacji Hel prędkość wiatru rozkładała się równomiernie w ośmiu sektorach.

Podsumowując, w 2014 r., na analizowanych stacjach na polskim wybrzeżu wiatry o największej prędkości wiały z tych samych kierunków, co w wieloleciu.

Średnia prędkość wiatru w 2014 roku była niższa niż w wieloleciu na czterech analizowanych stacjach. Największe różnice wystąpiły w Ustce – $0,6 \text{ m s}^{-1}$ i Helu – $0,5 \text{ m s}^{-1}$. Średnia prędkość w Łebie była wyższa od wieloletniej o $0,1 \text{ m s}^{-1}$, a w Elblągu aż $0,9 \text{ m s}^{-1}$. Wpływ na wzrost średniej prędkości wiatru w Elblągu mogła mieć zmiana lokalizacji stacji z miejskiego obszaru zabudowanego na teren otwarty.

Tabela 2.4.3. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2014 roku i wieloleciu 2004-2013 (z ośmiu terminów na dobę).

Okres \ Stacja	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny	Elbląg*
2014	3,0	4,8	4,8	3,3	4,7	4,2
2004-2013	3,3	5,4	4,7	3,8	4,8	3,3

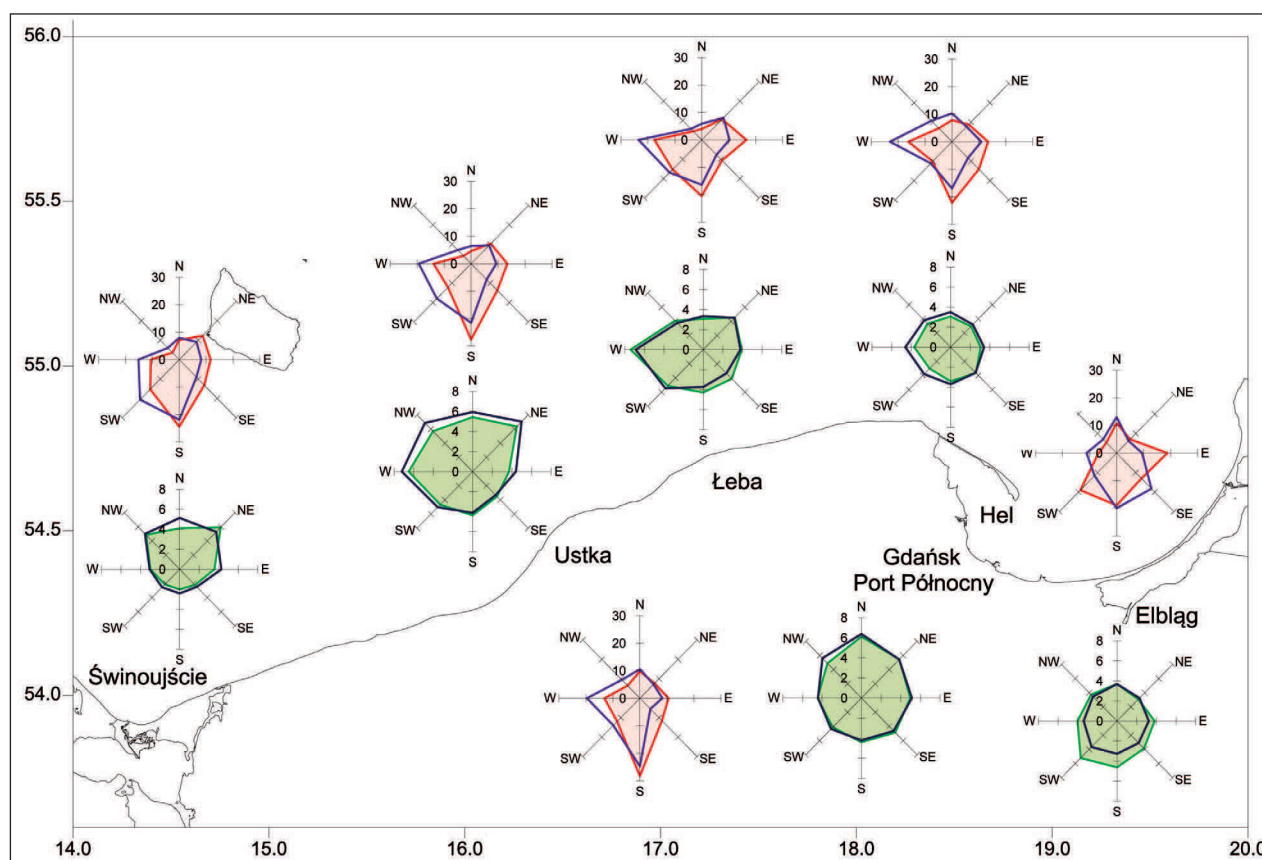
* – zmiana lokalizacji stacji w 2013 roku – przeniesienie z terenu miejskiego o zabudowie jednorodzinnej poza teren zurbanizowany

Zmiana lokalizacji mogła również wpłynąć na aż 16-krotnie rzadsze występowanie w Elblągu zjawiska ciszy (0,2%) w 2014 r. w porównaniu z dziesięcioleciem 2004-2013 (3,2%). Na pozostałych stacjach polskiego wybrzeża cisza występowała w 2014 r. z mniejszą częstością niż w dziesięcioleciu. W Ustce było to zaledwie 0,1% w porównaniu z 0,8% w wieloleciu, w Łebie 0,5% wobec 2,4%, podczas gdy w Świnoujściu 1,7% w porównaniu z 2,9% (tab. 2.4.4).

Tabela 2.4.4. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2014 roku i wieloleciu 2004-2013 (z ośmiu terminów na dobę).

Okres \ Stacja	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny	Elbląg*
2014	1,7	0,1	0,5	0,2	0,5	0,2
2004-2013	2,0	0,8	2,4	0,7	0,8	3,2

* – zmiana lokalizacji stacji w 2013 roku – przeniesienie z miasta o zabudowie jednorodzinnej poza teren zurbanizowany



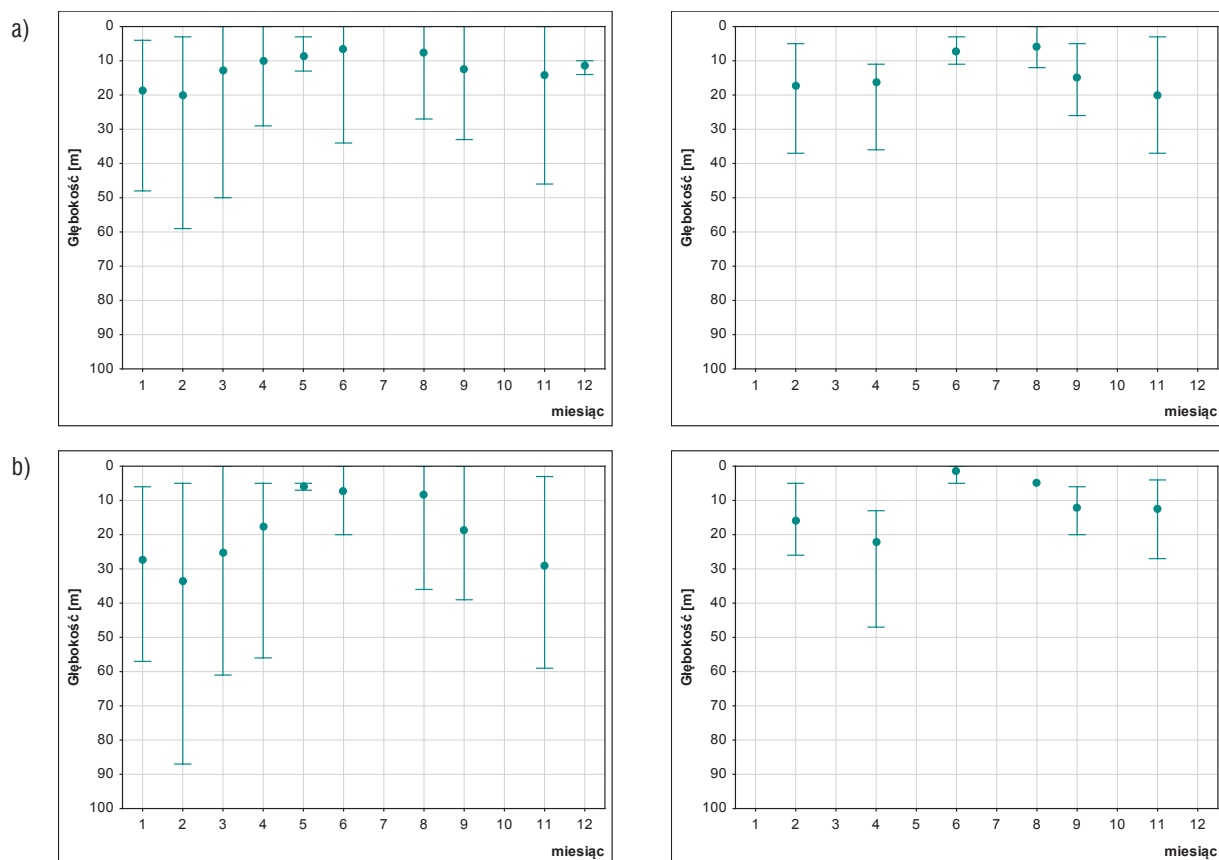
Rys. 2.4.1. Różnice wiatrów na wybranych stacjach polskiego wybrzeża; wykres górny: częstość występowania kierunków (kolor czerwony – rok 2014, kolor fioletowy – wielolecie 2004-2013), prędkość średnia w sektorach (kolor zielony – rok 2014, kolor granatowy – wielolecie 2004-2013)

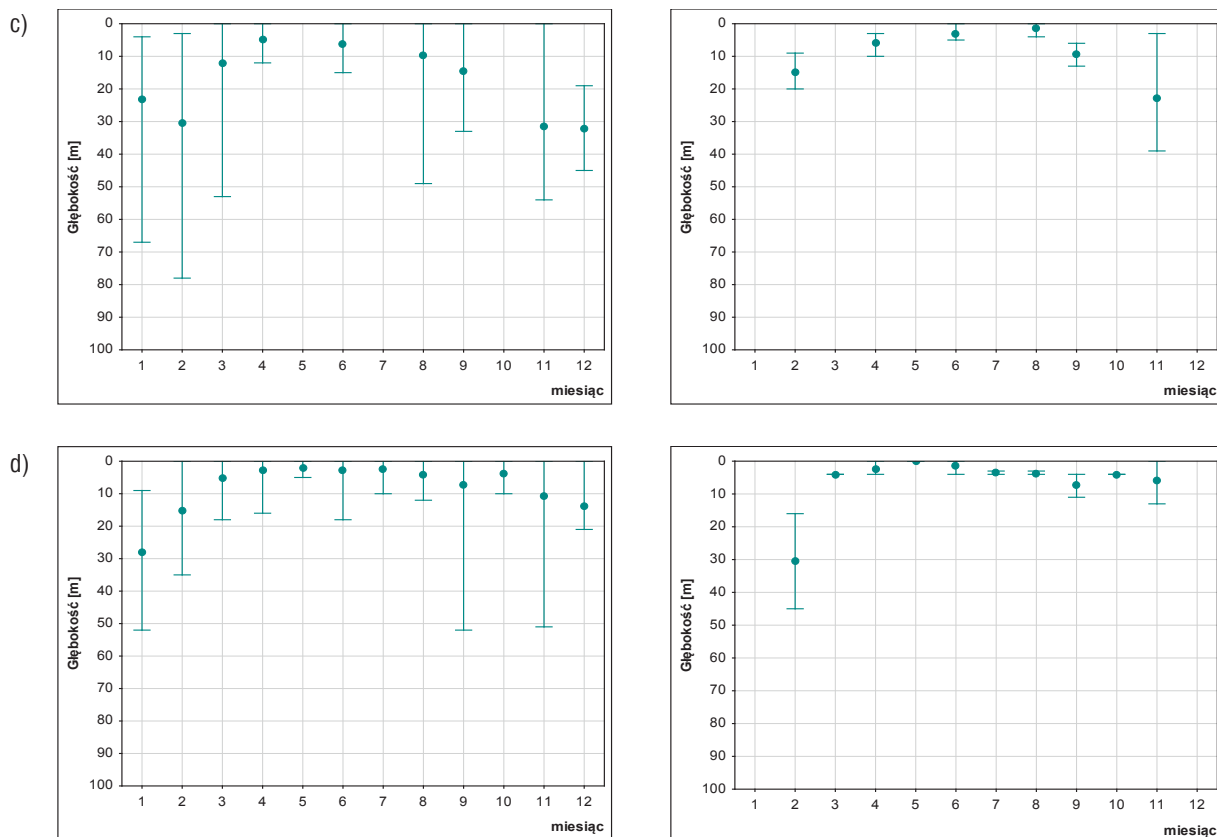
2.5. Mieszanie wód

W ciągu roku pionowe mieszanie się wód w Bałtyku jest wynikiem oddziaływania wiatru, a w okresie jesienno-ochładzania się wód w warstwie powierzchniowej i zapadaniem zimniejszych, bardziej gęstych mas wody. W strefie płytkowodnej temperatura wody jest zazwyczaj jednorodna od powierzchni wody do dna. W akwenach o znacznych głębokościach, jak wydzielone w polskiej strefie Bałtyku obszary oceny: wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański czy Basen Bornholmski, w zależności od pory roku pionowa stratyfikacja termiczna sięga znacznie głębiej. Największe głębokości stratyfikacji są obserwowane późną jesienią, w okresie zimowym i na początku wiosny. Najmniejsze są obserwowane od późnej wiosny (kwiecień lub maj) poprzez lato do początku jesieni. W 2014 r. we wszystkich wymienionych akwenach maksymalna głębokość wymieszania wód była mniejsza niż w okresie 2004-2013 (rys. 2.5.1), w następstwie czego rozpiętość grubości warstwy wymieszania wód była wyraźnie mniejsza od wartości w wieloleciu. Minimalna wartość głębokości warstwy wymieszania wynosząca 0 m wystąpiła w każdym z akwenów.

W wodach Basenu Bornholmskiego średnia głębokość występowania głębokości warstwy wymieszania była w 2014 r. zbliżona do średniej z poprzedzającego 10-lecia. Maksymalna głębokość warstwy wymieszania występowała w 2014 r. w przedziale od nieco ponad 10 m w miesiącach letnich (czerwiec i sierpień) do prawie 40 m w lutym. Analogiczne głębokości warstwy wymieszania w 10-leciu wynosiły, odpowiednio, około 30 m i prawie 60 m.

W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gdańskiego grubość warstwy niestratyfikowanej była w 2014 r. mniejsza niż w okresie 2004-2013 i wynosiła od kilku do prawie 20 m. Maksymalna głębokość bez stratyfikacji, jaką zaobserwowano w 2014 r. była wyraźnie mniejsza niż w poprzedzającym 10-leciu, od poniżej 5 metrów w kwietniu w wodach Basenu Gdańskiego do ponad 60 m w obu akwenach w lutym. Największą różnicę w stosunku do wielolecia zaobserwowano podczas rejsu zimowego (luty), a następnie jesienno-ochładzania (listopad). Najmniejsze różnice położenia średniej głębokości warstwy wymieszania notowano od kwietnia do września.





Rys. 2.5.1. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w okresie 2004-2013 (lewa kolumna) oraz w 2014 r. (prawa kolumna) w czterech wydzielonych akwenach w polskiej strefie Bałtyku; a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego

Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego charakteryzują się najbardziej złożoną sytuacją batymetryczną oraz hydrologiczną. Znaczną część zajmuje tu obszar o głębokości mniejszej niż 10 m oraz uchodzi do niego Wisła, wnosząca ładunek wód słodkich silnie modyfikujących stosunki termiczne i zasoleniowe w górnej warstwie akwenu, a wody rzeczne wykrywane są nawet daleko poza omawianym akwenem. Sytuacja ta znajduje odzwierciedlenie w grubości warstwy wymieszania wód, która w tym akwenie jest najmniejsza i przez większą część roku jej grubość nie przekracza 10 m.

2.6. Wymiana wód i prądy morskie



Wymiana wód w polskiej strefie Bałtyku zachodzi zarówno w skali lokalnej, w warstwie powierzchniowej rejonów przybrzeżnych, jak i regionalnej w warstwie przydennej. W pierwszym przypadku wiąże się ona z dopływem wód rzecznych do morza, podczas gdy w drugim – wynika z występowania nieregularnych wlewów słonych wód z Morza Północnego przez cieśninę Kattegat. Nieregularność ta zaznaczyła się szczególnie w okresie od 2004 do 2013 r. kiedy to praktycznie brak było większych wlewów.

Według informacji dostępnych na stronie Instytutu Badań Bałtyku im. Leibniza w Warnemünde w Niemczech, pod adresem <http://www.io-warnemuende.de>, w okresie od 2004 do 2013 r., w rejonie południowo-zachodniego Bałtyku odnotowano tylko mniejsze wlewy. Dopiero od 2007 r. (w styczniu, marcu i listopadzie) oraz od stycznia do września 2008 r. wystąpiły wlewy, dzięki którym miał miejsce transport ok. 200 km³ silnie zasolonej i dobrze natlenionej wody morskiej. W 2011 r. – na przełomie stycznia i lutego, marca i kwietnia, w maju oraz na przełomie listopada i grudnia, ponownie zarejestrowano występowanie znacznych wlewów w rejonie niemieckich wód Bałtyku, które wniosły od 100 km³ do 300 km³ słonych wód atlantyckich. Najsilniejszy był wlew z przełomu listopada i grudnia (2011), odpowiedzialny za transport ok. 1 Gt soli, który wpływał na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r. w 2013 r. ponownie nie zanotowano istotnego oddziaływania wód wlewowych.

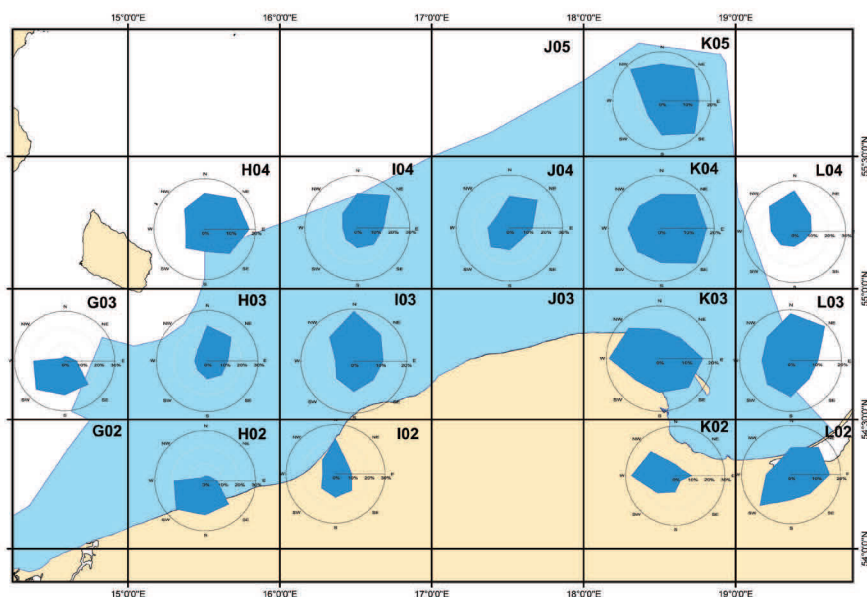
Zasadnicza zmiana sytuacji nastąpiła pod koniec 2014 roku, kiedy to rozpoczął się jeden z największych wlewów słonych wód z Morza Północnego, kończący 10 letni okres stagnacji. Według publikacji Instytutu w Warnemünde objętość wód wlewowych wyniosła 198 km³, natomiast ilość transportowanej soli to około 4 Gt. Wzrosła także zawartość tlenu, jednak efekty tego wlewu w polskiej strefie Bałtyku będą widoczne dopiero w następnych latach.

Poza wlewami kształtującymi warunki termohalinowe oraz natlenienie warstw przydennych obszarów głębokowodnych, wymiana wód powierzchniowych odgrywa bardzo istotną rolę w transporcie substancji wnoszonych rzekami do morza. Największy wpływ na dystrybucję zanieczyszczeń w morzu mają prądy morskie i falowanie. Czynniki te zależne są od aktualnych warunków anemobarycznych w rejonie odpływu wód rzecznych do morza, kształtujących lokalne układy cyrkulacji wód w górnej warstwie morza.

Poza wykorzystaniem modeli matematycznych do symulacji hydrodynamiki w morzu, istotnym źródłem informacji do oceny wpływu prądów są bezpośrednie pomiary wykonywane podczas poboru prób oraz pomiaru innych parametrów stanu wód morskich.

Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku wykorzystano pomiary przy pomocy prądomierza ADCP RDI podczas ruchu statku, wykonywane od 2004 r. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe mierzono zwykle w warstwie od około 7,3 do 9,8 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 w 2014 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów (rys. 2.6.1). Dla porównania wyznaczono róż prądów dla okresu 2004–2013 przedstawione na rys. 2.6.2.

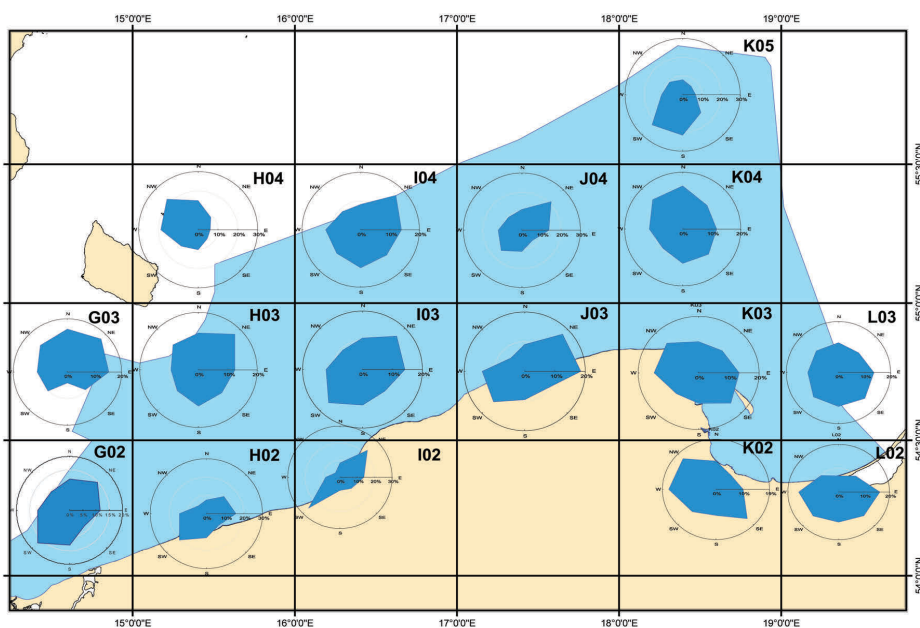


Rys. 2.6.1. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5 – 12,5 m w 2014 r.

Prądy podpowierzchniowe w polskiej strefie przybrzeżnej (kwadraty H02, I02, I03) odbiegały w 2014 r. od dominujących kierunków w wieloleciu. O ile wieloletni rozkład prądów zgodny jest z przebiegiem linii brzegowej, to w 2014 r. w kwadracie H02 przeważały kierunki południowe, a w kwadracie I02 północne. Podobna tendencja występowała w strefie większych głębokości pomiędzy Ławicą Słupską a wyspą Bornholm (rys. 2.6.1). Tylko w zachodniej części polskiej strefy Bałtyku (kwadrat G03) prądy miały kierunki południowo-zachodnie.

W strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej (K02, L02), która charakteryzuje się występowaniem przeważających prądów wzdłuż brzegowych, prądy miały w 2014 r. podobny układ jak w wieloleciu z wyjątkiem płytkowodnej strefy na przedpolu Trójmiasta (kwadrat K02).

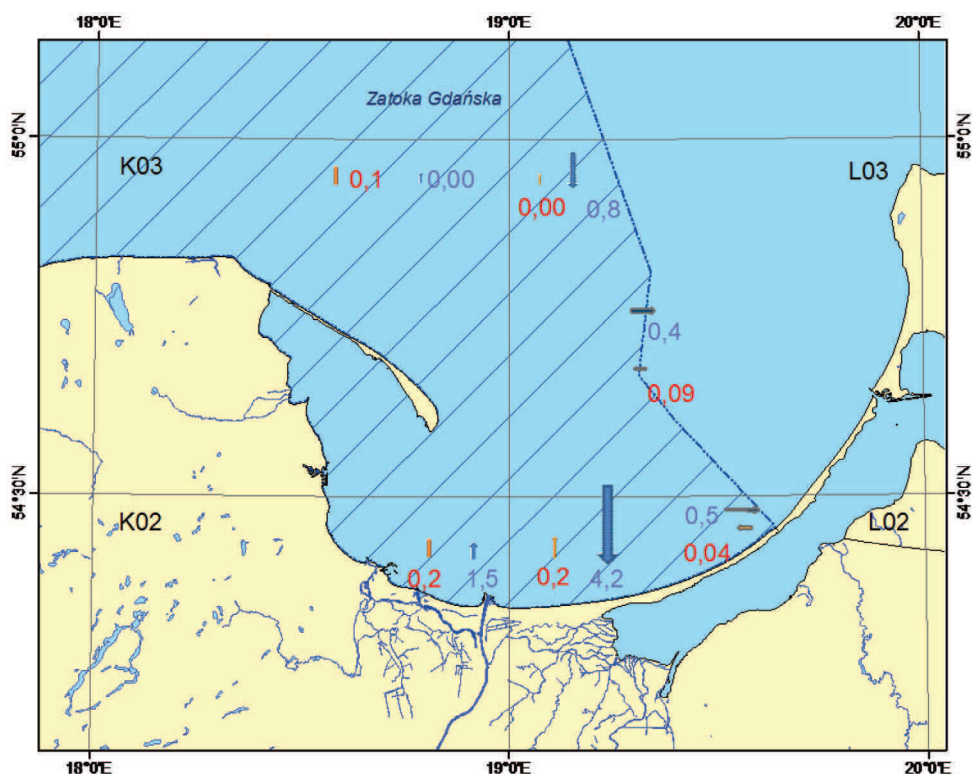
Na rozkład prądów w rejonie Głębi Gdańskiej, znajdującej się w obrębie kwadratu L03, zasadniczy wpływ mają cyklonalne lub antycyklonalne układy przepływu wód powstające podczas oddziaływania wiatru z różnych kierunków. W wyniku tego występują tam prądy o podobnym stopniu udziału we wszystkich kierunkach, co szczególnie dobrze widoczne jest w przypadku pomiarów wieloletnich (rys. 2.6.2). W okresie 2004-2013 najrzadziej występowały tam prądy północno-wschodnie. W 2014 r., odmiennie – przeważały północno-wschodnie, zaś w bardzo niewielkim stopniu występowały prądy wschodnie. Znaczny odsetek stanowiły także prądy o kierunkach zachodnich.



Rys. 2.6.2. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5 – 12,5 m opracowane na podstawie pomiarów z lat 2004-2013

W rejonie Głębi Bornholmskiej w wieloleciu przeważały prądy północno-zachodnie, a południowo-wschodni stok Głębi Gotlandzkiej charakteryzował się dominacją południowych kierunków prądu. W kwadracie I03 (Rynna Słupska) w 2014 r. przeważały prądy północne, a w wieloleciu północno-wschodnie i południowo-zachodnie.

Wieloletnie pomiary prądów metodą ciągłego profilowania przy pomocy ADCP od warstwy podpowierzchniowej do warstwy naddenej, wykonywane podczas rejsów monitoringowych, pozwalają na dokonanie oceny skali wymiany poziomej wód w wybranych rejonach. Na rys. 2.6.3. zilustrowano wynik obliczeń objętościowego natężenia przepływu wody (w tys. $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) 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 2004-2013 oraz w 2014 r.



Rys. 2.6.3. Natężenie przepływu wody (w tys. $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) w warstwie na głębokości od 7,5 do 12,5 m w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w wieloleciu 2004-2013 (strzałki niebieskie) oraz w roku 2014 (strzałki pomarańczowe) wzdłuż osi północ-południe oraz wschód-zachód przez granice polskiej strefy ekonomicznej

W 2014 r. wypadkowe natężenie przepływu w warstwie podpowierzchniowej morza we wszystkich kwadratach było bliskie zero. Oznacza to, że w okresie pomiarów monitoringowych w obrębie poszczególnych kwadratów, transport wód z przeciwnych kierunków wzdłuż osi północ-południe praktycznie się równoważył.

We wschodniej części polskiej strefy przybrzeżnej słaby napływ wód z kierunku wschodniego równoważony był odpływem w kierunku północnym. Podobnie było we wschodniej części strefy głębokowodnej.

W wieloleciu, na północnej granicy Zatoki Gdańskiej występował dopływ wód w ilości około $800 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, natomiast na wschodzie przeważał słaby odpływ wód w kierunku rosyjskiej części Zatoki, zarówno z jej centralnej części ($400 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$), jak i ze strefy przybrzeżnej ($500 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$).

II.3. Cechy stanu



3.1. Różnorodność biologiczna

Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI)

Indeks LFI odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, badanych przez statki badawcze, realizujące zadania związane z oceną stanu zasobów ryb demersalnych. Wskaźnik LFI spełnia kryteria dla cechy C1 i C4 z Decyzji Komisji 2010/477/UE. Jest on dobrze opracowany dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego. Dla Bałtyku indeks obejmuje jedynie zbiorowość ryb dennych, z wyłączeniem ryb pelagicznych, uwzględniając 5 gatunków: (dorsz, witlinek, stornia, gładzica, skarp). Aktualnie przez stronę szwedzką prowadzone są prace nad zastosowaniem wskaźnika również dla gatunków ryb pelagicznych pochodzących z połowów hydroakustycznych.

Indeks wielkości ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i charakteryzowany jest na podstawie liczebności dużych ryb.¹ Wyrażany jest w jednostce CPUE (połów na jednostkę nakładu połowowego). Obecnie wskaźnik LFI uznany został za wskaźnik podstawowy (core indicator) w opracowaniach HELCOM CORESET II. Dotychczasowe badania nad indeksem LFI dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Rybołówstwo, mające bezpośredni wpływ na strukturę zbiorowisk ryb, może prowadzić do zwiększenia relatywnej liczebności małych osobników i obniżenia średniej długości ryb, zmieniając tym samym wartości wskaźnika LFI.

Duże ryby, obecne w połowach badawczych, wskazują na dobry stan środowiska Morza Bałtyckiego. Indeks ma wyrażać zmiany śmiertelności połowowej na poziomie zbiorowości. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich zasobów pokarmowych, może następować zjawisko przegęszczenia populacji i zmniejszenia średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.

Na wartość indeksu mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura lub koncentracje substancji biogennych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną jest przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI a presją połowową, zastosowana zostanie granica pomiędzy subGES a GES wyznaczona w 2011 r.

Użyte w 2011 r. (na etapie opracowywania i testowania wskaźnika) dane pochodziły z rejsów dennych zrealizowanych w ramach międzynarodowego programu BITS (Baltic International Trawl Surveys) z 1 kwartału danego roku kalendarzowego. Do obliczenia wartości wskaźnika w polskiej strefie połowowej dla okresów 2000-2008 oraz 2009-2011 użyto danych z bazy DATRAS oraz własnej bazy MIR-PIB, utworzonej na potrzeby projektu. Oprócz danych polskich, użyto również danych z rejsów duńskich, z połowów w polskiej wyłącznej

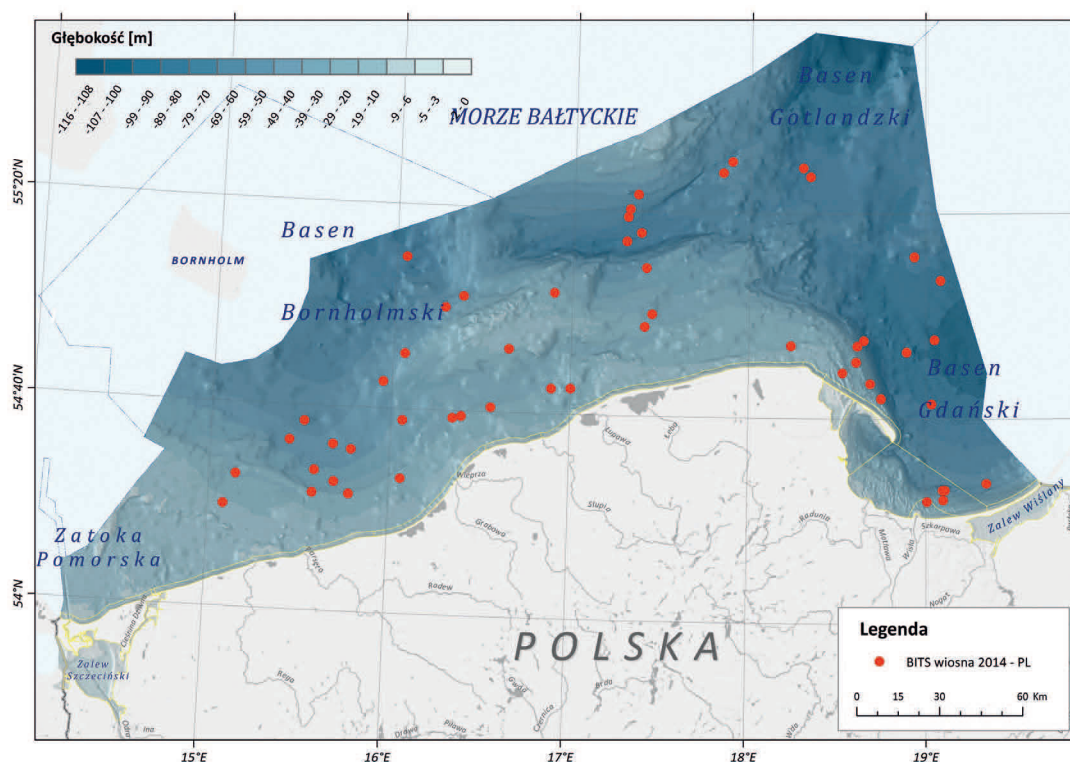
¹ Pojęcie „duże ryby” oznacza ryby powyżej długości całkowitej (*longitudo totalis*) określonej specyficznie dla każdego obszaru. W przypadku Polskich Obszarów Morskich „duże ryby” to osobniki powyżej 30 cm l.t

strefie ekonomicznej. Do obliczeń wykorzystano dane z 476 polskich oraz 261 duńskich punktów poboru prób ichtiofauny. Ze względu na niekompletność informacji o przyłowie wszystkich dennych gatunków, nie ma możliwości wykorzystania danych sprzed 2000 r. do szacowania tego wskaźnika.

W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskiego wybrzeża, dokonano oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza (odpowiadającej podrejonowi ICES 26) i zachodniej części (odpowiadającej podrejonowi ICES 25). Kalkulacja wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24, leżącym tylko w niewielkiej części w obrębie Polskich Obszarów Morskich, nie została opracowana, ponieważ nie było możliwe odpowiednie zobrazowanie dynamiki tamtejszych stad (przypisanych podrejonom ICES 22-24).

Kalkulacja wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24 nie została opracowana, ponieważ nie ma możliwości zobrazowania oceny stanu tamtejszego zespołu ryb na podstawie wyników pochodzących jedynie z małego wycinka tego podobszaru, który znajduje się 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 2014 roku użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskiej strefie ekonomicznej, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 52 stacji polskich (rys. 3.1.1). Dane duńskie, pochodzące z połowów w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku nie były dostępne w bazie DATRAS w trakcie wykonywania oceny.



Rys. 3.1.1. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych przez stronę polską (52 punkty) w 2014 r.

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

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

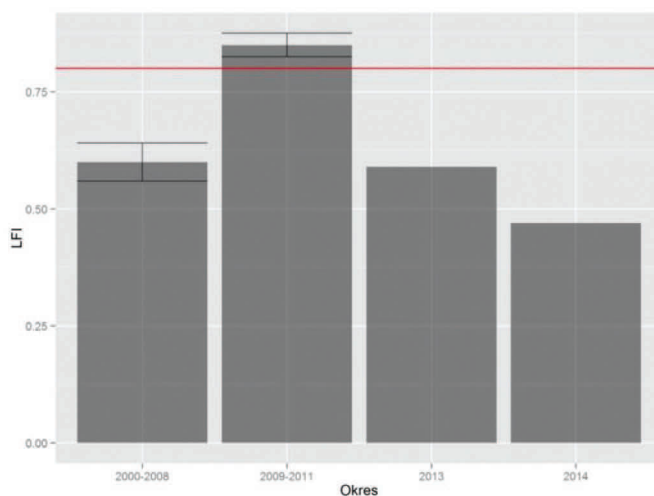
W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) odpowiadać będą stanowi subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska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

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2014 r. przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska wód – oparto ją o stosowany dotychczas poziom wartości referencyjnej GES. Jest to założenie, które wymaga weryfikacji w toku dalszych prac grupy HELCOM CORESET II.

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

Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 wyniosła 0,85 ($SD=\pm 0,05$) i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 ($SD=\pm 0,12$) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Granicę **subGES/GES** wyznaczono na poziomie **0,8**.

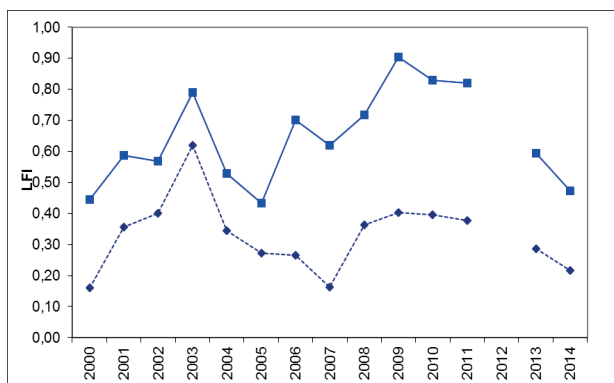
W obecnej ocenie (dane z roku 2014) wartość wskaźnika LFI dla podobszaru ICES 25 wynosiła 0,47 – **odpowiada to stanowi nieodpowiedniemu - subGES** (rys. 3.1.2). Ze względu na brak danych duńskich nie jest to wynik ostateczny i należy dokonać jego korekty po uzupełnieniu bazy.



Rys. 3.1.2. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2013 i 2014 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 2013-2014 (rys. 3.1.3). Udział dużych ryb z wyłączeniem dorsza (pozostały: stornia, gładzica, skarp oraz witlinek) przedstawiony został za pomocą linii przerywanej. Sposób prezentacji wyników z wydzieleniem dorsza i bez udziału dorsza pozwala na zobrazowanie dużego znaczenia tego gatunku, jako mającego istotny wpływ na wartość wskaźnika LFI w obrębie polskich obszarów morskich, mieszczących się w podobszarze ICES 25 Morza Bałtyckiego.

W przypadku podobszaru ICES 25, wartość wskaźnika LFI wskazuje na pogorszenie stanu środowiska wód w aspekcie frekwencji dużych ryb. Biorąc pod uwagę cały rozpatrywany okres (2000-2014) jest to jeden z najniższych uzyskanych wyników. Na obecnym etapie nie jest możliwe jednoznaczne wskazanie przyczyny tego stanu rzeczy.

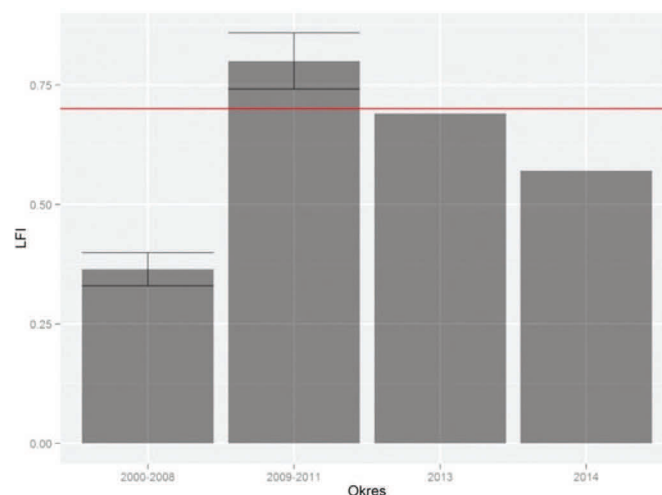


Rys. 3.1.3. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2011 oraz 2013-2014 w podobszarze ICES 25; LFI z uwzględnieniem dorsza – linia ciągła, LFI bez dorsza – linia przerywana

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

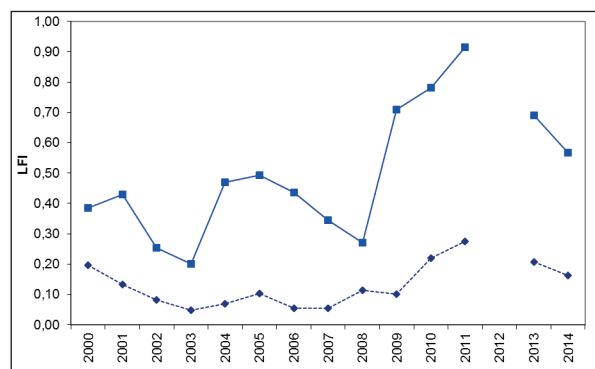
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 wyniosła 0,80 ($SD=\pm 0,10$) i była wyższa od wartości średniej 0,36 ($SD=\pm 0,10$) wyznaczonej dla okresu 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Granicę **subGES/GES** określono na poziomie **0,7**.

W obecnej ocenie (dane z roku 2014) wartość wskaźnika LFI w podobszarze ICES 26 wynosiła 0,57, co oznacza **stan nieodpowiedni – subGES** (rys. 3.1.4).



Rys. 3.1.4. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2013 i 2014 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

Wykres obrazujący udział dużych ryb w okresach 2000-2011 oraz 2013-2014 dla podobszaru ICES 26 charakteryzuje udział dużych ryb z uwzględnieniem wszystkich 5 gatunków (linia ciągła) oraz po wyłączeniu dorsza (linia przerywana) (rys. 3.1.5). Także w podobszarze ICES 26 i należących do niego polskich obszarów morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.



Rys. 3.1.5. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2011 oraz 2013-2014 w podobszarze ICES 26; LFI z uwzględnieniem dorsza – linia ciągła, LFI bez dorsza – linia przerywana

W przypadku podobszaru ICES 26, wartość wskaźnika LFI (0,57), wskazuje na pogorszenie stanu środowiska wód w aspekcie frekwencji dużych ryb; w 2014 r. odnotowano znaczący spadek LFI w porównaniu do lat 2009-2011 i 2013. Na obecnym etapie nie jest możliwe jednoznaczne wskazanie przyczyny tego stanu rzeczy.

3.2. Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb

Definicja dobrego stanu środowiska morskiego (GES) w odniesieniu do cechy 3 brzmi:

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

Ocena stanu w zakresie cechy 3 oparta jest na ocenie poszczególnych stad ryb komercyjnie eksploatowanych, stanowiących podstawę połowów na danym obszarze, w odniesieniu do poziomu presji rybołówstwa i zdolności rozrodczej stada. Na potrzeby oceny stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich zastosowano następujący podział:

- Zalew Wiślany,
- Zalew Szczeciński,
- Zalew Pucki,
- POM z wyłączeniem wyżej wymienionych w podziale na:
 - obszar ICES 25,
 - obszar ICES 26.

Na Zalewach operuje rybołówstwo łodziowe, bazujące na innych zespołach ryb, niż w przypadku strefy otwartego morza (łącznie ze strefą przybrzeżną). Podział pozostałych Polskich Obszarów Morskich na 2 obszary wynika z podziału przyjętego przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES).

Zalew Wiślany

Na Zalewie Wiślanym ponad 95% połowów stanowi pięć gatunków: śledź (81%), leszcz, płoć, okoń i sandacz (tab. 3.2.1 a, b). Zasoby śledzia podlegają zarządzaniu przez ICES, a ocena stanu tego stada została przedstawiona w dalszej części opracowania.

Tabela 3.2.1a. Połowy ryb na Zalewie Wiślanym w 2014 r. (na podstawie danych Okręgowego Inspektoratu Rybołówstwa Morskiego w Gdyni)

Gatunek	Połowy [t]	%	Uwagi
Śledź	2 375	81,2	(1)
Leszcz	133	4,6	(2)
Płoć	121	4,1	
Okoń	108	3,7	(3)
Sandacz	70	2,4	(4)
Ciosa	67	2,3	
Karaś	26	0,9	
Węgorz	12	0,4	(5)
Krąp	4	0,1	
Stornia	3	0,1	(6)
Stynka	2	0,1	
Inne	2	0,1	
SUMA	2 925		

(1) Zarządzany przez ICES (Her 25-29 i 32 Ex GoF), (2) TAC z Rosją, (3) WPZDR od 2011 r., (4) WPZDR od 2011 r. TAC z Rosją, (5) Polski Plan Zarządzania Populacją Węgorza Europejskiego, (6) Zarządzany przez ICES (Fle 26 i 28).

Tabela 3.2.1b. Połowy ryb na Zalewie Wiślanym w 2014 r. (na podstawie danych Okręgowego Inspektoratu Rybołówstwa Morskiego w Gdyni)

Gatunek	Połowy [szt.]
Troć	430

Wśród pozostałych gatunków, leszcz i sandacz podlegają zarządzaniu przez polsko-rosyjską Komisję Mieszaną ds. Rybołówstwa. Wynika to z zapisów bilateralnej Umowy o Współpracy z Federacją Rosyjską. Połowy tych gatunków są limitowane przez określenie TAC (Total Allowable Catch). Stosowana przez stronę rosyjską metodyka określania biomasy oraz limitów połowowych jest w chwili obecnej niewystarczająca do przeprowadzenia prawidłowej oceny stanu zasobów tych stad. W perspektywie kilku lat, o ile badania finansowane przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi będą kontynuowane, a współpraca ze stroną rosyjską zostanie rozwinięta o elementy wynikające z wdrażania Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej, informacje te mogą zostać włączone do oceny stanu środowiska morskiego. Do tego czasu ocena stanu stad leszcza i sandacza w odniesieniu do cechy C3 nie jest możliwa.

Na potrzeby Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich (WPZDR) rozpoczęto w 2011 r. badania eksploatowanej części populacji sandacza i okonia. Są to jednak dane niewystarczające do oceny poziomu presji rybołówstwa i zdolności rozrodczej stada. Zebranie danych niezbędnych do oceny stanu środowiska wymaga znacznego rozwinięcia Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich finansowanego przez Komisję Europejską i Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi.

Na Zalewie Wiślanym, do 2011 r., nie prowadzono standaryzowanych połowów badawczych, z których dane mogłyby być podstawą oceny stanu stad przy użyciu kryterium rozkładu wieku oraz rozkładu długości populacji. Ocena stanu stad zgodnie z tym kryterium będzie możliwa po przeprowadzeniu przynajmniej kilkuletnich badań w ramach monitoringu ryb na tym obszarze.

Zalew Szczeciński

Na Zalewie Szczecińskim ponad 95% połowów stanowi pięć gatunków: okoń, płoć, leszcz, śledź i sandacz (tab. 3.2.2 a, b). Na potrzeby Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich (WPZDR) w 2011 r. rozpoczęto badania eksploatowanej części populacji sandacza i okonia. Są to jednak dane niewystarczające do oceny poziomu presji rybołówstwa i zdolności rozrodczej stada. Zebranie danych niezbędnych do oceny stanu środowiska wymaga znacznego rozwinięcia WPZDR, finansowanego przez Komisję Europejską i Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi.

Tabela 3.2.2a. Połowy ryb na Zalewie Szczecińskim i wodach przyległych w 2014 r. (na podstawie danych Okręgowego Inspektoratu Rybołówstwa Morskiego w Szczecinie)

Gatunek	Połowy [t]	%	Uwagi
Okoń	801	36,4	(3)
Płoć	654	29,8	
Leszcz	371	16,9	
Śledź	151	6,9	(7)
Sandacz	135	6,1	(3)
Węgorz	19	0,9	(5)
Krąp	16	0,7	
Szczupak	16	0,7	
Sieja	10	0,4	
Lin	9	0,4	
Miętus	8	0,4	

Tabela 3.2.2a c.d.

Rozpiór	5	0,2	
Boleń	4	0,2	
Sum	2	0,1	
Inne słodkowodne	5	0,2	
SUMA	2 199		

(3) WPZDR od 2011 r., (5) Polski Plan Zarządzania Populacją Węgorza Europejskiego, (7) Zarządzany przez ICES (Her 22-24 i IIIa)

Tabela 3.2.2b. Połowy ryb na Zalewie Szczecińskim i wodach przyległych w 2014 r. (na podstawie danych Okręgowego Inspektoratu Rybołówstwa Morskiego w Szczecinie)

Gatunek	Połowy [szt.]
Troć	529
Łosoś	4

Do 2011 r. na Zalewie Szczecińskim nie prowadzono standaryzowanych połowów badawczych, z których dane mogłyby być podstawą oceny stanu stad przy użyciu kryterium rozkładu wieku oraz rozkładu długości w populacji. Ocena stanu stad zgodnie z tym kryterium będzie możliwa po przeprowadzeniu przynajmniej kilku-letnich badań w ramach monitoringu ryb na tym obszarze.

Zalew Pucki

Zalew Pucki jest obszarem silnie zdegradowanym pod względem występujących gatunków ryb. W latach 70., poławiano tu przede wszystkim ryby słodkowodne i dwuśrodowiskowe – węgorza, okonia, płoć i szczupaka (tab. 3.2.3 a, b). Aktualnie akwen ten zasiedlają przede wszystkim niekomercyjne gatunki ryb – ciernik, cierniczek i babka bycza, a rybołówstwo jest znacznie ograniczone. Nie jest dostępna statystyka połowowa dotycząca wyłącznie Zalewu Puckiego – przytoczone dane dotyczą całej Zatoki Puckiej. Według dostępnych wyników, ponad 97% połowów przypada na pięć gatunków: dorsza, stornię, śledzia, okonia i belonę.

Tabela 3.2.3a. Połowy ryb w Zatoce Puckiej w 2014 r. (na podstawie danych Centrum Monitorowania Rybołówstwa)

Gatunek	Połów [t]	%	Uwagi
Dorsz	145	39,1	(8)
Stornia	136	36,6	(6)
Śledź	40	10,7	(1)
Okoń	28	7,6	(3)
Belona	12	3,2	
Węgorz	4	1,2	
Gładzica	3	0,7	
Szczupak	2	0,4	
Sieja	1	0,2	
Inne	1	0,2	
SUMA	370		

(1) Zarządzany przez ICES (Her 25-29 i 32 Ex GoF), (3) WPZDR od 2011 r., (6) Zarządzany przez ICES (Fle 26 i 28), (8) Zarządzany przez ICES (Cod 25-32)

Tabela 3.2.3b. Połowy ryb w Zatoce Puckiej w 2014 r. (na podstawie danych Centrum Monitorowania Rybołówstwa)

Gatunek	Połowy [szt.]
Łosoś	102
Pstrąg	21
Troć	4462

Na potrzeby Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich (WPZDR) w 2011 r. rozpoczęto badania eksploatowanej części populacji okonia. Są to jednak dane niewystarczające do oceny poziomu presji rybołówstwa i zdolności rozrodczej stada. Zebranie danych niezbędnych do oceny stanu środowiska wymaga znacznego rozwinięcia WPZDR, finansowanego przez Komisję Europejską i Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi.

Na Zalewie Puckim do 2011 r. nie prowadzono standaryzowanych połowów badawczych, z których dane mogłyby być podstawą oceny stanu stad przy użyciu kryterium rozkładu wieku oraz rozkładu długości populacji. Ocena stanu stad zgodnie z tym kryterium będzie możliwa po przeprowadzeniu przynajmniej kilkuletnich badań w ramach monitoringu ryb na tym obszarze. W przypadku belony konieczne jest stworzenie odrębnego programu monitoringu w oparciu o połowy badawcze, z uwagi na sezonowość występowania tego gatunku ryb w Zalewie Puckim (prawie wyłącznie w maju).

Obszary ICES 25 i 26

Podstawę połowów na akwenach otwartego morza stanowią cztery gatunki: szprot, śledź, dorsz i stornia (tab. 3.2.4a). Ocena stanu środowiska morskiego została wykonana na podstawie stanu zasobów tych gatunków. Wymienione powyżej gatunki stanowią około 95% połowów w podobaszarze 25 oraz ponad 98% połowów w podobaszarze 26. W analizowanych obszarach istotne, z uwagi na wartość rynkową, są również połowy ryb łososiowatych podane w sztukach (tab. 3.2.4b).

Wykonanie oceny środowiska morskiego i doprowadzenie wszystkich gatunków poławianych przemysłowo do poziomu bezpiecznych granic biologicznych, jest procesem długim i bardzo trudnym. Najważniejszym 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. Nie można w chwili obecnej wyznaczyć maksymalnego zrównoważonego połowu (MSY) dla wszystkich gatunków równocześnie, a jedynie dla poszczególnych stad z osobna. Gdy połów jednego stada znajduje się w granicach wyznaczanych przez MSY, połów drugiego stada może przekraczać zalecaną wartość, np. poprzez obecność w przyłowach pierwszego gatunku. W trakcie zarządzania żywymi zasobami morza należy podejmować rozważne decyzje na temat tego, które stado powinniśmy „chronić bardziej”.

Tabela 3.2.4a. Połowy ryb na podobaszarze ICES 25 i 26 w 2014 roku (na podstawie danych Centrum Monitorowania Rybołówstwa)

Gatunek	ICES 25		ICES 26		Uwagi
	Połów [t]	%	Połów [t]	%	
Szprot	22612	38,4	32087	68,1	(9)
Śledź	16332	27,7	9273	19,7	(9)
Stornia	9821	16,7	1210	2,6	(10)
Dorsz	7198	12,2	3829	8,1	(10)
Dobijak	1795	3,0	8	0,0	
Gładzica	58	0,1	7	0,0	

Tabela 3.2.4a c.d.

Okoń	23	0,0	151	0,3	
Leszcz	4	0,0	141	0,3	
Płoć	3	0,0	129	0,3	
Sandacz	26	0,0	118	0,2	
Inne	1051	1,8	156	0,3	
SUMA	58 924		47 109		

(9) Zarządzany przez ICES - ocena analityczna,

(10) Zarządzany przez ICES - ocena na podstawie indeksu biomasy

Tabela 3.2.4b. Połowy ryb na podobszarze ICES 25 i 26 w 2014 roku (na podstawie danych Centrum Monitorowania Rybołówstwa)

Gatunek	ICES 25	ICES 26
	Połów [szt.]	Połów [szt.]
Łosoś	1575	1398
Pstrąg	51	230
Troć	8600	21469

Do oceny stanu poszczególnych stad, występujących na podobszarach ICES 25 i 26, wybrano różne wskaźniki, w zależności od ilości i jakości dostępnych danych. Dla stad posiadających analityczną ocenę biomasy zastosowano wskaźniki podstawowe z kryteriów RDSM: 3.1 – Poziom presji rybołówstwa i 3.2 – Zdolność rozrodcza stada. Ocena drugiej grupy – stad z ograniczoną ilością danych, opiera się jedynie na analizie trendów wskaźników: Stosunek połowu do wskaźnika biomasy (3.1.2) i Wskaźnika biomasy (3.2.2) oraz na analizie rozkładu długości według wskaźnika kryterium 3.3 – Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji.

Pozostałe stada, zaliczane według definicji cechy 3 do ryb przemysłowo eksploatowanych – dla Morza Bałtyckiego są to gatunki stanowiące co najmniej 0,1% całkowitego połowu, a nie posiadające planu zarządzania, powinny być objęte programem monitoringu, tak aby na podstawie zebranych w ten sposób informacji można było w przyszłości wyznaczyć dla nich bezpieczne granice biologiczne.

Ocena stanu środowiska w zakresie ryb komercyjnie eksploatowanych powstała w oparciu o: jedno stado dorsza (22-24), dwa stada storni (24-25 oraz 26 i 28), jedno stado szprota (22-32) oraz jedno stado śledzia (25-29 i 32 Ex GoR), na podstawie danych pozyskanych z dokumentu ICES Advice (2015).

W tabeli zaprezentowano wskaźniki wybrane do oceny poszczególnych stad (tab. 3.2.5).

$MSY B_{trigger}$ oraz F_{MSY} dostępne są dla dwóch stad: szprota (22-32) i śledzia (25-29 i 32 Ex GoR). Stada, dla których nie istnieją wystarczające dane do wykonania oceny za pomocą wskaźników Śmiertelność połowowa (F) (3.1.1 wg. RDSM) i Biomasa stada tarłowego (SSB) (3.2.1 wg RDSM), poddano ocenie za pomocą analizy trendu Stosunku połowu do wskaźnika biomasy (3.1.2) oraz Wskaźnika biomasy (3.2.2), a także analizy rozkładu długości osobników w populacji przy zastosowaniu kryterium Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji (3.3).

Wciąż trwają prace dotyczące metodologii wyznaczania wskaźników kryterium rozkładu wieku oraz rozkładu długości populacji oraz ich wartości referencyjnych. Z listy zaproponowanych wskaźników wybrano 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych.

Poniżej przedstawiono opis oceny poszczególnych stad wraz z wyznaczeniem dobrego stanu środowiska (GES) na podstawie wskaźników cechy 3 w oparciu o szablon oceny dostępny w ICES MSFD D3 REPORT 2012 (tab. 3.2.6).

Tabela 3.2.5. Przegląd kryteriów i wskaźników dobrego stanu środowiska morskiego dla cechy 3

Kryteria i wskaźniki	Informacje dotyczące wykorzystania
Kryterium 3.1 - Poziom presji rybołówstwa	
Wskaźnik 3.1.1 - Śmiertelność połowowa (F)	
Śmiertelność połowowa zapewniająca utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu $F \leq F_{MSY}$ F_{MSY} - poziom śmiertelności połowowej zapewniający utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu przez wiele kolejnych lat	Wybrany do oceny stad: - szprota (22-32), - śledzia (25-29 i 32 Ex GoR).
Wskaźnik 3.1.2 - Stosunek połowu do wskaźnika biomasy	
CPUE Połów na jednostkę nakładu połowowego	Wybrany do oceny stad: - dorsza (25-32), - storni (24-25 oraz 26 i 28).
Kryterium 3.2 - Zdolność rozrodcza stada	
Wskaźnik 3.2.1 - Biomasa stada tarłowego (SSB)	
Biomasa stada tarłowego zapewniająca utrzymanie stada w bezpiecznych granicach biologicznych $B \geq MSY B_{trigger}$ $MSY B_{trigger}$ – dolna granica biomasy stada tarłowego zapewniający utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu	Wybrany do oceny stad: - szprota (22-32), - śledzia (25-29 i 32 Ex GoR).
Wskaźnik 3.2.2 - Wskaźniki biomasy	
Wskaźnik biomasy	Wybrany do oceny stad: - dorsza (25-32), - storni (24-25 oraz 26 i 28).
Kryterium 3.3 - Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji	
Wskaźnik 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych	
	Wybrany do oceny stad: - dorsza (25-32), - storni (24-25 oraz 26 i 28).

Tabela 3.2.6. Szablon oceny stanu środowiska morskiego dla stad objętych cechą 3.

Wskaźnik	Ocena stada		
	zielona	pomarańczowa	czerwona
Podstawowa			
Śmiertelność połowowa	$F \leq F_{MSY}$	$F_{MSY} < F < F_{pa}$	$F > F_{pa}$
Stosunek połów do biomasy	$SSB > B_{MSYtrigger}$		$SSB < B_{MSYtrigger}$
Analiza trendu			
Biomasa stada tarłowego	Istotny trend malejący lub brak trendu		Trend rosnący
Wskaźniki biomasy	Istotny trend rosnący lub brak trendu		Trend malejący
Analiza rozkładu			
$m = \frac{l - l_{sr}}{l_{sd}}$ l - wartość współczynnika; l_{sr} – średnia wartość współczynnika z wybranego zakresu lat; l_{sd} – odchylenie standardowe współczynnika z wybranego zakresu lat			
Rozkład wieku i rozkład długości	$m \geq 0.0$	$-1.6 \leq m < 0.0$	$m < -1.6$

Czerwony kolor oznacza, że dobry stan środowiska nie został osiągnięty według konkretnego kryterium, czyli jest stan nieodpowiedni (sub-GES), zielony – wskazuje na stan dobry (GES), natomiast kolor pomarańczowy traktowany jest jako stan przejściowy.

■ Stado dorsza w podobszarach ICES 25-32

Połowcy stada dorsza wschodniobałtyckiego zaczęły maleć w latach 80., a w 2013 r. osiągnęły najniższą wartość w serii danych z prawie 50 lat. Od 2009 r. TAC (całkowity dopuszczalny połów) nie jest realizowany, a w 2014 r. wykorzystano go jedynie w 44%. Spowodowane było to najprawdopodobniej niską ceną rynkową dorsza, zmniejszeniem floty dorszowej w niektórych krajach, na skutek wprowadzenia polityki złomowania kutrów rybackich, jak również zmniejszeniem biomasy ryb większych niż minimalny wymiar ochronny, czyli 38 cm, oraz zwiększeniem odrzutu związanego z niską jakością ryb (niską wagą lub słabą kondycją).

Z powodu licznych wątpliwości co do czynników wpływających na zmianę dynamiki stada dorsza postanowiono, że należy zawiesić wykonywanie oceny zasobów dla tego stada przy użyciu modeli analitycznych, opartych na strukturze wiekowej. Stado to zostało zakwalifikowane do stad posiadających ograniczoną ilość danych, a ocena została przeprowadzona na podstawie wskaźnika biomasy i wskaźnika poziomu presji rybołówstwa.

Kryterium – Poziom presji rybołówstwa: Stosunek połowu do wskaźnika biomasy (3.1)

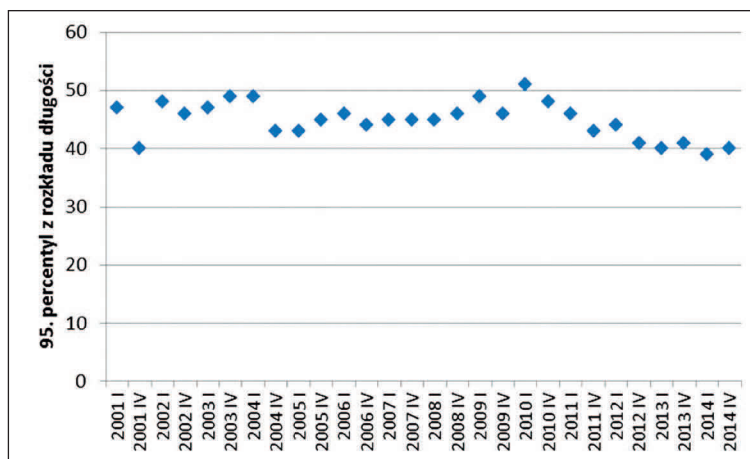
Stosunek połowu do wskaźnika biomasy wykazuje trend rosnący od 2009 r. Oznacza to, że stado nie uzyskało oceny wskazującej na dobry stan środowiska (GES) pod względem kryterium poziomu presji rybołówstwa.

Kryterium – Zdolność rozrodcza stada: Wskaźniki biomasy (3.2)

Wskaźnik biomasy wykazuje trend malejący, co oznacza, że stado dorsza 25-32 nie uzyskało dobrego stanu (GES) pod względem kryterium zdolności rozrodczej stada.

Kryterium – Rozkład wieku oraz rozkładu długości populacji: 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych (3.3)

Wartość wskaźnika 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych waha się w granicach od 39-51 cm (rys. 3.2.1). Od 2010 r. zanotowano spadek wartości z najwyższej, równej 51 cm, do najniższej w dotychczas obserwowanej serii danych - 39 cm, zanotowanej w pierwszym kwartale 2014 r. Średnia wartość z okresu 2001-2014 wynosi 45 cm, z odchyleniem standardowym na poziomie 3,0 cm. W 2014 r. uzyskano $m = -1,56$, co oznacza, że stado dorsza osiągnęło status pomarańczowy, czyli stan przejściowy pomiędzy stanem nieodpowiednim (subGES) a dobrym (GES).



Rys. 3.2.1. Dorsz 25-32; 95. percentyl z rozkładu długości (I i IV kwartał)

■ Stada storni

Główną przyczyną uniemożliwiającą wykonanie oceny analitycznej dla stad storni jest brak oszacowanych historycznych odrzutów oraz problemy z oznaczaniem wieku ryb. Odczyty wieku wykonywane są obecnie według nowej metody, jedynie Polska wykonała odczyt wsteczny do 2000 r. – pozostałe kraje posiadają znacznie krótszą bazę „poprawionych” danych.

Stado storni w podobszarach ICES 24-25

Połowy stada storni 24-25 wzrastały od lat 90., rekompensując tym samym straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń dotyczących połowów dorsza, spowodowanych jego znacznie niższą biomasa obserwowaną w ciągu ostatnich 20 lat. W 2014 r. po raz pierwszy oszacowano odrzut dla stada storni 24-25, który stanowi około 30% połowu.

Kryterium – Poziom presji rybołówstwa: Stosunek połowu do wskaźnika biomasy (3.1)

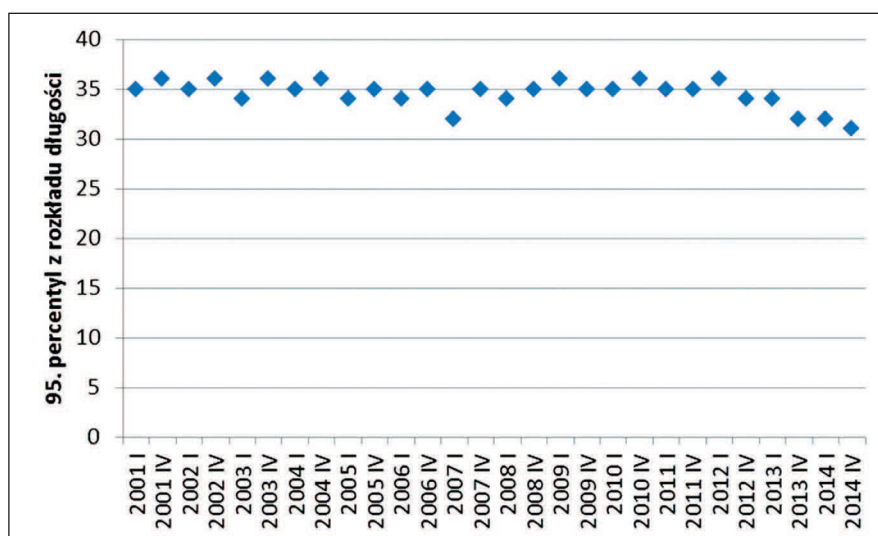
Standaryzowany nakład połowowy dla tego stada utrzymuje się na stałym poziomie w ciągu ostatnich 4 lat, dlatego uznano, że pod względem kryterium poziomu presji rybołówstwa został osiągnięty dobry stan środowiska (GES) dla tego stada.

Kryterium – Zdolność rozrodcza stada: Wskaźniki biomasy (3.2)

Wskaźnik biomasy dla stada storni wykazuje trend rosnący, co oznacza, że pod względem kryterium zdolności rozrodczej stada dobry stan środowiska – GES został osiągnięty.

Kryterium – Rozkład wieku oraz rozkładu długości populacji: 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych (3.3)

Wartość wskaźnika 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych waha się w granicach od 31-36 cm. Od 2012 r. zanotowano spadek wartości z najwyższej, równej 36 cm, do najniższej w dotychczasowej serii obserwacji, równej 31 cm, wyznaczonej w 2014 r. (rys. 3.2.2). Średnia wartość wskaźnika z okresu 2001-2014, wynosi 35 cm, z odchyleniem standardowym na poziomie 1,3 cm. W 2014 r. wyznaczono $m = -2,65$, co oznacza, że stado storni 24-25 pod względem tego wskaźnika nie osiągnęło dobrego stanu środowiska i jego stan jest nieodpowiedni - subGES.



Rys. 3.2.2. Stornia 24-25; 95. percentyl z rozkładu długości (I i IV kwartał). Stado storni w podobszarach ICES 26 i 28

Stado storni w podobszarach 26 i 28

Połowy storni w podobszarach ICES 26 i 28 wzrastały w ciągu ostatnich 20 lat, osiągając maksymalną wartość około 6 tysięcy ton w 2005 r., zaś w roku 2014 wyniosły niecałe 5000 t.

Kryterium – Poziom presji rybołówstwa: Stosunek połowu do wskaźnika biomasy (3.1)

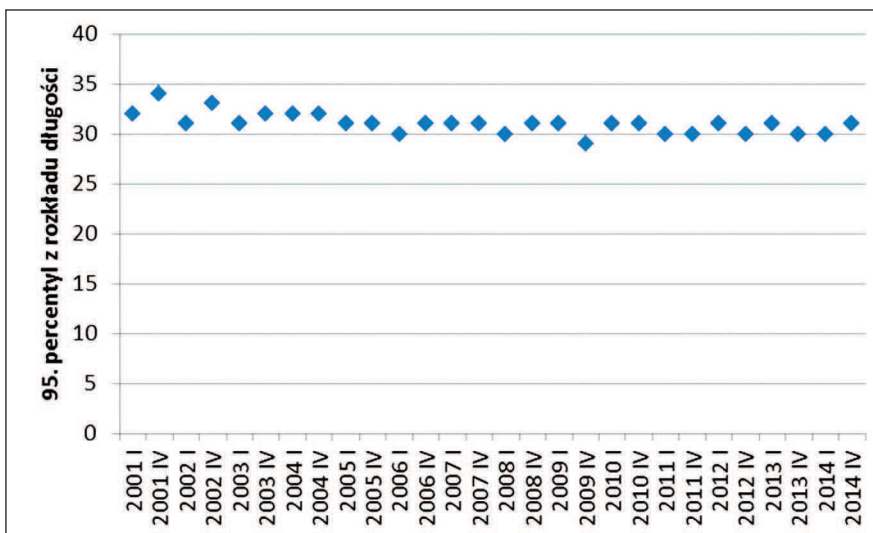
Standaryzowany nakład połowowy dla tego stada pokazuje wzrost presji rybołówstwa w ostatnich dwóch latach, dlatego stan stada oceniono na subGES.

Kryterium – Zdolność rozrodcza stad: Wskaźniki biomasy (3.2)

Wskaźnik biomasy, wykazuje trend malejący. Oznacza to, że pod względem kryterium zdolności rozrodczej stada GES nie został osiągnięty.

Kryterium – Rozkład wieku oraz rozkładu długości populacji: 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych (3.3)

Wartość wskaźnika 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych waha się w granicach od 29-34 cm. Od 2009 r. wskaźnik utrzymuje się na poziomie 30-31 cm (rys. 3.2.3). Średnia wartość z okresu od 2001 do 2014 wynosi 31 cm, z odchyleniem standardowym na poziomie 1,0 cm. W 2014 r. wartość m równa się 0, co oznacza, że pod względem tego wskaźnika stado storni 26-28 osiągnęło dobry stan – GES.



Rys. 3.2.3. Stornia 26 i 28; 95. percentyl z rozkładu długości (I i IV kwartał)

■ Stado szprota w podobozarach ICES 22-32

Połowy szprota wzrosły znacząco w latach 90., z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton rocznie. Jednak w ciągu ostatnich 5 lat ich wartość spadała i w 2014 r. osiągnęła około 240 tys. ton. W latach 90., w stadzie szprota pojawiło się kilka pokoleń charakteryzujących się bardzo dużą liczebnością. Również w latach 2004 i 2009 zaobserwowano dobrą rekrutację, wynoszącą ponad 200 miliardów osobników.

Na biomasę stada szprota duży wpływ ma dorsz, poprzez istniejącą silną zależność drapieżnik-ofiara. W latach 80., gdy obserwowano dużą liczebność dorsza, biomasa szprota była na stosunkowo niskim poziomie. Na początku lat 90., 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 skutkował spadkiem średniej masy osobniczej, co spowodowało obniżenie biomasy stada, która od 2001 r. oscyluje w granicach 0,8-1,2 mln t.

Wartości referencyjne dotyczące wielkości maksymalnego zrównoważonego połowu zostały wyznaczone na spotkaniu WKMSYREF3 (Report of the Joint ICES – MYFISH Workshop to consider the basis for F_{MSY} ranges for all stocks) w 2014 r. Śmiertelność połowowa szprota na poziomie maksymalnego zrównoważonego połowu wynosi 0,26, a $MSY B_{trigger} = 570000$ t.

Kryterium – Poziom presji rybołówstwa: Śmiertelność połowowa (3.1.)

Śmiertelność połowowa (F) szprota w 2014 r. została oszacowana na 0,41, co stanowi wartość wyższą niż F_{MSY} , dobry stan środowiska dla tego stada nie został więc osiągnięty pod względem kryterium poziomu presji rybołówstwa. Stan stada jest nieodpowiedni – subGES.

Kryterium – Zdolność rozrodcza stada: Biomasa stada tarłowego (3.2)

Biomasa stada tarłowego (SSB) szprota osiągnęła maksymalną wartość – prawie 2 mln ton – w 1996 r. i po znaczącym spadku oscylowała na poziomie 1 mln ton. SSB oszacowane w 2014 r. wynosi 780000 t i jest większe niż $MSY B_{trigger}$, zatem dobry stan – GES – pod względem kryterium Zdolności rozrodczej stada został osiągnięty.

■ **Stado śledzia w podobszarach ICES 25-29 i 32 Ex GoR**

Wielkość połowów stada śledzia w centralnym Bałtyku zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. do około 100 tys. ton i w 2014 r. wynosiła ponad 130 tys. ton. W 2015 r. przewiduje się wystąpienie bardzo silnego pokolenia.

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 miał miejsce na skutek wzrostu populacji szprota w tym rejonie, a tym samym zwiększenia konkurencji o zasoby pokarmowe. Zjawisko to miało wpływ na obniżenie biomasy stada śledzia. Należy jednak zaznaczyć, że spadek masy osobniczej śledzia miał miejsce na przełomie lat 90., natomiast obecnie średnia wartość, choć niska, utrzymuje się na stałym poziomie już od około 20 lat.

Wartości referencyjne dotyczące wielkości maksymalnego zrównoważonego połowu zostały wyznaczone na spotkaniu WKMSYREF3 (Report of the Joint ICES – MYFISH Workshop to consider the basis for F_{MSY} ranges for all stocks) w 2014 r. Śmiertelność połowowa na poziomie maksymalnego zrównoważonego połowu określono na poziomie 0,22, a $MSY B_{trigger}=600000$ t.

Kryterium – Poziom presji rybołówstwa: Śmiertelność połowowa (3.1)

Śmiertelność połowowa (F) w 2014 r. w odniesieniu do śledzi została oszacowana na poziomie 0,16, co stanowi wartość niższą niż F_{MSY} , zatem pod względem kryterium poziom presji rybołówstwa GES został osiągnięty.

Kryterium – Zdolność rozrodcza stada: Biomasa stada tarłowego (3.2)

Biomasa stada tarłowego (SSB) śledzia 25-29 i 32Ex GoR malała w ostatnich czterech dekadach, zmieniając się od 1,8-1,6 mln ton w połowie lat 70. do ok. 370 -380 tys. ton w latach 2001-2002. Głównym powodem zmniejszenia biomasy stada był drastyczny spadek średniej masy osobniczej w poszczególnych klasach wiekowych, widoczny od początku lat 80. W roku 1998 nastąpiło zatrzymanie powyższego trendu. SSB oszacowana na rok 2014 wynosi ponad 1 mln t i jest większa niż $MSY B_{trigger}$. Dobry stan stada śledzia – GES – pod względem wskaźnika zdolności rozrodczej został więc osiągnięty.

Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich na podstawie cechy C3 została wykonana przy użyciu danych dotyczących jedynie 5 stad. Wykonano ją selektywnie, zależnie od dostępnych danych, dla 3 kryteriów dobrego stanu środowiska, stosując w każdym kryterium 1 lub 2 wskaźniki. Dotychczas nie została opracowana metodyka agregacji ocen powstałych przy użyciu poszczególnych wskaźników w ramach jednego kryterium, ani pomiędzy kryteriami. Stosując różne systemy integracji/interpretacji stan środowiska na podstawie poszczególnych wskaźników C3 – komercyjnie eksploatowane gatunki ryb można uznać w większości przypadków za nieodpowiedni (subGES) lub przejściowy, a tylko jeden wskaźnik wskazuje na dobry stan (GES) środowiska.

3.3. Łańcuchy pokarmowe

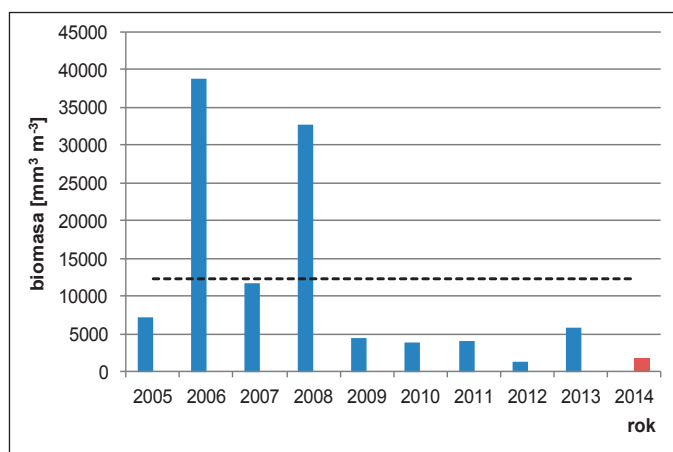
3.3.1 Fitoplankton

W 2014 r., w ramach programu monitoringu Bałtyku, badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego – na stacji P110 w centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz na stacji z Zalewu Puckiego (ZP6), w wodach otwartych Basenu Gdańskiego (st. P1), w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża, w okolicach Łeby (st. Ł7) oraz w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140), a także w wodach Basenu Bornholmskiego w strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża (st. P16 i K6), w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) i w Głębi Bornholmskiej (st. P5). Poboru prób dokonano również w Zalewie Wiślanym (st. KW).

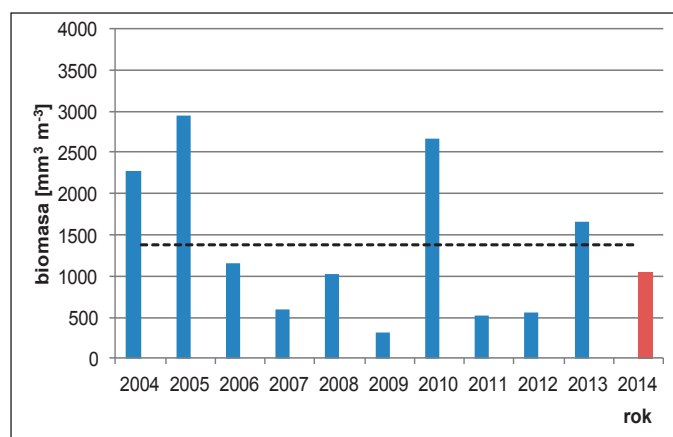
Do chwili obecnej, zarówno w pracach grupy HELCOM CORESET, jak i ekspertów krajowych, nie zaproponowano żadnego skutecznego wskaźnika do oceny stanu środowiska morskiego w oparciu o badania struktury gatunkowej, biomasy lub liczebności fitoplanktonu. Problem polega na dużej dynamice zmienności struktur fitoplanktonu w ciągu roku oraz zbyt małej częstotliwości poboru prób, co przekłada się na brak możliwości jednoznacznego skorelowania zmian biomasy grup kluczowych, jak i całkowitej biomasy fitoplanktonu z czynnikami presji. Aktualnie istniejące wskaźniki oceny stanu fitoplanktonu opierają się głównie na całkowitej biomasy i stężeniach chlorofilu-a, jako parametru aproksymującego wielkość biomasy fitoplanktonu. W niniejszym opracowaniu dokonano porównania wartości średniej całkowitej biomasy z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2004-2013 z wynikami uzyskanym w 2014 r. (rys. 3.3.1.1-3.3.1.7). Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasa z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2004-2013, do wyliczenia wartości średnich nie włączano pojedynczych wartości ekstremalnych, oznaczających masowy zakwit tzw. *bloom event* (np. na stacji P110 w 2013 r.).

W 2014 r. wartości biomasy fitoplanktonu, w większości monitorowanych obszarów, były niższe od średniej z dziesięciolecia 2004-2013 (rys. 3.3.1.1-3.3.1.7). Jedynie w przypadku stacji P110 w centralnej Zatoce Gdańskiej (rys. 3.3.1.3) oraz w Głębi Bornholmskiej (st. P5) (rys. 3.3.1.10) wartości średniej biomasy z miesięcy letnich (VI-IX) zdecydowanie przewyższają wartość średnią z wielolecia. W obszarze płytkowodnym środkowego Wybrzeża (st. Ł7) (rys. 3.3.1.4) oraz w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) (rys. 3.3.1.9) biomasa fitoplanktonu oscylowała wokół wartości średniej. Z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż w ostatnim dziesięcioleciu, w przypadku wielu monitorowanych obszarów, biomasa fitoplanktonu nie ulega znaczącym zmianom (poza epizodycznymi zakwitami). Taka sytuacja występowała w obrębie Zatoki Gdańskiej (st. P110) (rys. 3.3.1.3), w zachodniej części strefy płytkowodnej – st. K6 (rys. 3.3.1.5) i st. P16 (rys. 3.3.1.6) oraz na stacjach głębokowodnych w płd. wsch. Basenie Gotlandzkim (st.) P140 oraz w Głębi Bornholmskiej (st. P5), gdzie występują również najniższe średnie wartości biomasy w okresie letnim (rys. 3.3.1.9 i 3.3.1.10). W niektórych przypadkach (stacje P110, Ł7, K6, P16) pojawiają się w serii danych wysokie wartości biomasy, które mają związek z epizodycznymi zakwitami fitoplanktonu i deformują całościowy obraz produktywności fitoplanktonu, dlatego wartości odstające biomasy zostały usunięte z obliczeń średnich. Znacznymi wahaniami biomasy na przestrzeni ostatnich lat charakteryzowały się obszary Zatoki Pomorskiej (st. B13), wschodnia część strefy płytkowodnej ze stacją Ł7 oraz Głębi Gdańskiej (st. P1), a przede wszystkim zdecydowanie płytkowodne akweny – Zalewu Puckiego (st. ZP6) oraz Zalewu Wiślanego (st. KW).

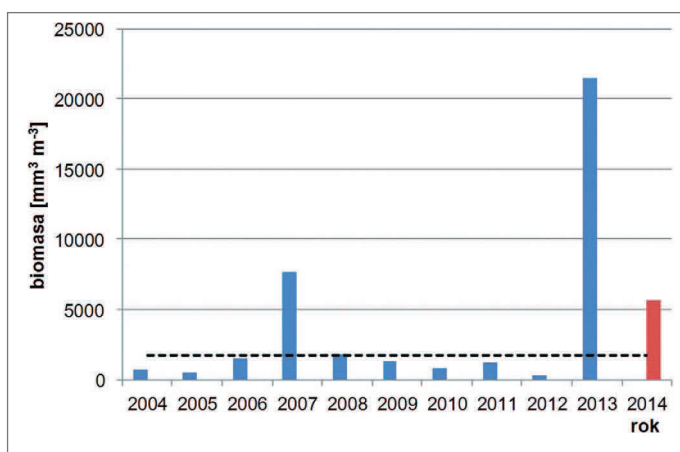
Liczba gatunków zanotowanych w lecie 2014 r. (131) była wyższa niż w roku 2013 (121) i znajdowała się na poziomie porównywalnym do lat ubiegłych – 142 i 112 gatunków, odpowiednio w 2010 i 2011 r.



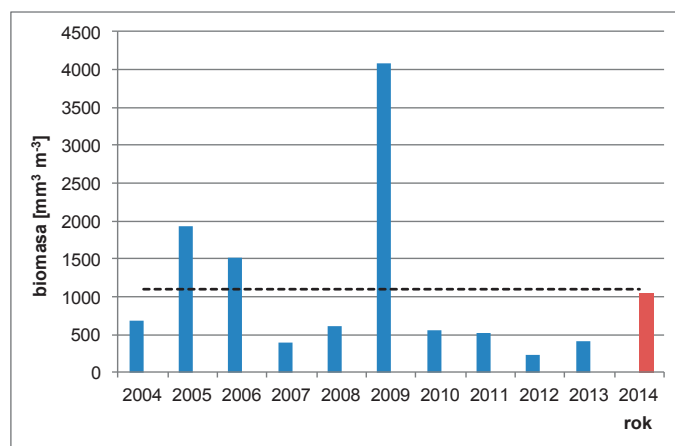
Rys. 3.3.1.1. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2005-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z wielolecia.



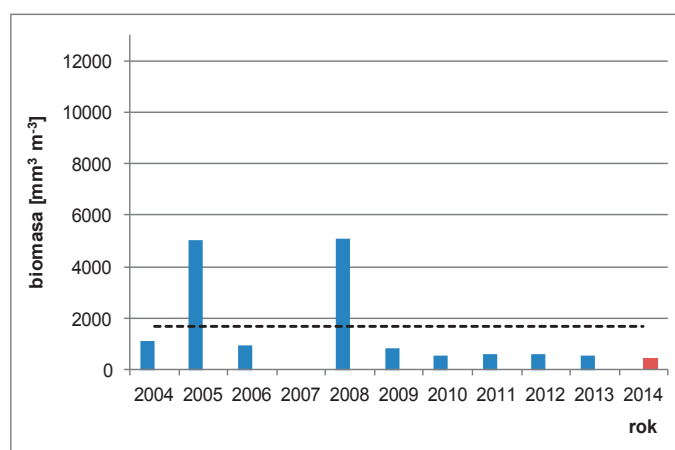
Rys. 3.3.1.2 Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z dziesięciolecia



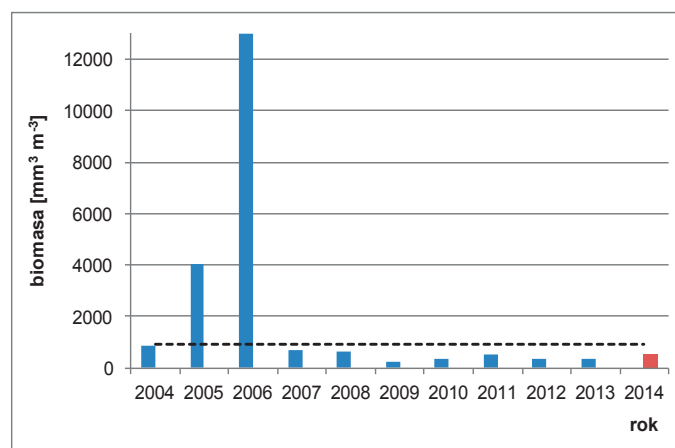
Rys. 3.3.1.3 Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z dziesięciolecia



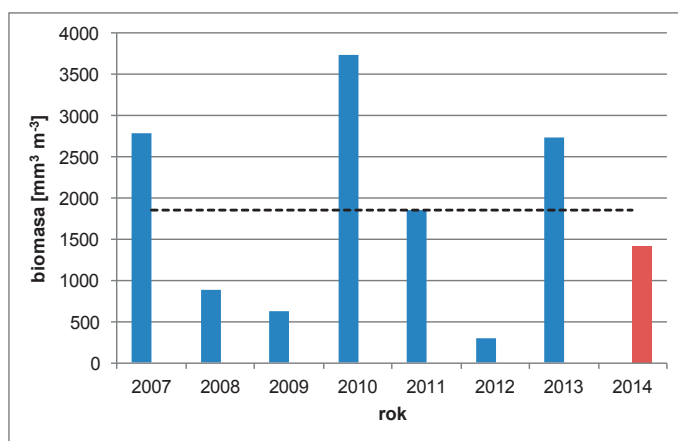
Rys. 3.3.1.4. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z dziesięciolecia



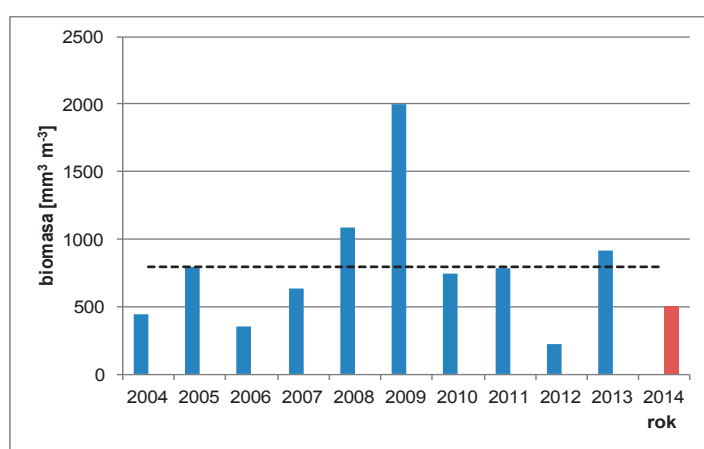
Rys. 3.3.1.5. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z dziesięciolecia



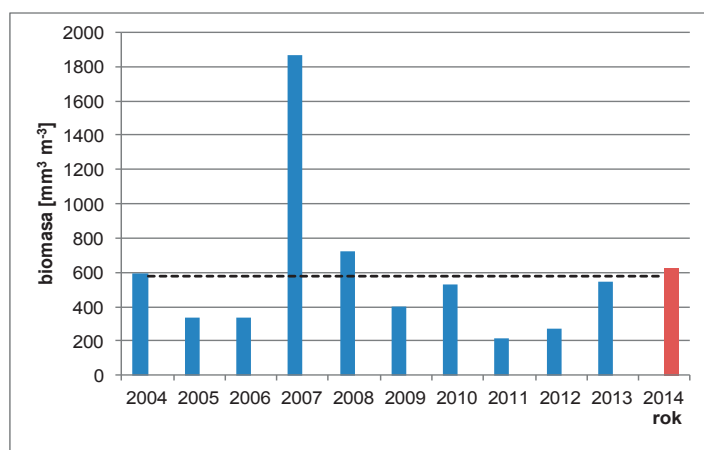
Rys. 3.3.1.6. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z dziesięciolecia



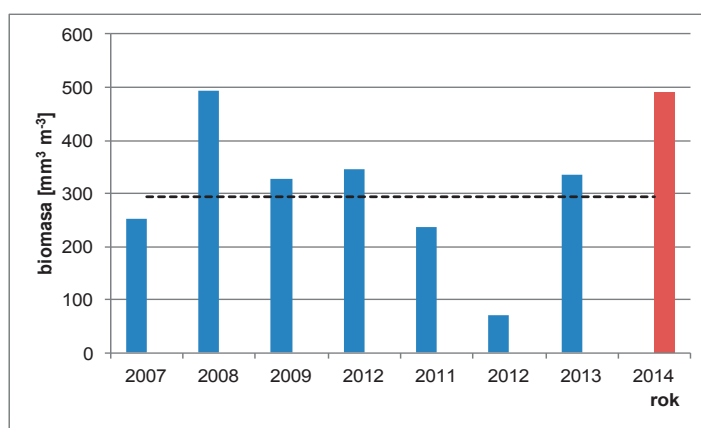
Rys. 3.3.1.7. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2007-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z dziesięciolecia



Rys. 3.3.1.8. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z dziesięciolecia



Rys. 3.3.1.9. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z dziesięciolecia



Rys. 3.3.1.10. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2007-2013 oraz w 2014 r.; linia przerywana – średnia z wielolecia

3.3.2. Zooplankton

Zooplankton jest monitorowany w programie monitoringu polskiej strefy Bałtyku w zakresie oznaczania składu gatunkowego, liczebności i biomasy, tj. w zakresie spełniającym wymagania RDSM. Badania monitoringu zooplanktonu w 2014 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 pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140). Próby pobierane są 5 razy w roku, a w Zalewie Puckim 12 razy. We wszystkich próbach biologicznych² zbadanych w 2014 r. stwierdzono 28 taksonów zooplanktonu, należących do 2 głównych grup Copepoda i Cladocera (gatunki Rotatoria, jako nieistotne dla biomasy nie były oznaczane). Skład jakościowy, typowy dla południowego Bałtyku, był na poziomie poprzedniego roku, a nieco uboższy niż w 2012 r. (30 taksonów). Szereg obszarów wykazało wysoką, 21 taksonów, różnorodność gatunkową (tab. 3.3.2.1): Zalew Pucki (st. ZP6), Głębia Gdańska (st. P1) oraz Głębia Bornholmska (st. P5). Również populacja mezozoplanktonu występująca w centralnej Zatoce Gdańskiej była zróżnicowana pod względem gatunkowym – 20 taksonów. Zooplankton Zalewu Wiślanego był najuboższy pod względem liczby występujących gatunków.

Tabela 3.3.2.1. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2014 r.

Grupa	Takson	Stacje									
		Zalewowe		Płytkowodne					Głębokowodne		
		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		X				X		
	<i>Chydorus sphaericus</i>		X								
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	X									
	<i>Evadne nordmannii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon</i> spp.		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon intermedius</i>			X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon leuckarti</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X

² Analizy taksonomiczne i ilościowe zostały wykonane przez B. Kaczmaruk.

Tabela 3.3.2.1 c.d.

Copepoda	Copepoda (nauplius)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Calanoida (Ci-III)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia bifilosa</i> var. <i>in.</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia longiremis</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Centropages hamatus</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eurytemora affinis</i>	X	X	X			X			X	X
	<i>Pseudocalanus min.</i>			X	X	X	X		X	X	X
	<i>Temora longicornis</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae	X	X					X			
	Oithona similis			X					X	X	X
Varia	Balanus spp.		X	X		X	X	X	X		X
	Bivalvia	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Fritillaria spp.			X	X	X	X		X	X	X
	Gastropoda	X	X	X	X	X	X	X	X		X
	Harpacticoida	X	X						X	X	X
	Mysidae		X	X							
	Nematoda		X		X						
	Pisces								X	X	X
	Polychaeta	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Rotatoria	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Razem		12	21	20	19	17	17	18	21	19	21

Do najczęściej pojawiających się organizmów należały: widłonóg *Acartia bifilosa* var. *inermis*, stadia rozwojowe Copepoda (nauplius) i calanoida (copepodit I-III), wioślarki *Bosmina longispina* i *Evadne nordmanni* oraz Rotatoria (różne gatunki), a także stadia larwalne mięczaków i wieloszczetów, które występowały we wszystkich regionach. Na 9 stacjach stwierdzono widłonogi: *Acartia longiremis*, *Centropages hamatus*, *Pseudocalanus minutus* i *Temora longicornis* oraz wioślarki *Podon leuckarti* oraz młodociane stadia rodzaju *Podon*, a także stadia larwalne ślimaków Gastropoda.

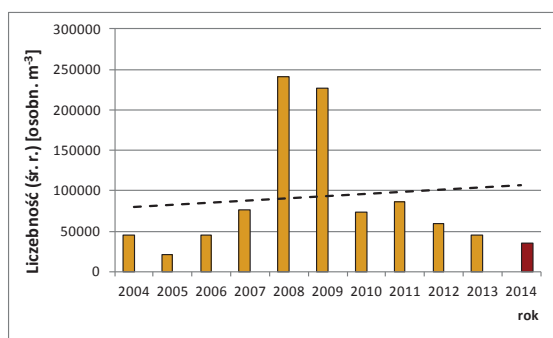
Inwazyjna, drapieżna wioślarka *Cercopagis pengoi* rozszerzyła zasięg występowania i w 2014 r. znaleziono ją nie tylko w wodach Zalewu Puckiego, gdzie występowała dotąd najczęściej, ale również na stacji Ł7 w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża. Po raz pierwszy wioślarka ta pojawiła się także w wodach otwartego morza w obrębie Głębi Gdańskiej (st. P1) i to zarówno w sierpniu jak i we wrześniu. *Cercopagis pengoi* jest silnym konkurentem pokarmowym dla roślinożernych gatunków zooplanktonu oraz małych ryb. W dużych skupiskach może powodować zatykanie oczek sieci połowowych; powoduje niekiedy alergie u osób czyszczących sieci.

Do gatunków, których występowanie ograniczone jest do jednego regionu oraz sezonu (okres letni) należą występujące w wodach zalewowych wioślarki *Diaphanosoma brachyurum* w Zalewie Wiślanym i *Chydorus sphaericus* w Zalewie Puckim, zaś Nematoda i młodociane stadia Mysidae pojawiły się na dwóch stacjach.

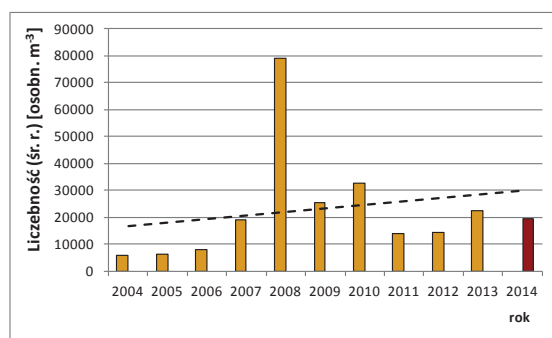
Oithona similis, doskonały organizm wskaźnikowy wysokiego zasolenia, pojawił się w 2014 r. w czterech obszarach (tab. 3.3.2.1); we wszystkich obszarach głębokowodnych – Głębia Bornholmska (st. P5), pld-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140) i Głębia Gdańska (st. P1), a nawet zawędrował do centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110). Tak 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.

Ze względu na nieukończone jeszcze na poziomie HELCOM prace nad wskaźnikami do oceny zooplanktonu w zakresie zarówno cechy C1 – bioróżnorodność (pelagial), jak i C4 – łańcuchy troficzne, zmienność tej frakcji planktonowej w wieloletnim 2004-2013 i w 2014 r. przedstawiono na przykładzie średniej liczebności rocznej (rys. 3.3.2.1-3.3.2.10).

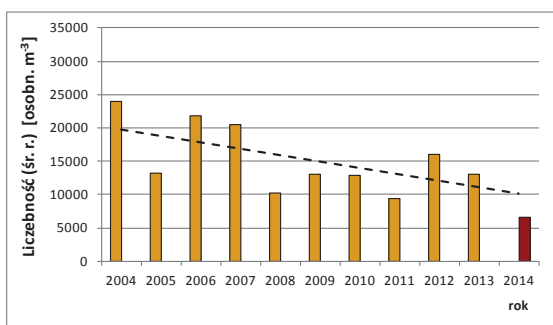
Zwraca uwagę znaczne zróżnicowanie liczebności pomiędzy poszczególnymi akwenami, przy czym grupą dominującą były Copepoda, np.: w Zalewie Wiślanym Copepoda stanowiły 65,3-99,8% liczebności we wszystkich okresach badawczych. Widłonogi dominowały także w zbiorowiskach mezozooplanktonu w strefie płytkowodnej i w obszarze otwartego morza, stanowiąc od 27 do 100% liczebności. Z kolei w Zalewie Puckim grupą dominującą liczebnie były Rotatoria (42,5-60,7%).



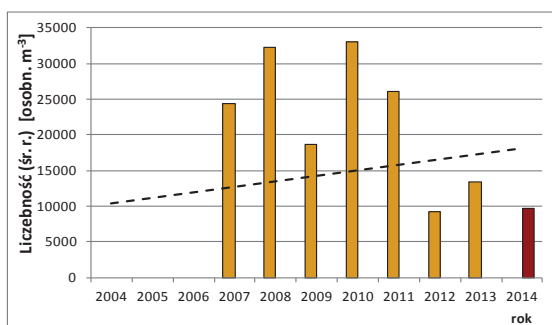
Rys. 3.3.2.1. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja



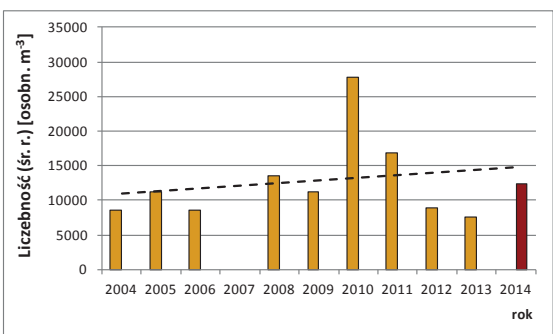
Rys. 3.3.2.2. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja



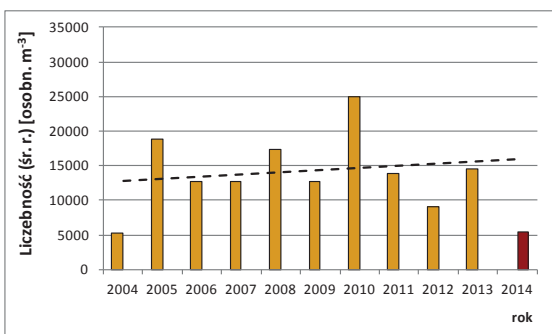
Rys. 3.3.2.3. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja.



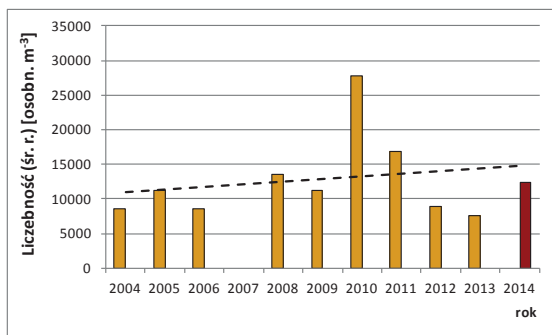
Rys. 3.3.2.4. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja.



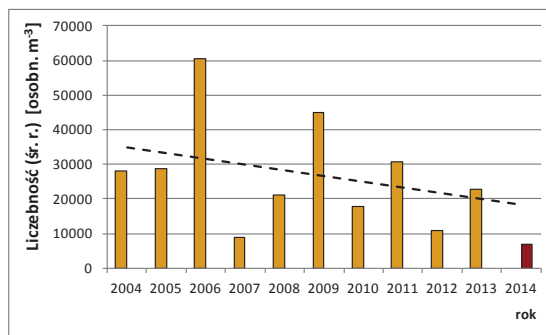
Rys. 3.3.2.5. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja.



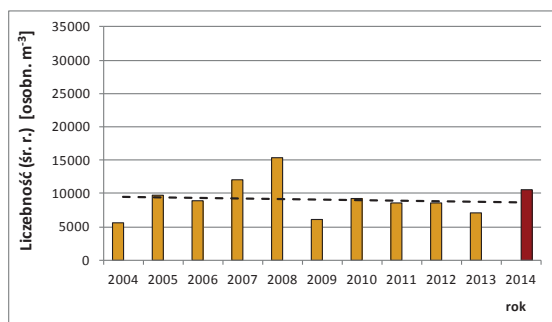
Rys. 3.3.2.6. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej Basenu Bornholmskiego (st. P16) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja.



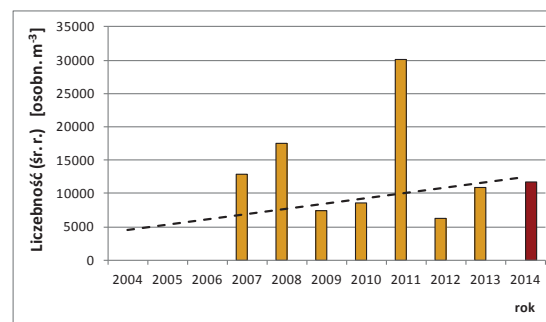
Rys. 3.3.2.7. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej Basenu Bornholmskiego (st. K6) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja.



Rys. 3.3.2.8. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja.



Rys. 3.3.2.9. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja.



Rys. 3.3.2.10. Zmiany średniej rocznej liczebności mezozooplanktonu w wodach wschodniego Basenu Bornholmskiego (st. P5) w latach 2004-2013 (jasne słupki) i w 2014 r. (ciemny słupek); linia przerywana – tendencja.

Niekorzystne warunki meteorologiczne miały zdecydowany wpływ na rozwój mezozooplanktonu w 2014 r. Najwyższą liczebność zanotowano w wodach otwartego morza w sierpniu, w strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża – we wrześniu, a w Zalewach dopiero w październiku. Średnia roczna liczebność we wszystkich regionach była w 2014 r. zdecydowanie niższa niż w dziesięcioleciu 2004-2013 (rys. 3.3.2.1-3.3.2.6, 3.3.2.8 i 3.3.2.9), z wyjątkiem zachodniego obszaru polskiej strefy Bałtyku – strefy płytkowodnej środkowego Wybrzeża (rejon Kołobrzegu) (rys. 3.3.2.7) i Basenu Bornholmskiego (st. P5) (rys. 3.3.2.10) oraz płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) (rys. 3.3.2.9).

W zmienności wieloletniej, w dziesięcioleciu 2004-2013, przeważa wzrostowa tendencja liczebności mezozooplanktonu, jedynie w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) (rys. 3.3.2.3) i we wschodniej części strefy płytkowodnej (st. Ł7) zauważa się przeciwny kierunek zmian.

3.4. Integralność dna morskiego



Cecha 6 dotyczy oceny czy integralność dna zapewnia prawidłowe funkcjonowanie ekosystemu, a w szczególności czy nie występuje negatywny wpływ na ekosystemy bentosowe. Ocena cechy C6 powinna uwzględniać wskaźniki opisujące podłoże, występowanie organizmów kształtujących siedliska, jak również parametry opisujące ich skład gatunkowy, rozkład rozmiarów, zasięg występowania, czy zmienność sezonową. W chwili obecnej brak jest opracowanych wskaźników do przeprowadzenia pełnej oceny tej cechy i parametrami służącymi do jej przeprowadzenia są wskaźniki multimetryczne w zakresie 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 elementów kształtujących dno morskie.

3.4.1. Fitobentos

W roku 2014 podobnie jak w latach wcześniejszych przeprowadzono monitoring makrofitobentosu w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski w Zatoce Gdańskiej, Jama Kuźnicka w Zalewie Puckim, w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w obrębie Głazowiska Rowy oraz w rejonie Ławicy Słupskiej (rys. 1.1). Na podstawie próbek zebranych w dwóch okresach: szczytu rozwoju roślin zakorzenionych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie spowolnionego wzrostu makrofitobentosu (wrzesień) wyznaczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1), oparty na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do biomasy całkowitej makrofitów z dwóch sezonów pomiarowych.

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

gdzie:

B_p - biomasa taksonów „pozytywnych” (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccotylus truncatus*, *Ceramium* spp., *Polysiphonia fucoides*, *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) wyznacza wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg. zasad Ramowej Dyrektywy Wodnej, odpowiadająca wartości wskaźnika $SM_1=0,8$. Wartości wskaźnika SM_1 pogrupowano w pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (tab. 3.4.1.1)

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

Przedział wartości wskaźnika SM_1	Stan ekologiczny/środowiska	
	wg RDW	wg RDMS
$0,95 < SM_1 \leq 1,0$	bardzo dobry	GES
$0,80 < SM_1 \leq 0,95$	dobry	
$0,57 < SM_1 \leq 0,80$	umiarkowany	subGES
$0,2 < SM_1 \leq 0,57$	słaby	
$0 \leq SM_1 \leq 0,2$	zły	

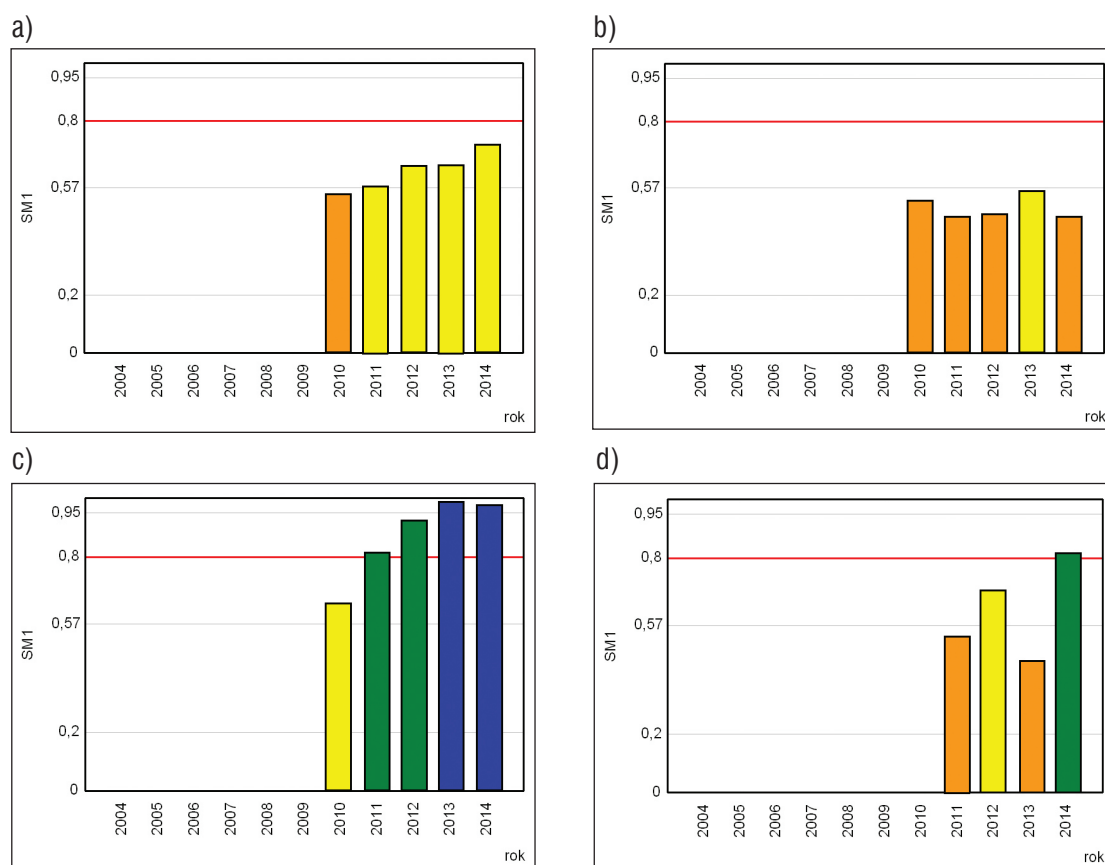
W 2014 r. nie stwierdzono istotnych zmian w składzie gatunkowym roślin występujących w poszczególnych lokalizacjach. W rejonie Klifu Orłowskiego odnotowano 19 taksonów fitobentosu. W skład zbiorowisk roślinnych wchodziło 18 taksonów makroglonów i 1 gatunek rośliny zakorzenionej w dnie piaszczystym – trawa morska. Makroglony najliczniej reprezentowane były przez krasnorosty – 7 taksonów, następnie przez zielenice – 6 taksonów i brunatnice – 5 gatunków. W 2014 r. pojawiły się tutaj *Protohalopteris radicans* i *Stictyosiphon tortilis*, które nie występowały wcześniej. W rejonie Jamy Kuźnickiej w 2014 r., w czerwcu i we wrześniu, zidentyfikowano ogółem 24 taksony fitobentosu; 10 taksonów zielenic, 2 gatunki ramienic, 1 gatunek brunatnicy, 5 taksonów krasnorostów i 6 taksonów roślin naczyniowych. W obrębie głazowiska Rowy stwierdzono w 2014 r. łącznie 12 taksonów makroglonów: 3 taksony zielenic, 2 gatunki brunatnic i 7 taksonów krasnorostów; nowym gatunkiem, który pojawił się w tym rejonie był *Rhizoclonium* sp.

Z kolei w rejonie głazowiska Ławicy Słupskiej, wśród odnotowanych 12 gatunków makroglonów, najliczniejsze były krasnorosty – 9 taksonów i brunatnice – 3 taksony. Także w tej lokalizacji pojawiły się gatunki – *Desmarestia viridis* i *Aglaothamnion tenuissimum*, których nie znaleziono w poprzednich latach.

Podobnie jak w latach ubiegłych zmienności sezonowej nie ulegał skład jakościowy fitobentosu, ale skład ilościowy. Latem, przy wyższej temperaturze wody, intensywniej rozwijały się zielenice. Natomiast we wrześniu, w biomasie uwidaczniała się dominacja krasnorostów.

W roku 2014 najlepszy stan makroglonów, podobnie jak w 2013 r., stwierdzono w obrębie Ławicy Słupskiej w otwartych wodach Basenu Bornholmskiego – stan bardzo dobry (rys. 3.4.1.1c). W strefie płytkowodnej tego podakwenu, obszar Głazowiska Rowy w pobliżu Parku Słowińskiego, zanotowano zdecydowaną poprawę w stosunku do ubiegłych lat, gdzie nastąpiła zmiana ze stanu słabego do dobrego (rys. 3.4.1.1d). W przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, ogólny stan środowiska na podstawie oceny makrofitytów był w 2014 r. słaby, głównie ze względu na niską wartość SM_1 w rejonie Jamy Kuźnickiej (rys. 3.4.1.1b).

Było to spowodowane dominacją nitkowatej brunatnicy *Pilayella littoralis*, która w czerwcu stanowiła 48% całkowitej biomasy, tworząc zwarte i grube maty pokrywające rośliny wyższe. Pod koniec sezonu wegetacyjnego *P. littoralis* występowała w śladowych ilościach, ale ustąpiła nitkowatej zielenicy *Rhizoclonium ripariu* (27% całkowitej biomasy w wrześniu), która podobnie obficie zalegała na roślinach zakorzenionych w dnie. W przypadku Klifu Orłowskiego, mimo iż stan makrofitytów był umiarkowany (rys. 3.4.1.1a), podobnie jak w latach ubiegłych, obserwowana jest poprawa stanu makrofitytów.



Rys. 3.4.1.1. Ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych na podstawie indeksu SM1 w 2014 r.; a) Klif Orłowski w Zatoce Gdańskiej, b) Jama Kuźnicka w Zalewie Puckim, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy; kod kolorystyczny klasyfikacji jak w tab. 3.4.1.1

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 i uwzględnia on skład gatunkowy, liczebność oraz udział gatunków wrażliwych, a także odpornych na stres wywołany eutrofizacją. W celu dokonania oceny stanu za granicę dobrego stanu środowiska (GES) przyjęto wartość wskaźnika pomiędzy umiarkowanym, a dobrym stanem ekologicznym według klasyfikacji Ramowej Dyrektywy Wodnej zgodnie z Zał. 3. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 22.10.2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dz.U. 2014, poz. 1482 (tab. 3.4.2.1).

Tabela 3.4.2.1. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji stanu zbiorowisk makrozoobentosu

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

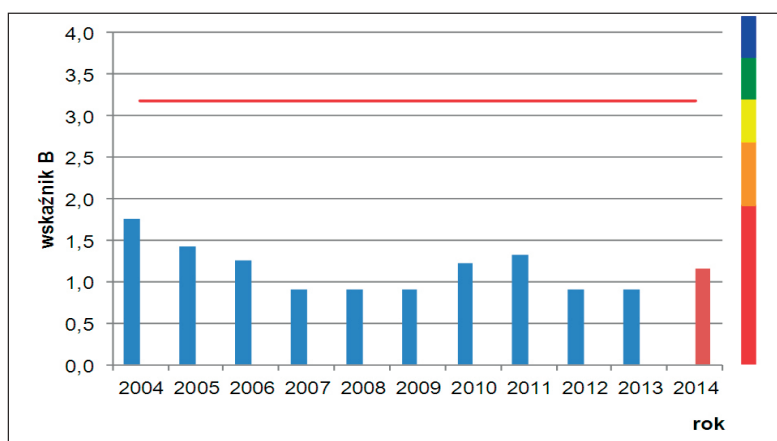
Powyższą klasyfikację zastosowano dla podakwenów wydzielonych w polskiej strefie Bałtyku (rys. 1.1):

- Basen Bornholmski – stacje B13, K6, M3, P16, P3 i P5,
- wschodni Basenu Gotlandzkiego – stacje P2, P140, Ł7 i Z,
- Basen Gdański – stacje P1, P110 i ZN4,
- polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego – stacje P104 i ZP6.

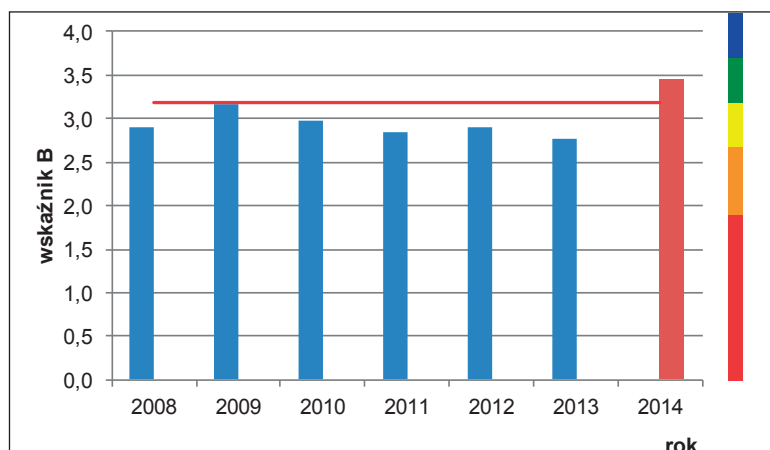
Na wykresach przedstawiono wartości wskaźnika B z 2014 r. na tle jego zmian w dziesięcioleciu 2004-2013 dla stacji z odpowiednią serią danych pomiarowych (rys. 3.4.2.1-3.4.2.10).

W przypadku wschodniej części Basenu Gotlandzkiego, wyniki na tle dziesięciolecia 2004-2013 przedstawiono dla stacji głębokowodnej P140 (rys. 3.4.2.1) z rejonu południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz dla dwóch stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (rys. 3.4.2.2 i 3.4.2.3). W przypadku stacji P140, w całym analizowanym okresie stan makrozoobentosu pozostawał zły. Na płytkowodnych stacjach Ł7 oraz Z, wartości wskaźnika B znacznie się różniły od strefy głębokowodnej, co oznacza, że zbiorowiska makrozoobentosu w tym rejonie wykazywały znacznie lepszy stan. W 2014 r. zoobentos na stacji Ł7 charakteryzował się bardzo dobrym stanem w rozumieniu RDW, a co za tym idzie, także wg Dyrektywy ws. Strategii Morskiej. Sytuacja taka ma miejsce po raz pierwszy od początku monitoringu makrozoobentosu na tej stacji. Natomiast na stacji Z stan zoobentosu zmienił się w 2014 r., po kilku latach stanu dobrego, a nawet bardzo dobrego, na umiarkowany. Podobną obserwację zanotowano już w 2009 r., jednak na ogół, na przestrzeni lat, wartość wskaźnika B w tym rejonie oscyluje w okolicach granicy dobrego stanu środowiska.

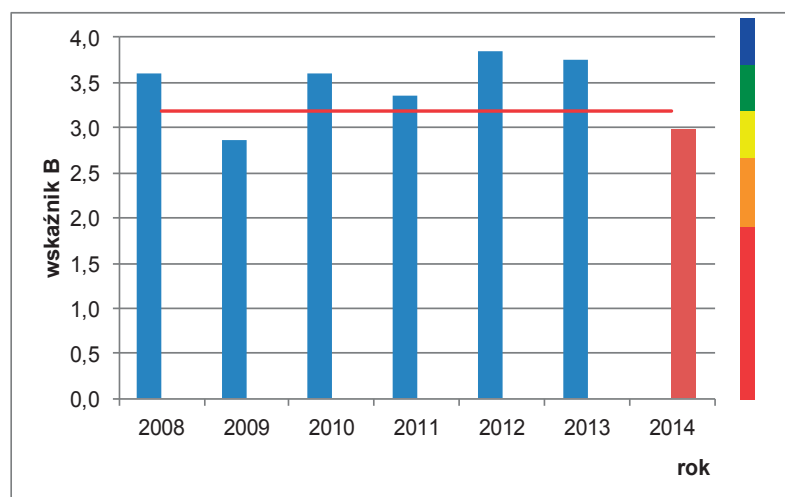
W 2014 r. po raz pierwszy w ramach monitoringu polskich obszarów Bałtyku dokonano poboru prób w rejonie Rynny Słupskiej na stacji P2; wyznaczona wartość wskaźnika B wskazuje na bardzo dobry stan makrobezkręgowców bentosowych. Ogólny stan makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za umiarkowany wg klasyfikacji RDW, co oznacza stan poniżej dobrego (subGES) wg RDSM.



Rys. 3.4.2.1. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle dziesięciolecia 2004-2013 w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia oznacza granicę między dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES) stanem środowiska, słupki z kodem kolorystycznym klasyfikacji wg RDW

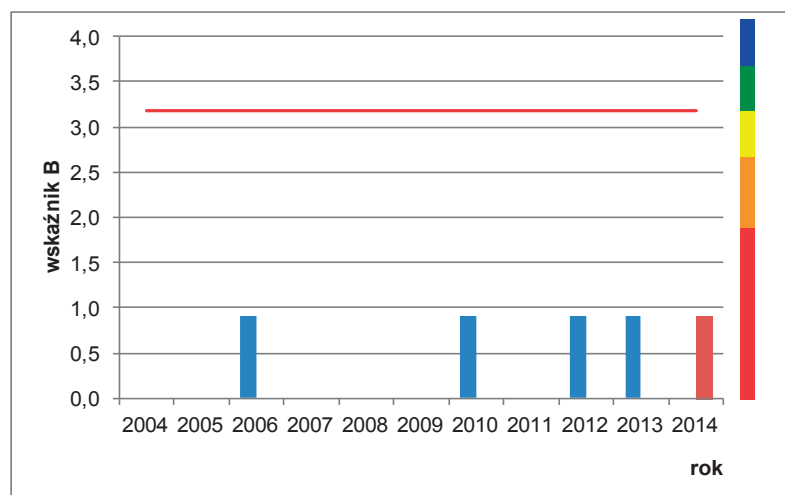


Rys. 3.4.2.2. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle wielolecia 2008-2013 w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7); oznaczenia jak na rys. 3.4.2.1



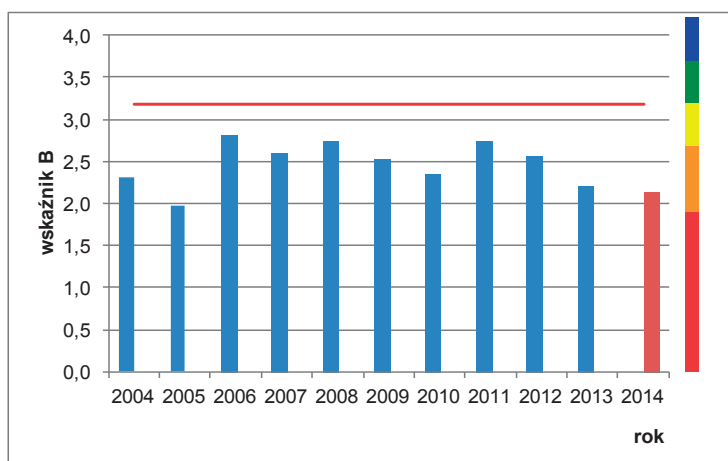
Rys. 3.4.2.3. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle wielolecia 2008-2013 w strefie płytkowodnej wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); oznaczenia jak na rys. 3.4.2.1

W wodach Basenu Gdańskiego znajdują się trzy lokalizacje monitoringu makrozoobentosu: w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4), w centralnej Zatoce Gdańskiej (st. P110) i w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1, rys. 3.4.2.4). Na stacji ZN4 stan makrozoobentosu określono w 2014 r. jako słaby czyli subGES. Stacja P110 ma znaczną głębokość, ok. 70 m, z dnem pokrytym substratem mulistym oraz niekorzystnymi warunkami tlenowymi w wodzie przydennej, gdzie regularnie występuje sezonowa hipoksja. Znajduje to odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, który w przypadku stacji P110 wskazuje na zły stan środowiska (subGES). Podobnie w Głębi Gdańskiej na stacji P1, gdzie występują wyjątkowo niekorzystne warunki bytowania organizmów dennych ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub silny deficyt tlenowy w wodach przydennych, makrozoobentos wykazywał w 2014 r. stan zły (rys. 3.4.2.4). W związku z powyższym ogólny stan makrozoobentou dla tego akwenu określono jako zły, czyli wg klasyfikacji RDSM – subGES.



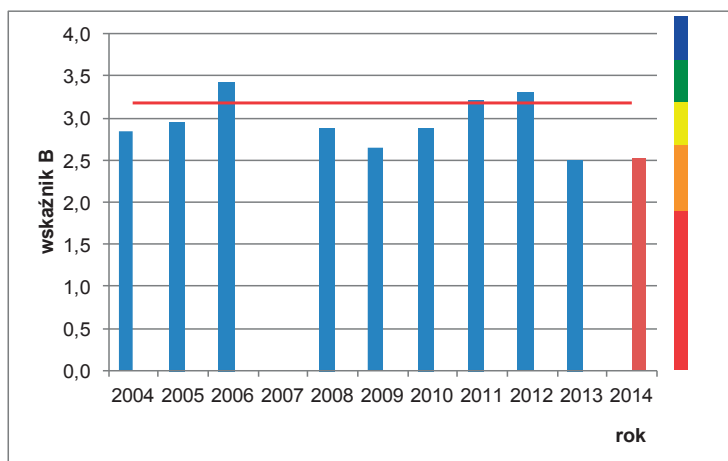
Rys. 3.4.2.4. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle dziesięciolecia 2004-2013 w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku; oznaczenia jak na rys. 3.4.2.1

Podakwen wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, w zakresie makrozoobentosu reprezentowny jest przez 2 stacje: w okolicach Helu (P104) – po wewnętrznej stronie Zatoki oraz w Zalewie Puckim (ZP6). W przypadku stacji P104, w 2014 r., makrozoobentos charakteryzował się stanem słabym (rys. 3.4.2.5). Natomiast stacja ZP6 znajduje się w osłoniętym akwenu Zalewu Puckiego, ma zaledwie 4,5 m głębokości, a podłoże stanowi piasek mulisty, kamienie i żwir oraz występuje tu roślinność denna. Stan makrozoobentosu na stacji ZP6 został określony jako dobry (GES). W ujęciu ogólnym stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego należy ocenić jako słaby (subGES).

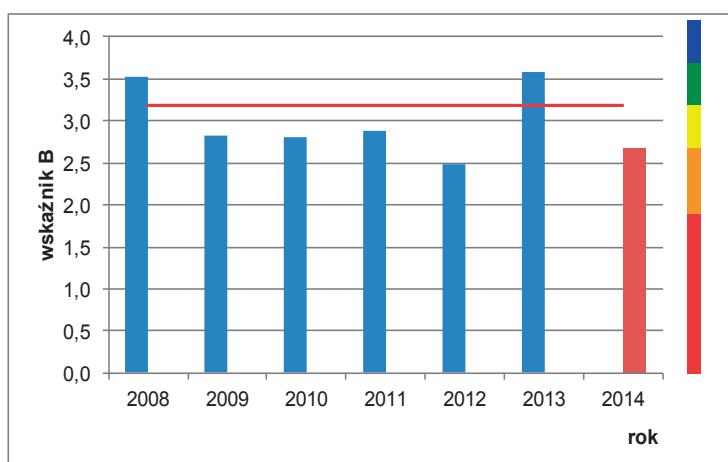


Rys. 3.4.2.5. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle dziesięciolecia 2004-2013 w rejonie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (st. P104); oznaczenia jak na rys. 3.4.2.1

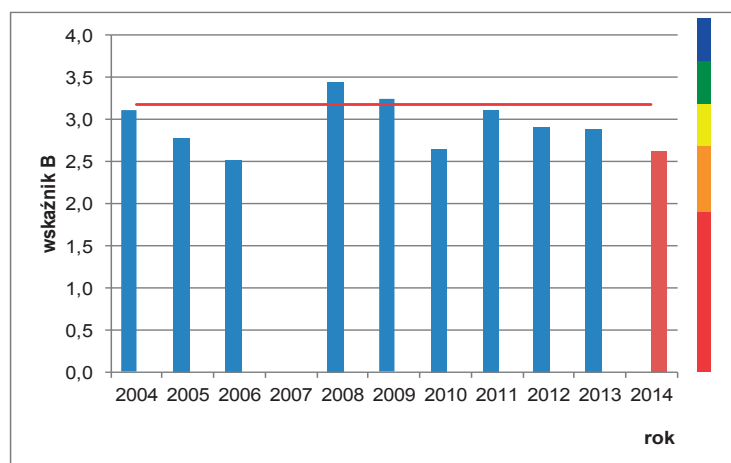
Zoobentos w rejonie Basenu Bornholmskiego wykazywał stan słaby w strefie płytkowodnej (st. B13 – rys. 3.4.2.6, st. K6 – rys. 3.4.2.7, st. P16 – rys. 3.4.2.8). Jedynie w przypadku stacji M3 wskaźnik B uzyskał wartość wskazującą na stan umiarkowany fauny dennej (rys.3.4.2.9).



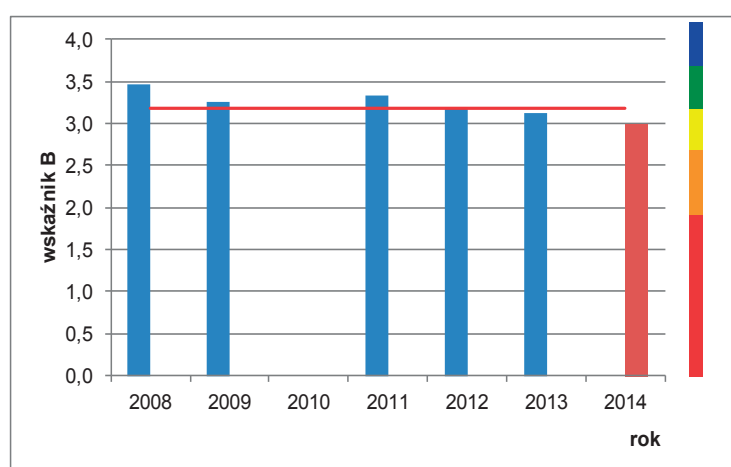
Rys. 3.4.2.6. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle dziesięciolecia 2004-2013 w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) – Basen Bornholmski; oznaczenia jak na rys. 3.4.2.1..



Rys. 3.4.2.7. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle wielolecia 2008-2013 w rejonie Kołobrzegu (st. K6) – Basen Bornholmski; oznaczenia jak na rys. 3.4.2.1.

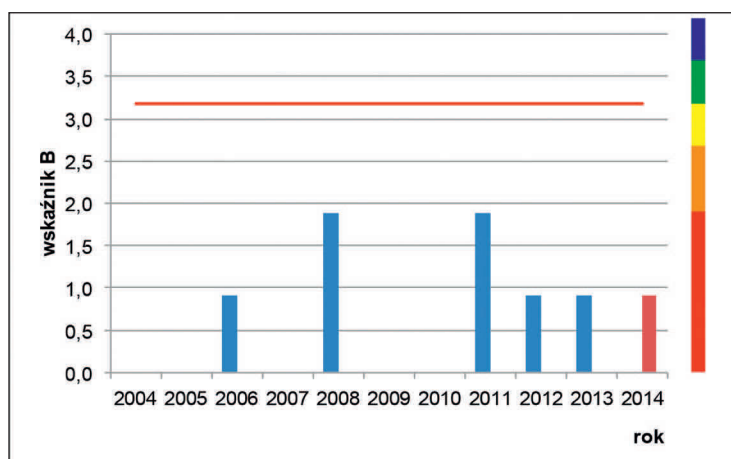


Rys. 3.4.2.8. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle dziesięciolecia 2004-2013 w rejonie Ustki (st. P16) – Basen Bornholmski; oznaczenia jak na rys. 3.4.2.1.



Rys. 3.4.2.9. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle wielolecia 2008-2013 w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3) – Basen Bornholmski; oznaczenia jak na rys. 3.4.2.1.

W dziesięcioleciu odniesienia (2004-2013), wartości wskaźnika B w przypadku 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 2014 r. zaobserwowano jednak spadek wartości wskaźnika B w przypadku większości lokalizacji pomiarowych, z wyjątkiem Zatoki Pomorskiej (st. B13), gdzie wartość wskaźnika praktycznie nie uległa zmianie w stosunku do 2013 r. W 2014 r. dokonano, po raz pierwszy w ramach monitoringu polskich obszarów morskich, poboru próby makrozoobentosu także z zachodniej części z Rynny Słupskiej (st. P3), gdzie wartość wskaźnika B wskazywała na dobry stan środowiska (GES). Stan fauny dennej na tej stacji, podobnie jak na zaliczonej do wschodniego Basenu Gotlandzkiego stacji P2, odbiega w znacznym stopniu od sytuacji w strefie głębokowodnej, ze względu na inny rodzaj podłoża, jak również na odmienne kształtowanie się warunków tlenowych. W rejonie Rynny Słupskiej, gdzie występują osady gliniaste, z elementami piasku i substratu kamienistego, a także ze względu na silne prądy na ogół nie pojawia się tu zjawisko deficytu tlenowego. W Głębi Bornholmskiej (st. P5), która jest typowym obszarem depozycyjnym, podobnie jak Głębia Gdańska, występują osady muliste. W związku z powyższym, Głębia Bornholmska, reprezentowana przez stację P5, jest jedynym obszarem odstającym pod względem stanu makrofauny dennej wśród stacji monitoringowych całego Basenu Bornholmskiego. W 2014 r. zoobentos charakteryzował się na tej stacji złym stanem, podobnie jak w dziesięcioleciu 2004-2013 (rys. 3.4.2.10). Głównym czynnikiem wpływającym na stan fauny dennej w obrębie Głębi Bornholmskiej są warunki tlenowe w warstwie przydennej, gdzie niedobory tlenu lub obecność siarkowodoru uniemożliwiają rozwój organizmów bentosowych w tym rejonie.



3.4.2.10. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2014 r. na tle dziesięciolecia 2004-2013 na stacji P5 w rejonie Głębi Bornholmskiej; brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku.

Zintegrowana ocena cechy C6

Ocena cechy C6 – integralność dna morskiego przeprowadzona została na podstawie wskaźników multi-metrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofitobentosu (SM_1) jedynie dla Basenu Bornholmskiego oraz dla polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Jest to spowodowane ograniczonym występowaniem struktur makrofitobentosu w polskich wodach Morza Bałtyckiego na skutek braku odpowiednich warunków (odpowiedniego podłoża), w szczególności w strefie wód otwartego morza. Po zagregowaniu wyników dla zoobentosu i makrofitów **ocena cechy C6 w 2014 r. wskazuje na występowanie warunków poniżej dobrego stanu środowiska morskiego (sub-GES)** (tab. 3.4.2.2). Należy zwrócić uwagę, iż analiza Cechy 6 w przypadku makrozoobentosu uwzględnia również obszary głębokowodne, w których makrofity nie występują. Wpływa to na заниżenie ogólnej oceny dla tej cechy w analizowanych obszarach. Uwzględnienie w ramach cechy 6 w ocenie makrozoobentosu jedynie stacji płytkowodnych lub z rejonu występowania makrofitów, skutkowałoby zbliżeniem wartości wskaźnika B do granicy GES szczególnie w przypadku wód Basenu Gotlandzkiego, co jednak nie odzwierciedlałoby rzeczywistego stanu środowiska morskiego. Przyjęta metoda agregacji ocen dla makrofitów i fauny dennej, jako wyniku oceny dla cechy C6, nie jest właściwa i należy ją zweryfikować.

Tabela 3.4.2.2 Ocena Cechy C6 w oparciu o klasyfikację RDW w 2014 r.

Obszar	Fitobentos	Zoobentos	średnia
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	słaby	słaby	słaby
Basen Bornholmski	bardzo dobry	słaby	umiarkowany
		ocena łączna	słaby

II.4. Cechy presji



4.1. Eutrofizacja

Zgodnie z zasadami ustalonymi przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej UE (RDSM) i przedstawionymi w Decyzji Komisji (2010/477/UE), cechę C5 – eutrofizacja – charakteryzuje się poprzez trzy kryteria i związane z nimi wskaźniki podstawowe:

- i) *czynniki sprawcze*, związane są z wskaźnikami podstawowymi określającymi poziom substancji biogennych w środowisku morskim,
- ii) *bezpośrednie skutki nadmiaru substancji biogennych*, gdzie wskaźniki podstawowe opisują stan fitoplanktonu (stężenia chlorofilu-a, biomasa fitoplanktonu i skład gatunkowy) oraz zmiany przezroczystości wody morskiej,
- iii) *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, formy: azotu i fosforu całkowitego, natlenienie i przezroczystość wody morskiej – są przedmiotem wieloletnich badań w programie monitoringu jakości wód Bałtyku COMBINE i zgromadzone dane stanowią dobrą podstawę do oceny stopnia eutrofizacji polskiej strefy Bałtyku. W kryterium – *bezpośrednie skutki nadmiaru substancji biogennych* – 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 2014 r. na podstawie wyników programu COMBINE. Zgodnie z zaleceniami grup roboczych UE i HELCOM w ocenie eutrofizacji nie uwzględniono indeksu stanu makrozoobentosu (B), natomiast wykorzystano wskaźnik stanu makrofitów (SM₁).

Poziom substancji biogennych

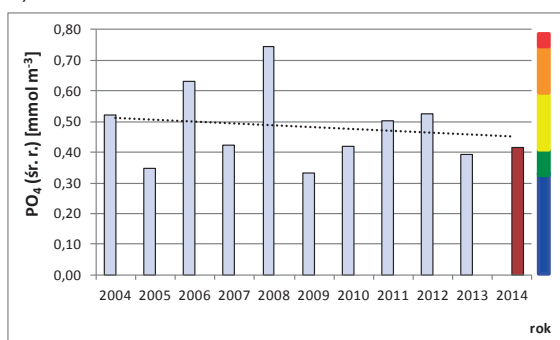
W 2014 r. w ramach badań monitoringowych przeprowadzono 6 rejsów badawczych, w których analizowano zawartość substancji biogennych w wodzie morskiej na stacjach pomiarowych rozmieszczonych w polskiej strefie Bałtyku i przydzielonych do odpowiednich akwenów wg podziału HELCOM; uwaga: podział Bałtyku na podregiony został w 2014 r. zmodyfikowany [HELCOM Monitoring and Assessment Strategy – <http://www.helcom.fi/Documents>] z wyodrębnieniem Basenu Gdańskiego (rys. 1.1). Kontrolę zimowej puli substancji biogennych przeprowadzono w rejsie r/v „Baltica” w pierwszym tygodniu lutego 2014 r. (tab. 4.1.1).

Tabela 4.1.1. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2014 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 2004-2013)

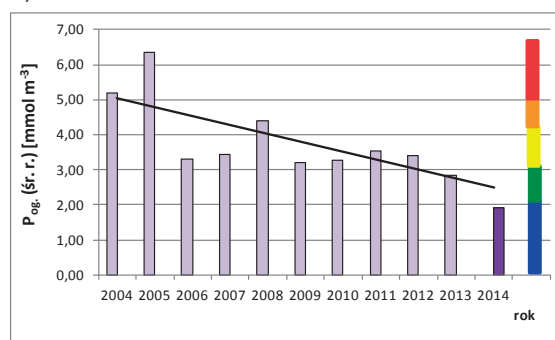
Akwen	Stacja	PO_4^{3-}	P_{og}	N_{min}	N_{og}
Zalew Wiślany	KW	0,42* (0,48*)	1,92* (3,92*)	12,44* (7,83*)	69,4* (79,7*)
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	ZP6	0,25* (0,18*)	0,72* (0,93*)	1,54* (2,61*)	32,1* (30,9*)
	P104	0,34 (0,47)	1,06 (0,82)	3,50 (5,00)	25,6 (25,7)
Basen Gdański	P110, P116	0,41 (0,45)	1,12 (0,71)	4,25 (4,31)	24,2 (25,6)
	P1	0,44 (0,49)	0,54 (0,71)	4,64 (3,81)	25,3 (24,3)
wschodni Basen Gotlandzki	R4, ZN4, Ł7	0,57 (0,41)	0,87 (0,69)	4,43 (4,75)	25,7 (24,1)
	P140	0,32 (0,55)	0,77 (0,59)	3,16 (3,16)	23,3 (22,3)
Basen Bornholmski	P16, K6	0,41 (0,39)	1,12 (0,81)	4,25 (5,70)	24,2 (24,5)
	B13, B15	0,35 (0,39)	1,14 (1,03)	9,10 (13,94)	28,1 (30,8)
	P5	0,40 (0,62)	0,81 (0,66)	3,59 (2,82)	23,7 (22,3)

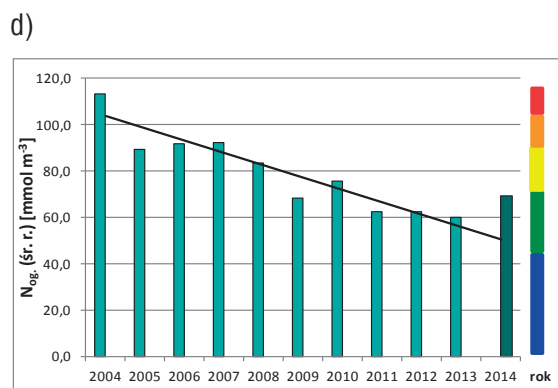
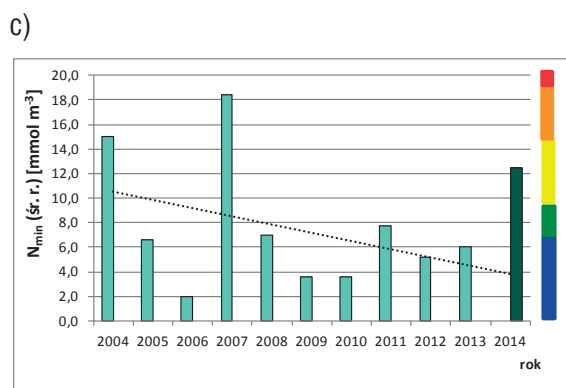
W lutym 2014 r. stężenia nieorganicznych fosforanów były niższe niż odpowiednie wartości z dziesięciolecia 2004-2013 w większości monitorowanych akwenów, a w przypadku Głębi Bornholmskiej (stacja P5) i płd.-wsch. stoku Basenu Gotlandzkiego (stacja P140), spadek wynosił >30% (rys. 4.1.5a i 4.1.6a). Jedynie w strefie płytkowodnej wzdłuż środkowego wybrzeża, obejmującej stacje R4, ZN4 i Ł7 w części wschodniej oraz P16 i K6 w części zachodniej, stwierdzono nieznaczny wzrost zimowych stężeń fosforanów w stosunku do średniej dekadowej (tab. 4.1.1).

a)

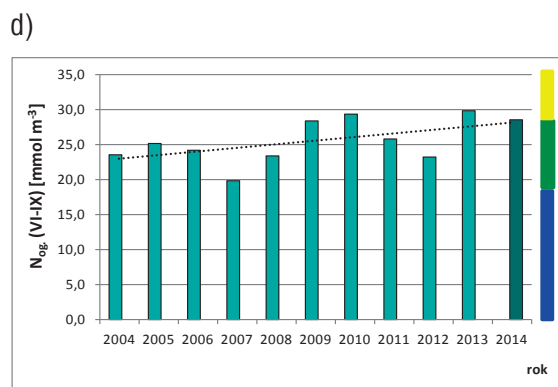
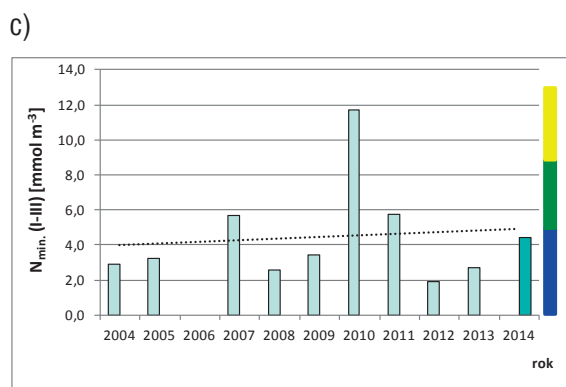
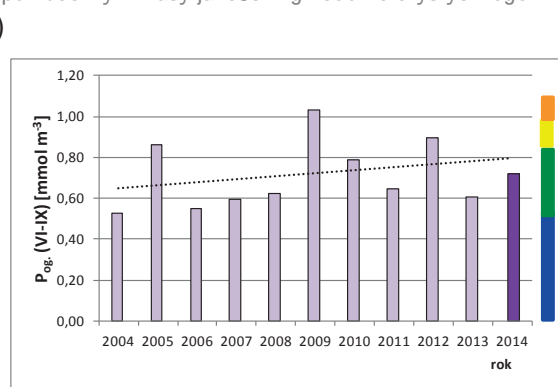
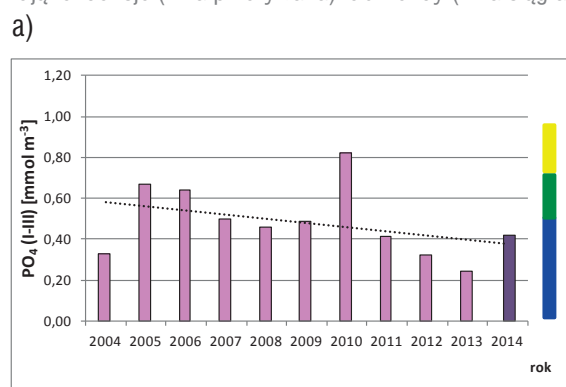


b)

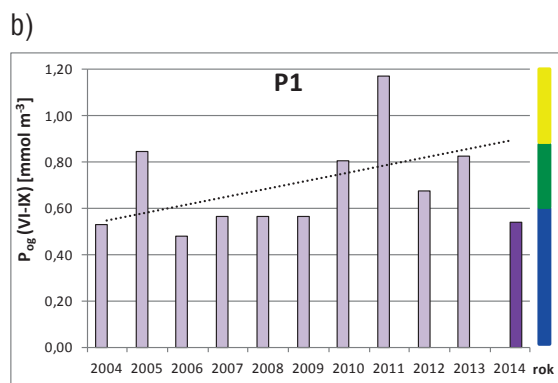
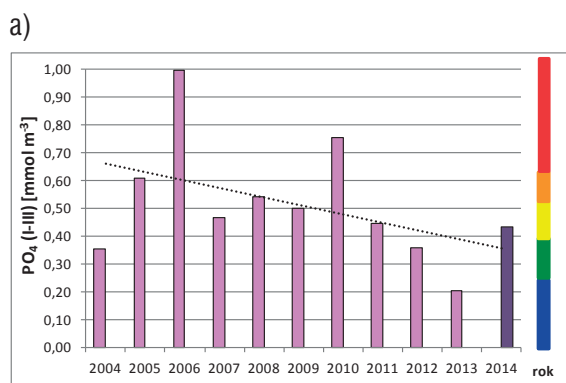


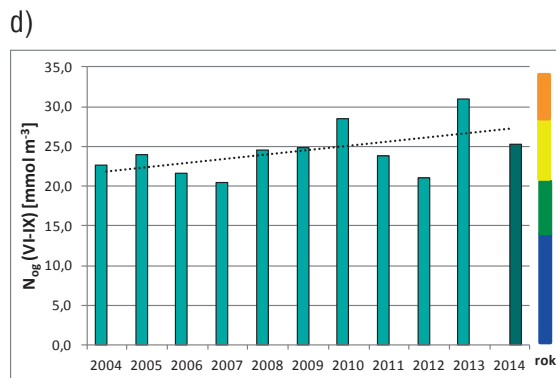
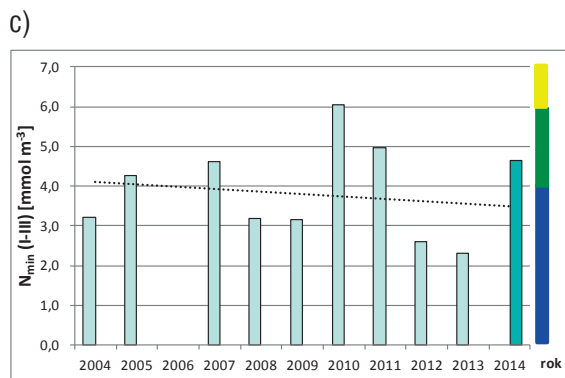


Rys. 4.1.1. Zmiany średnich stężeń rocznych mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2004-2013 (jaśniejszy odcień słupków) oraz w 2014 r. (ciemniejszy odcień słupków); linie ilustrują tendencje (linia przerywana) lub trendy (linia ciągła), słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

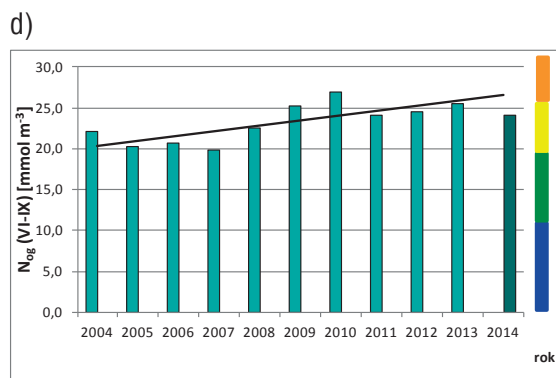
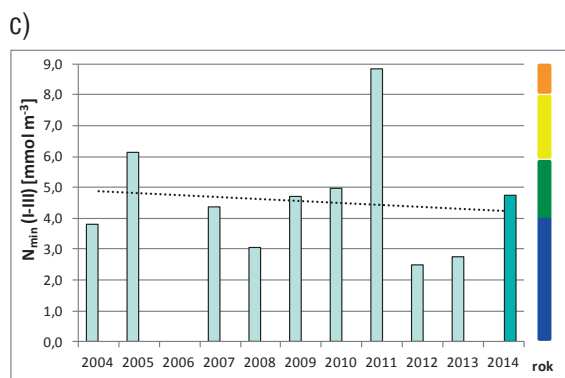
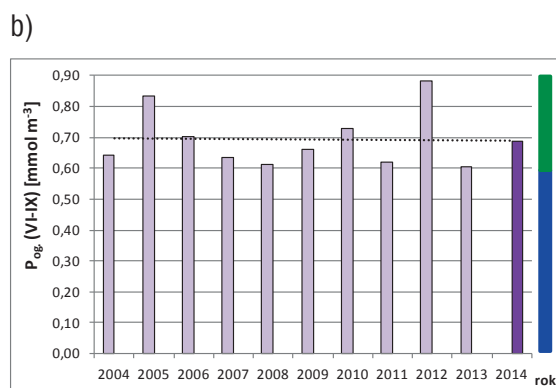
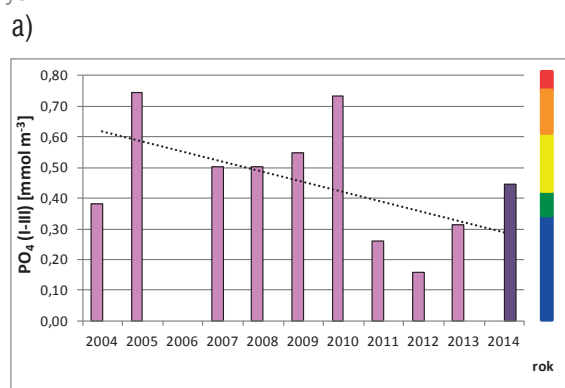


Rys. 4.1.2. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) – Basen Gdański – w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1.

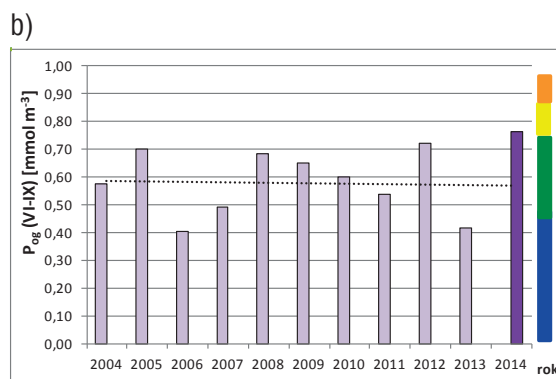
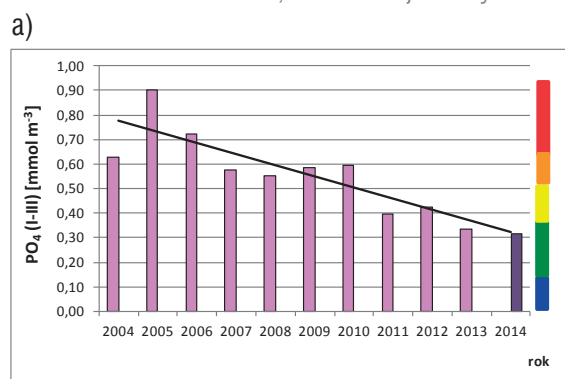


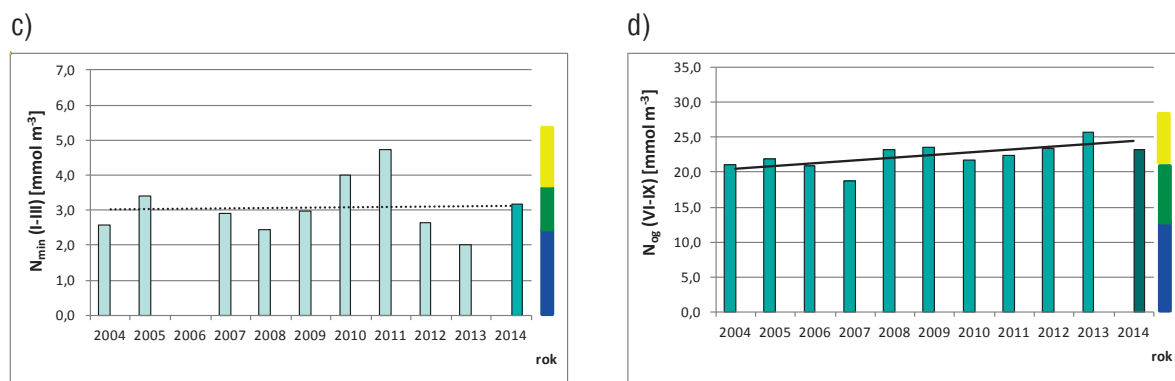


Rys. 4.1.3. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) – Basen Gdański – w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1

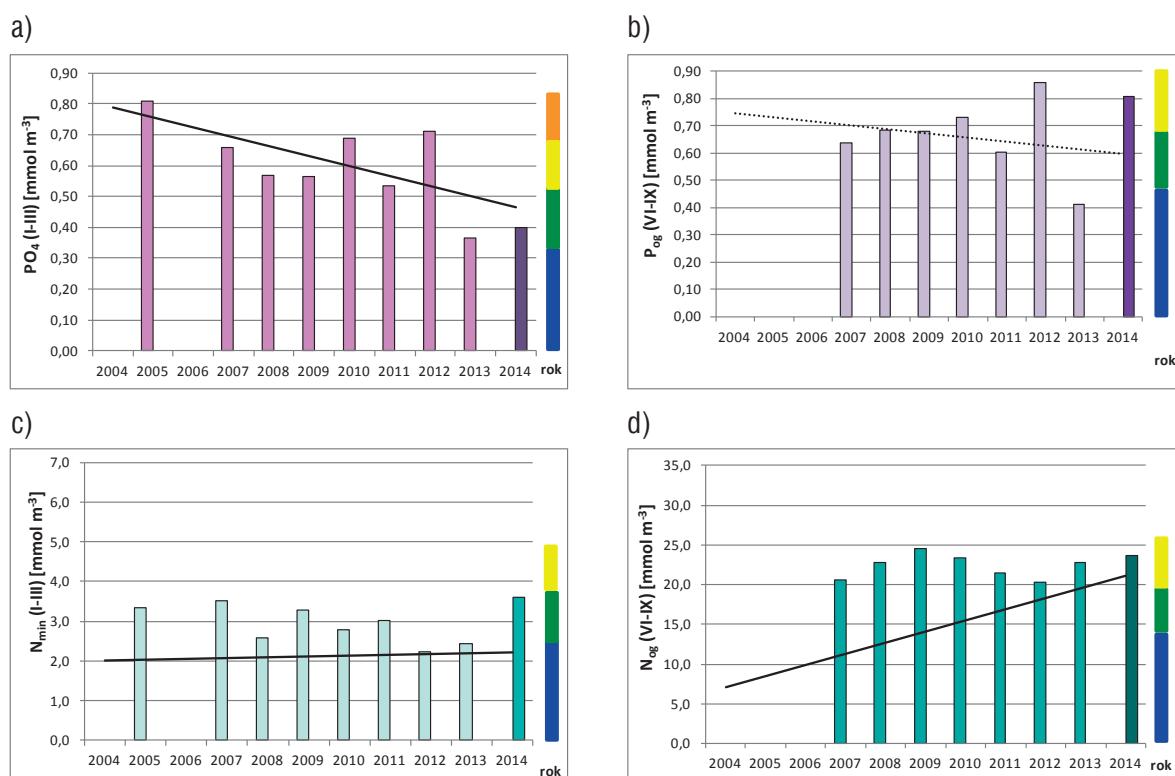


Rys. 4.1.4. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach płytkowodnej strefy środkowego wybrzeża (st. R4, ZN4 i Ł7) – wsch. Basen Gotlandzki – w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1.





Rys. 4.1.5. Zmiany stężeń zimowych mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



Rys. 4.1.6. Zmiany stężeń zimowych (I-III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Basenu Bornholmskiego (st. P5) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1.

W dziesięciolecie 2004-2013 utrzymywała się tendencja spadkowa zimowej puli fosforanów, jak pokazano na przykładowych wykresach (rys. 4.1.1a-4.1.6a). Zmniejszanie się dostępności fosforanów obserwujemy także w cyklu całorocznym, jako spadek średnich rocznych stężeń (tab. 4.1.1, rys. 4.1.1a). W wielu akwenach te tendencje przybrały formę istotnych statystycznie ujemnych trendów, np.: w zachodniej części strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (stacje P16 i K6) – $R_{PO_4(I-III)} = -0,63$ ($n = 10$, $p < 0,0379$), a w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) – $R_{PO_4(I-III)} = -0,87$ ($n = 10$, $p < 0,0005$) i $R_{PO_4(śr.r.)} = -0,63$ ($n = 10$, $p < 0,0483$) oraz w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) – $R_{PO_4(śr.r.)} = -0,71$ ($n = 11$, $p < 0,0215$) i we wschodniej części strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (stacje R4, Ł7 i ZN4) – $R_{PO_4(śr.r.)} = -0,73$ ($n = 10$, $p < 0,0246$). Silny ujemny trend wykazują także zimowe stężenia fosforanów w wodach Basenu Bornholmskiego – Głębia Bornholmska (st. P5) (rys. 4.1.6a); $R_{PO_4(I-III)} = -0,73$ ($n = 9$, $p < 0,0246$), jednak seria danych pomiarowych jest niekompletna, co może wskazywać na przypadkową zależność w wyniku wyselekcjonowania.

W odniesieniu do zimowych stężeń azotu mineralnego stwierdzono ważną zmianę – pojawienie się w wieloletnim 2004-2013 tendencji spadkowej w szeregu obszarów (tabl. 4.1.1), np.: w wodach Głębi Gdańskiej (rys. 4.1.3c) i strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (wschodnia część – rys. 4.1.4c) oraz w Zalewie Wiślanym w odniesieniu do średnich rocznych stężeń azotu mineralnego (rys. 4.1.1c), a także w Zalewie Puckim. W wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (rys. 4.1.2c) i Zatoki Pomorskiej (tabl. 4.1.1) nadal utrzymuje się słaba tendencja wzrostu zimowych stężeń azotu mineralnego, a w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (rys. 4.1.5c) w lutym 2014 r. zimowy poziom azotu mineralnego nie uległ istotnej zmianie w stosunku do średniej z poprzedniego dziesięciolecia. Natomiast w wodach Głębi Bornholmskiej (rys. 4.1.6c), zanotowano wzrost zimowych stężeń azotu mineralnego w porównaniu do średniej dekadowej, przy czym w tym obszarze polskiej strefy Bałtyku seria danych pomiarowych jest bardzo niekompletna.

Analiza poziomu fosforu całkowitego w miesiącach letnich wykazała podział polskiej strefy na część wschodnią (rys. 4.1.1b-4.1.4b) – z wyłączeniem płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140), gdzie w okresie letnim 2014 r. stężenia były niższe niż średnia z dziesięciolecia 2004-2013 (tabl. 4.1.1) i część zachodnią (rys. 4.1.5b-4.1.6b), gdzie była sytuacja odwrotna. Mimo niższego poziomu fosforu ogólnego w 2014 r., w większości akwenów utrzymała się tendencja wzrostowa w analizowanym okresie. Zdecydowanym wyjątkiem jest tu Zalew Wiślany, gdzie pojawił się bardzo silny trend ujemny w odniesieniu do średnich rocznych zawartości fosforu ogólnego w wodzie – $R_{\text{Pog}}(\text{śr.r.}) = -0,78$ ($n = 11$, $p < 0,000$), (rys. 4.1.1b).

W odniesieniu do azotu ogólnego, średnie stężenia w okresie letnim były w większości monitorowanych akwenów na podobnym poziomie jak odpowiednia średnia z dziesięciolecia 2004-2013 (tabl. 4.1.1); obserwowano nieznaczne fluktuacje. Wyjątkiem był ponownie Zalew Wiślany, gdzie w części otwartej (st. KW) wystąpiło znaczne obniżenie poziomu azotu ogólnego w skali całego roku (średniej rocznej) w stosunku do średniej dekadowej (tabl. 4.1.1). Jeśli chodzi o trendy zmian wieloletnich, to we wszystkich obszarach nadal utrzymuje się tendencja wzrostowa stężeń azotu ogólnego w okresie letnim (rys. 4.1.2d-4.1.6d), jednak jest to korzystna zmiana, której uległy dotychczasowe istotne statystycznie trendy. W Zalewie Wiślanym (st. KW), podobnie jak w przypadku fosforu ogólnego, pojawił się bardzo silny trend ujemny w odniesieniu do średnich rocznych zawartości azotu ogólnego – $R_{\text{Nog}}(\text{śr.r.}) = -0,83$ ($n = 11$, $p < 0,000$), (rys. 4.1.1d). Należy tutaj podkreślić, że wyniki pomiarów i obserwacji w otwartej części Zalewu Wiślanego (st. KW) w ramach monitoringu RDSM (wykonywane przez IMGW-PIB) były w 2014 r. bardzo zgodne z wartościami uzyskanymi w ramach monitoringu RDW (realizacja WIOŚ Olsztyn Delegatura w Elblągu) (zob. rozdz. 1.2).

Niewątpliwie, pod względem zawartości substancji odżywczych, polskie wody Bałtyku wykazują cechy okresu przejściowego – osłabienia intensywności procesu eutrofizacji, natomiast nie zauważa się jeszcze wyraźnych oznak poprawy.

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

Zawartość chlorofilu-a mierzono w 2014 r. zgodnie z metodyką HELCOM COMBINE, 5 razy w roku w cieplej porze roku, tzn. od marca do listopada. Metrykami chlorofilu-a stosowanymi w klasyfikacji stanu jest średnie stężenie w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne stężenie, uwzględniające zakwit wiosenny, podczas którego pojawiają się znaczące zawartości chlorofilu-a w wodzie morskiej (tab. 4.1.2).

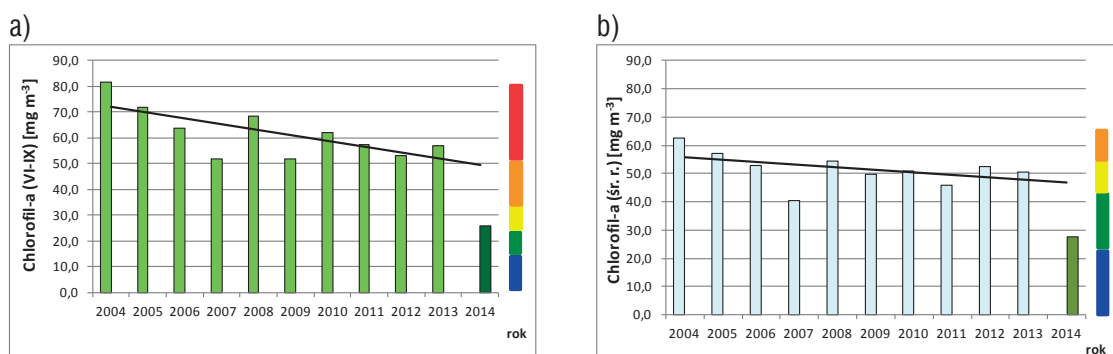
Tabela 4.1.2. Średnie stężenia [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne (śr. r.) na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w 2014 r. wg podziału na podakweny HELCOM; w nawiasach podano średnie z okresu 2004-2013

Akwen	Stacja	Chl-a (VI-IX)	Chl-a (śr. r.)
Zalew Wiślany	KW	26,06 (61,72)	26,78 (51,81)
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	ZP6	4,83 (6,31)	4,80 (5,54)
	P104	4,14 (3,28)	4,55 (3,77)

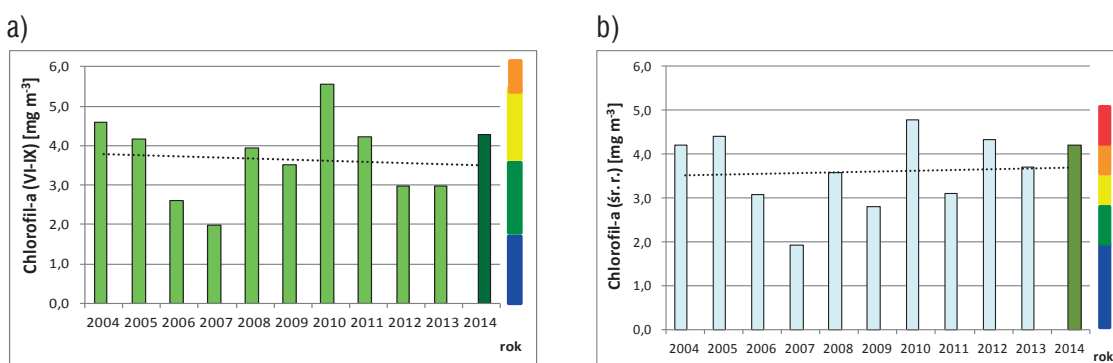
Tabela 4.1.2 c.d.

Basen Gdański	P110, P116	3,05 (3,72)	3,17 (3,60)
	P1	2,90 (3,10)	3,13 (3,01)
Wschodni Basen Gotlandzki	R4, ZN4, Ł7	2,24 (2,84)	2,20 (3,57)
	P140	2,50 (2,49)	2,70 (2,35)
Basen Bornholmski	P16, K6	1,70 (3,23)	2,15 (3,80)
	B13, B15	4,32 (5,58)	3,80 (6,66)
	P5	1,74 (2,21)	2,49 (2,49)

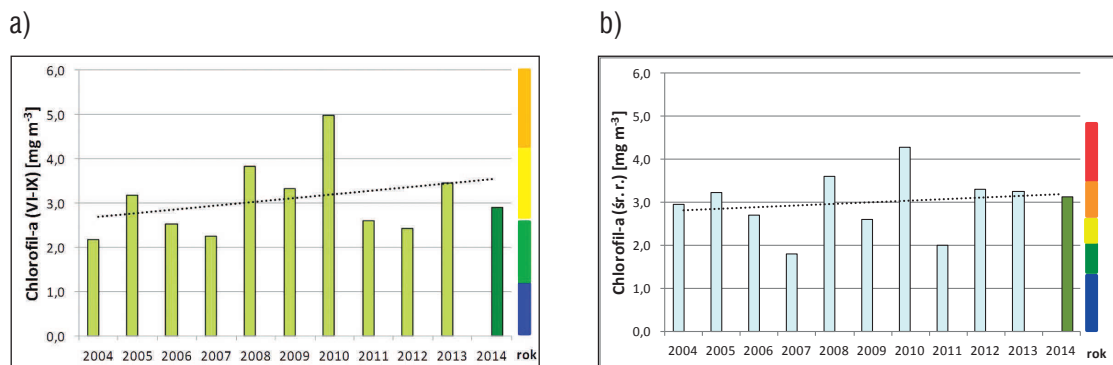
W 2014 r. stężenia chlorofilu-a, zarówno w miesiącach letnich, jak i w odniesieniu do całego roku, były niższe od odpowiednich wartości średnich z dziesięciolecia 2004-2013 (rys. 4.1.7a,b, 4.1.9a,b-4.1.11a,b), z wyjątkiem strefy przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej (st. P104) (rys. 4.1.8a,b). Był to niewątpliwie efekt niekorzystnych warunków meteorologicznych – przedłużającej się i chłodnej wiosny, mimo krótkotrwałego gwałtownego ocieplenia w 2. dekadzie maja, po którym nastąpiło silne ochłodzenie trwające do końca czerwca, i niezbyt ciepłego lata, mimo ponownego krótkiego okresu upałów na przełomie lipca i sierpnia. Najsilniejsze zmiany w zakresie chlorofilu-a zanotowano w 2014 r. w Zalewie Wiślanym (st. KW) (rys. 4.1.7a,b). Analogiczną sytuację raportuje WIOŚ Olsztyn – Delegatura w Elblągu dla stacji monitoringu RDW (zob. rozdz. I.2).



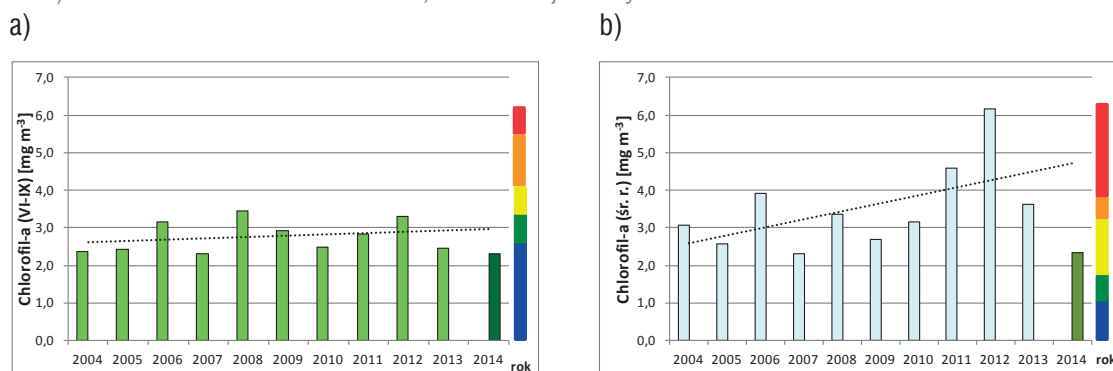
Rys. 4.1.7. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średnich rocznych stężeń (b) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



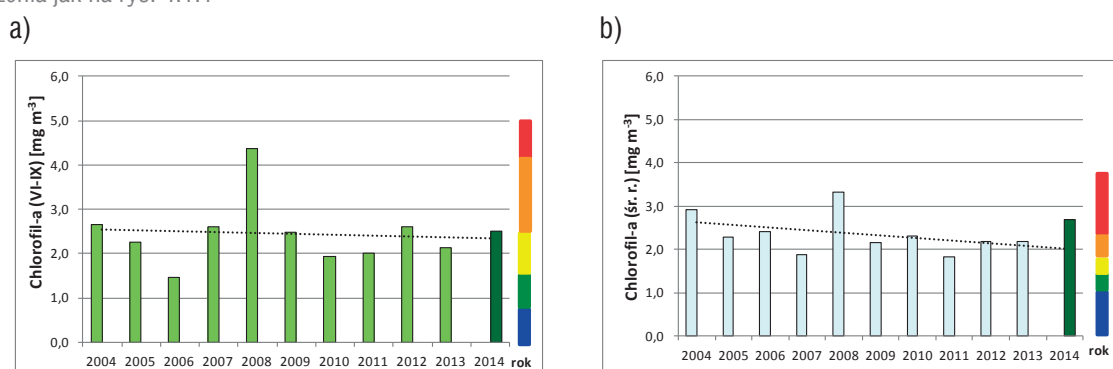
Rys. 4.1.8. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średnich rocznych stężeń (b) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) – Basen Gdański – w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



Rys. 4.1.9. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średnich rocznych stężeń (b) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



Rys. 4.1.10. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średnich rocznych stężeń (b) w wodach płytkowodnej strefy środkowego wybrzeża (st. R4, ZN4 i Ł7) – wschodni Basen Gotlandzki – w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



Rys. 4.1.11. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średnich rocznych stężeń (b) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1

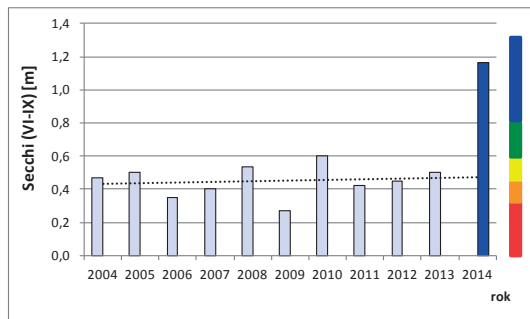
Ważną obserwacją jest fakt, że w dziesięciolecie 2004-2013 istotnie statystycznie, dodatnie trendy w zawartości chlorofilu-a w wodach morskich w miesiącach letnich, które stwierdzano w latach 1999-2006, zaniknęły, a linie, zaznaczone na rys. 4.1.8a, b-4.1.11 a, b, wskazują jedynie tendencje wzrostowe. Należy tu podkreślić, że w niektórych obszarach, np.: centralna Zatoka Gdańska (st. P110, P116), czy pld.-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140), pojawiły się nawet tendencje spadkowe stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (odpowiednio rys. 4.1.8a i 4.1.10a). W otwartych wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) tendencja ta przybrała formę istotnych statystycznie trendów ujemnych: $R_{chl-a(VI-IX)} = -0,77$ ($n = 11$, $p < 0,005$) i $R_{chl-a(śr. r.)} = -0,64$ ($n = 11$, $p < 0,0335$).

Niższa produkcja pierwotna, wyrażona zmniejszoną zawartością chlorofilu-a w wodzie morskiej, miała przełożenie na przejrzystość wody. W 2014 r. przejrzystość wody morskiej wykazywała typowe zmiany sezonowe, a pewne zahamowanie tej produkcji wiosną, miało wpływ na poprawę przejrzystości wody morskiej wyrażonej w średniej rocznej (tabl. 4.1.3, rys. 4.1.12b-4.1.15b), szczególnie w akwenach oddalonych od lądu, jak pld.-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140) i Głębia Bornholmska (st. P5), ale także w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. ZN4, R4, Ł7, P16, K6).

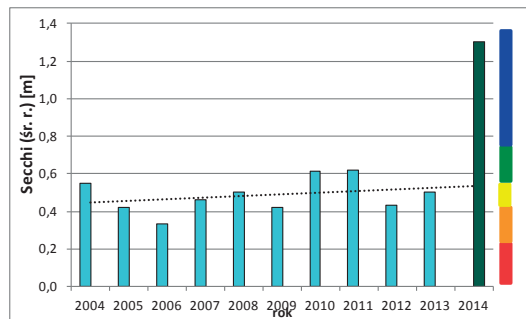
Tabela 4.1.3. Średnia przezroczystość wody morskiej [głębokość widzialności krążka Secchi'ego w m] w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w 2014 r. wg podziału na podakweny HELCOM; w nawiasach podano średnie z okresu 2004-2013

Akwen	Stacja	Secchi (VI-IX)	Secchi (śr. r.)
Zalew Wiślany	KW	1,17 (0,46)	1,30 (0,50)
przybrzeżne wody Basenu Gdańskiego	ZP6	3,72 (3,89)	4,14 (4,07)
	P104	4,67 (4,69)	6,50 (5,33)
Basen Gdański	P110, P116	4,33 (5,06)	7,94 (6,35)
	P1	6,33 (6,52)	7,83 (8,20)
Wschodni Basen Gotlandzki	R4, ZN4, Ł7	6,84 (6,05)	8,44 (6,40)
	P140	8,00 (8,00)	9,50 (9,20)
Basen Bornholmski	P16, K6	8,00 (5,98)	8,71 (6,12)
	B13, B15	4,09 (4,19)	5,60 (4,25)
	P5	9,17 (7,98)	10,58 (8,60)

a)

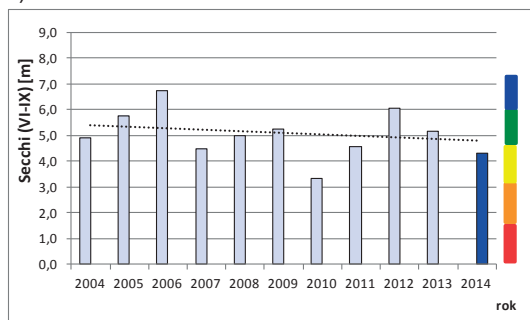


b)

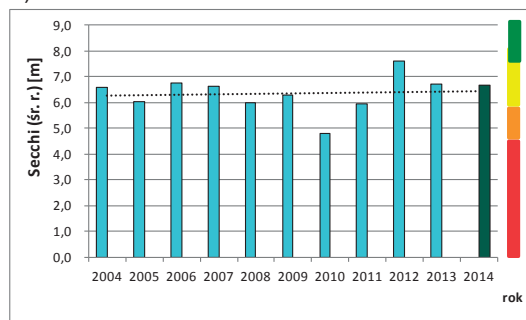


Rys. 4.1.12. Zmiany przejrzystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średniej rocznej (b) w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1

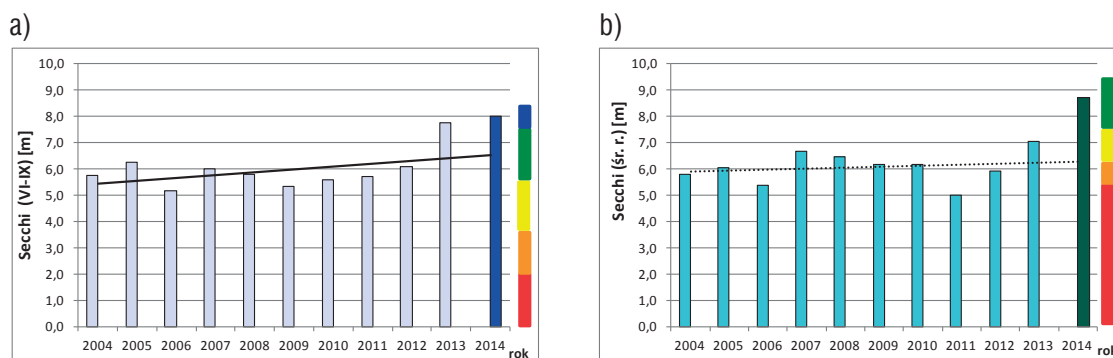
c)



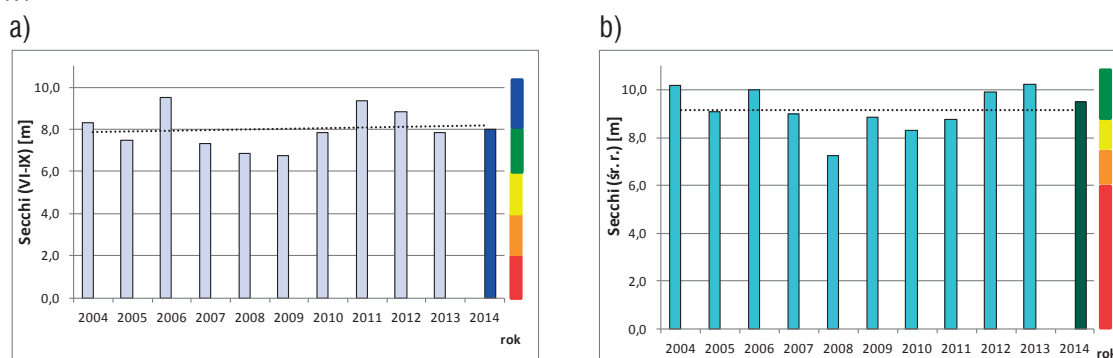
d)



Rys. 4.1.13. Zmiany przejrzystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średniej rocznej (b) w centralnej Zatoce Gdańskiej (st. P110 i P116) – Basen Gdański – w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



Rys. 4.1.14. Zmiany przejrzystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średniej rocznej (b) w zachodniej części strefy płytkowodnej środkowego Wybrzeża (st. P16 i K6) – Basen Bornholmski – w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



Rys. 4.1.15. Zmiany przejrzystości wody w miesiącach letnich (VI-IX) (a) i średniej rocznej (b) we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w latach 2004-2013 oraz w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1

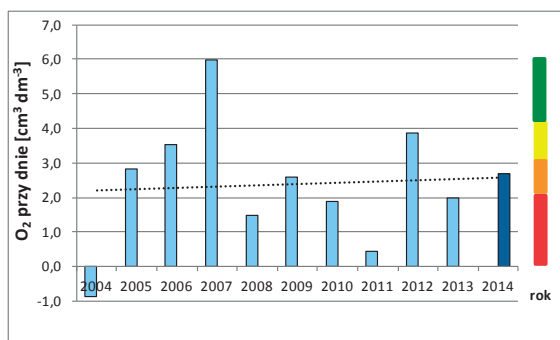
Niezwykła zmiana przezroczystości wody miała miejsce w 2014 r. w części otwartej Zalewu Wiślanego (rys. 4.1.12) – w stosunku do roku poprzedniego i do średniej z dekady (2004-2013) zanotowano ponad dwukrotny wzrost przezroczystości co wynika ze zmian poziomu chlorofilu-a w wodach tego akwenu (rys. 4.1.7). O tej niezwykłej sytuacji, wynikach przezroczystości wody w Zalewie rzędu 2,5 m, raportował także WIOŚ Olsztyn – Delegatura w Elblągu (zob. rozdz. 1.2).

Spadek obfitości chlorofilu-a w wodach morskich w wieloleciu 2004-2014 zaczyna się odzwierciedlać w przezroczystości tych wód. I tak: w wielu obszarach ustąpiła tendencja spadkowa przezroczystości i pojawiła się słaba inklinacja wzrostowa, przede wszystkim w zakresie średnich stężeń w miesiącach letnich. W strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6 i P16) ujawnił się istotny statystycznie trend dodatni – poprawy przejrzystości wody morskiej; $R_{\text{Secchi(VI-IX)}} = -0,63$ ($n = 11$, $p < 0,0409$). Analogiczny trend wskazujący na zwiększanie się przejrzystości wody morskiej znaleziono także w obszarze Głębi Bornholmskiej (st. P5), $R_{\text{Secchi(VI-IX)}} = -0,79$ ($n = 8$, $p < 0,0244$), jednakże tak jak w przypadku pozostałych wskaźników – seria danych pomiarowych w tym akwenu jest niekompletna.

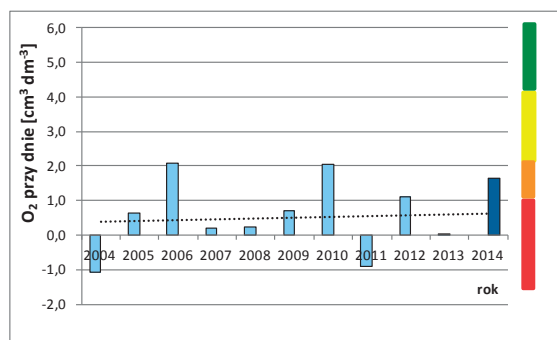
Niemniej, można pokusić się o ostrożne stwierdzenie, że dane monitoringowe z 2014 r. wskazują na zaznaczającą się poprawę przezroczystości wód morskich w polskiej strefie Bałtyku.

Pośrednie skutki nadmiaru substancji odżywczych: natlenienie wód przydennych

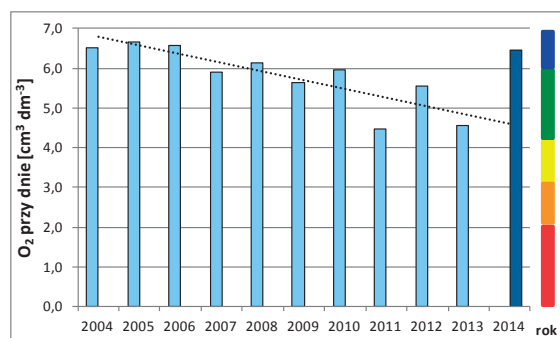
W 2014 r. sezonowa hipoksja, czyli deficyt tlenowy w wodach przydennych, pojawiająca się w miesiącach letnich w obszarach płytkowodnych, wystąpiła wyłącznie w obrębie centralnej Zatoki Gdańskiej, na stacjach P110 i P116 (rys. 4.1.16-4.1.17). Niskie stężenie tlenu w miesiącach letnich występowało także w pobliżu Półwyspu Helskiego (st. ZN4). W strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża (rys. 4.1.18), w Zatoce Pomorskiej oraz w Zalewie Puckim i w Zalewie Wiślanym wody przydennie pozostawały dobrze natlenione ($O_2 > 4,2 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$) przez cały rok.



Rys. 4.1.16. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w centralnej Zatoce Gdańskiej (st. P110, głębokość 72 m) w latach 2004-2013 i w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1

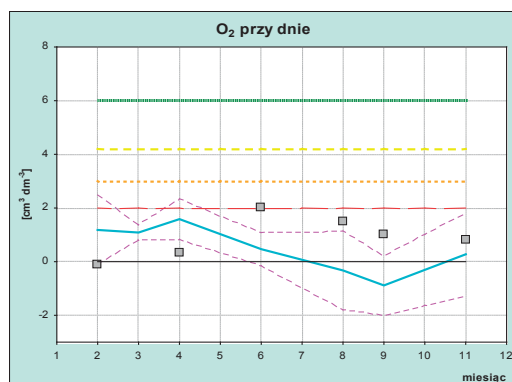


Rys. 4.1.17. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w centralnej Zatoce Gdańskiej (st. P116, głębokość 92 m) w latach 2004-2013 i w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1

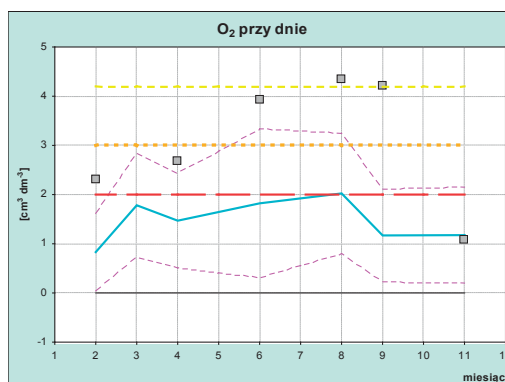


Rys. 4.1.18. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (głębokość ok. 20 m) w latach 2004-2013 i w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1

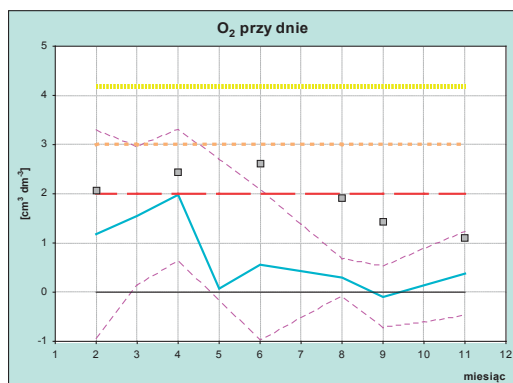
W wodach przydennych basenów głębokowodnych – w Głębi Bornholmskiej, pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim i Głębi Gdańskiej – sytuacja tlenowa jest kontrolowana głównie przez warunki hydrodynamiczne. W 2013 r. aktywność wlewowa była stosunkowo słaba, dopiero jesienią miały miejsce trzy niewielkie wlewy wód słonych z rejonu Kattegatu – wg informacji służb monitoringowych Szwecji („Report from the SMHI monitoring cruise with KBV001 Poseidon”; 2013-12-15 – 2013-12-19) odpowiednio o objętości 15 km³, 40 km³ i ponownie 15 km³, na początku i pod koniec października oraz w grudniu 2013 r. Transportowane wody wlewowe zostały podepchnięte kolejnymi intruzjami w lutym i marcu 2014 r. („Report from the SMHI monitoring cruise with r/v Aranda”; 2014-07-10 – 2014-07-14). Skutki tych wlewów w polskiej strefie Bałtyku uwidoczniły się w rejsie monitoringowym, przeprowadzonym w lutym 2014 r., szczególnie w Głębi Bornholmskiej (rys. 4.1.21). Natomiast w Głębi Gdańskiej, gdzie na początku roku występował jeszcze siarkowodor, nieznaczna poprawa natlenienia wód przydennych nastąpiła dopiero w czerwcu (rys. 4.1.19), a w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim wzrost natlenienia wód przydennych trwał od kwietnia do września (rys. 4.1.20).



Rys. 4.1.19. Zmiany natlenienia warstwy przydennej w Głębi Gdańskiej (st. P1) w 2014 r.; linia niebieska – średnia z okresu 2004-2013 wraz z odchyleniem standardowym, linie poziome – kod kolorystyczny klasyfikacji

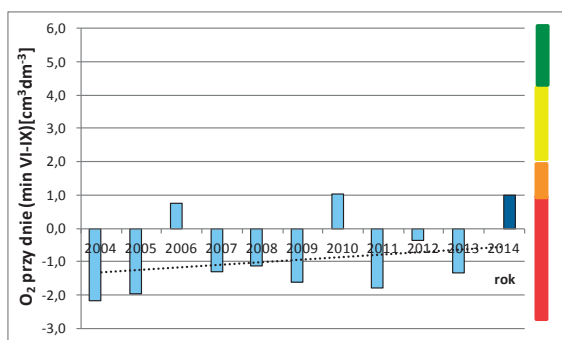


Rys. 4.1.20. Zmiany natlenienia warstwy przydennej w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.19

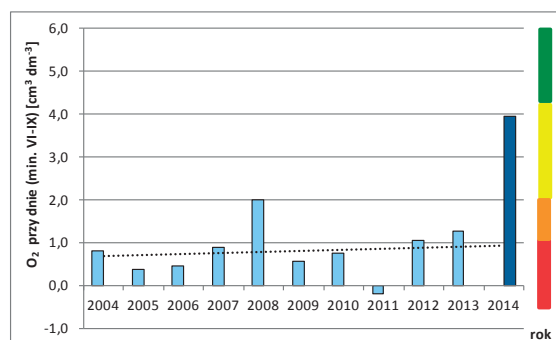


Rys. 4.1.21. Zmiany natlenienia warstwy przydennej w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.19

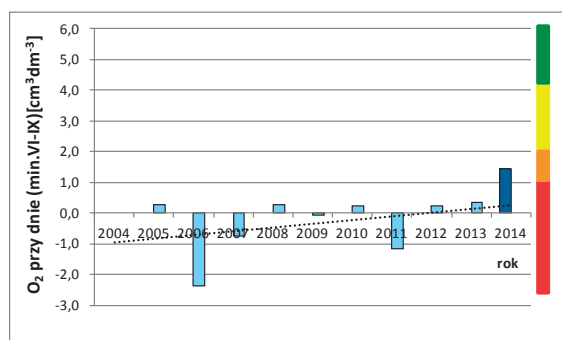
Można zatem powiedzieć, że w 2014 r. w basenach głębokowodnych panowały nieco korzystniejsze warunki tlenowe w porównaniu z poprzednim dziesięcioleciem (rys. 4.1.21-4.1.23). Miało to natychmiastowe przełożenie na warunki bytowania fauny dennej – w 2014 r. we wszystkich basenach głębokowodnych, nawet w Głębi Gdańskiej, znaleziono żywe osobniki *Bylgides sarsi*, a w Głębi Bornholmskiej i w pld. wsch. Basenie Gotlandzkim, odpowiednio, także *Capitella capitata* i *Pontoporeia femorata* (zob. rozdz. 3.4.2 Zoobentos).



Rys. 4.1.22. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w Głębi Gdańskiej (st. P1, głębokość ok. 108 m) w latach 2004-2013 i w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



Rys. 4.1.23. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140, głębokość ok. 90 m) w latach 2004-2013 i w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1



Rys. 4.1.21. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w Głębi Bornholmskiej (st. P5, głębokość ok. 90 m) w latach 2004-2013 i w 2014 r.; oznaczenia jak na rys. 4.1.1

Ocena eutrofizacji w wydzielonych akwenach

Zgodnie z zasadami przyjętymi we „Wstępnej Ocenie RDSM” dokonano oceny eutrofizacji względem wskaźników podstawowych na poszczególnych stacjach badawczych reprezentujących wydzielone akweny. Wartości wskaźników z 2014 r. odniesiono do odpowiednich wartości referencyjnych i wartości granicznych klas w systemie 5 klas jakości zgodnie z klasyfikacją stanu wód wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), przypisując jednak klasom wartości od 1 do 5, gdzie wartość 5 oznacza warunki niezaburzone, jak to zilustrowano na przykładzie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tab. 4.1.4).

W przypadku, gdy w akwenu 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 w 2014 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), w tym akwenu, w obrębie Ławicy Słupskiej, znajduje się również jedno ze stanowisk monitoringu fitobentosu (zob. rozdz. 3.4.1 Fitobentos), klasyfikację wskaźnika dla akwenu wyznaczano jako średnią wartości klasy (tab. 4.1.5-4.1.8).

Jako próbę integracji wyników uzyskanych w programie monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych realizowanego przez odpowiednie Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska oraz monitoringu realizowanego przez IMGW-PIB na rzecz Dyrektywy ws. Strategii Morskiej, ocenę eutrofizacji wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz Zalewu Wiślanego przeprowadzono na podstawie wyników z obydwu źródeł (tab. 4.1.6 i 4.1.8).

Tabela 4.1.4. Klasyfikacja podstawowych wskaźników eutrofizacji w 2014 r. w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140)

Czynniki sprawcze	Ref	2014	EQR	Wartość klasy
DIP zimowe (średnia I-III) [mmol P-PO ₄ /m ³]	0,25	0,32	0,781	4
DIP (średnia roczna) [mmol P-PO ₄ /m ³]	0,10	0,21	0,476	4
TP (średnia VI-IX) [mmol P/m ³]	0,60	0,77	0,779	4
TP (średnia roczna) [mmol P/m ³]	0,39	0,71	0,549	3
DIN zimowe (średnia I-III) [mmol N-NO ₃ +NO ₂ +NH ₄)/m ³]	2,50	3,16	0,791	4
DIN (średnia roczna) [mmol N-(NO ₃ +NO ₂ +NH ₄)/m ³]	0,32	1,00	0,320	4
TN (średnia VI-IX) [mmol N/m ³]	14,00	23,27	0,602	3
TN (średnia roczna) [mmol N/m ³]	8,50	24,94	0,341	1
Skutki bezpośrednie	Ref	2014	EQR	
Całkowita biomasa fitoplanktonu (śr. VI-IX) [mm ³ m ⁻³]	-			
Wskaźnik taksonomiczny fitoplanktonu	-			
Chlorofil-a średnia VI-IX (mg m ⁻³)	0,70	2,50	0,280	2
Chlorofil-a średnia roczna (mg m ⁻³)	1,34	2,70	0,496	3
Przezroczystość wody (średnia VI-IX) [m]	8,00	8,00	1,000	5
Przezroczystość wody (średnia roczna) [m]	11,20	9,50	0,848	4
Skutki pośrednie	Ref	2014	EQR	
Tlen rozpuszczony przy dnie (min VI-IX) [cm ³ /dm ³]	4,20	3,94	0,938	5

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 4.1.5. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2014 r.: strefa płytkowodna (st. ZN4, R4, Ł7) i pld.-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140)

Wskaźnik	Wartość klasy		Średnia
	ZN4+R4+Ł7	P140	
DIP (I-III)	3	4	3,5
DIP (śr-r)	3	4	3,5
TP (VI-IX)	4	4	4,0
TP (śr-r)	3	3	3,0
DIN (I-III)	5	4	4,5
DIN (śr-r)	4	4	4,0
TN (VI-IX)	3	3	3,0
TN (śr-r)	2	1	1,5
Chl-a (VI-IX)	2	2	2,0
Chl-a (śr-r)	4	3	3,5
Secchi (VI-IX)	5	5	5,0
Secchi (śr-r)	4	4	4,0
O ₂ dno (minVI-IX)	5	5	5,0
SM1	3	-	3,0
			3,5

Tabela 4.1.6. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2014 r.: wody przejściowe – Zalew Pucki (st. ZP6 i T6a), Zatoka Pucka zewnętrzna (st. P104 i OM1), Zatoka Gdańska wewnętrzna (st. ZG) i ujście Wisły Przekop (st. OM3)

Wskaźnik	Wartość klasy				Średnia
	ZP6+T6a	P104+OM1	ZG	OM3	
DIP (I-III)	-	5	-	-	5,0
DIP (śr-r)	1	1	1	4	1,8
TP (VI-IX)	1	1	1	5	2,0
TP (śr-r)	1	1	1	3	1,5
DIN (I-III)	-	5	-	-	5,0
DIN (śr-r)	4	4	1	5	3,5
TN (VI-IX)	3	3	3	3	3,0
TN (śr-r)	2	1	1	4	2,0
Chl-a (VI-IX)	3	3	1	1	2,0
Chl-a (śr-r)	1	2	1	-	1,3
Secchi (VI-IX)	4	3	3	4	3,5
Secchi (śr-r)	4	2	1	5	3,0
O ₂ dno (minVI-IX)	5	5	4	5	4,8
SM1*	3	3	-	-	3,0
				średnia	3,6

Tabela 4.1.7. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w polskich wodach Basenu Bornholmskiego w 2014 r.: strefa płytkowodna (st. P16, K6), otwarta Zatoka Pomorska (st. B13, B15) i Głębia Bornholmska (st. P5)

Wskaźnik	Wartość klasy			Średnia
	B13+B15	P16+K6	P5	
DIP (I-III)	5	4	5	4,7
DIP (śr-r)	3	4	3	3,3
TP (VI-IX)	3	3	4	3,3
TP (śr-r)	2	2	4	2,3
DIN (I-III)	5	5	3	4,7
DIN (śr-r)	4	5	4	4,3
TN (VI-IX)	3	3	3	3,0
TN (śr-r)	1	3	1	1,7
Chl-a (VI-IX)	3	3	4	3,3
Chl-a (śr-r)	4	5	2	3,7
Secchi (VI-IX)	3	3	5	3,7
Secchi (śr-r)	4	4	3	3,7
O ₂ dno (minVI-IX)	5	5	2	4,0
SM1	-	5	-	5,0
			średnia	3,6

Tabela 4.1.8. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w wodach Zalewu Wiślanego (ppk. 1, 2, 3, 5, 6, 8, 10, T2, T5 i st. KW) w 2014 r.

Wskaźnik	Wartość klasy
	ppk+KW
DIP (I-III)	-
DIP (śr-r)	5
TP (VI-IX)	5
TP (śr-r)	5
DIN (I-III)	-
DIN (śr-r)	5
TN (VI-IX)	2
TN (śr-r)	3
Chl-a (VI-IX)	4
Chl-a (śr-r)	3
Secchi (VI-IX)	5
Secchi (śr-r)	4
O ₂ dno (minVI-IX)	5
SM1	-
średnia	4,2

Niespodziewanie ocena stanu eutrofizacji w 2014 r. dała pozytywny wynik (GES) w Zalewie Wiślanym – agregacja wskaźników według przedstawionych zasad dała wynik 4,2 (zob. rys. 4 w rozdz. III: Podsumowanie).

W pozostałych akwenach polskiej strefy Bałtyku stan eutrofizacji nie uzyskał oceny $\geq 4,0$ określającej stan dobry (GES).

4.2. Substancje niebezpieczne, efekty biologiczne zanieczyszczeń, substancje szkodliwe w rybach przeznaczonych do konsumpcji



W 2014 r., podobnie jak w latach poprzednich, w polskiej strefie Morza Bałtyckiego przeprowadzono ocenę stanu środowiska w aspekcie potencjalnego zagrożenia, wynikającego z obecności substancji zanieczyszczających w różnych elementach ekosystemu morskiego. Ocena obejmuje dwie cechy wg Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM) 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 Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm. Lista substancji zanieczyszczających, reprezentujących trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy, poddanych ocenie, uwzględnia rekomendacje dyrektywy Rady Europy i Parlamentu Europejskiego 39/2013/WE z dnia 12 sierpnia 2013 r., zmieniającej dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej oraz rekomendacje HELCOM (projekt HELCOM CORESET).

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

W celu dokonania oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej w zakresie substancji zanieczyszczających ustalono, podobnie jak w przypadku innych cech/wskaźników opisowych, pięciostopniową skalę oceny, którą następnie transponowano do oceny dwustopniowej, właściwej dla RDSM, GES i subGES – dobry i nieodpowiedni stan środowiska. Przyjęto, że granicą dobrego stanu środowiska morskiego – GES/subGES – 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 dla wyznaczenia współczynnika skażenia (WS) zgodnie ze wzorem:

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

C_{SR} – aktualne stężenie substancji zanieczyszczającej w określonej matrycy w środowisku,
 C_{GR} – graniczne, docelowe stężenie substancji zanieczyszczającej, poniżej którego stan środowiska uznaje się za nienaruszony w wyniku obecności substancji zanieczyszczającej; wartości stężeń docelowych zostały określone na podstawie wartości progowych rekomendowanych przez regionalne konwencje morskie: OSPAR i HELCOM.

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

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

Tabela 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

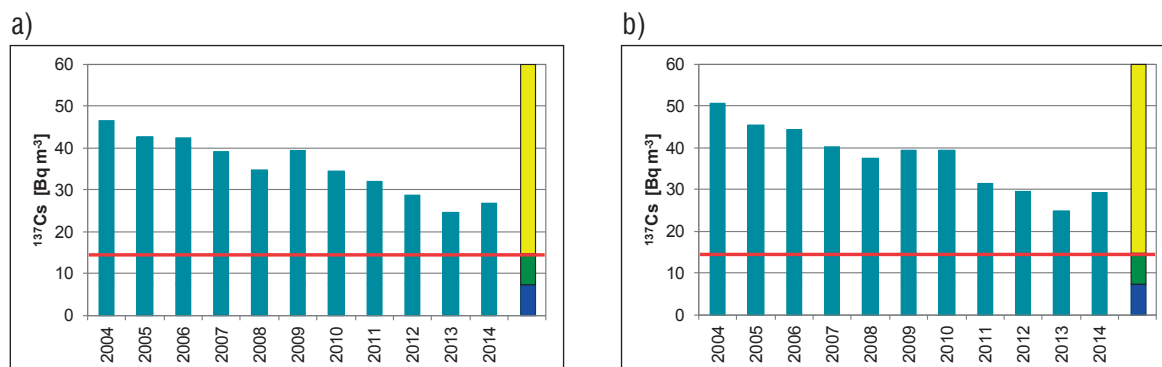
Zakres WS	Klasyfikacja	Ocena wg RDSM
$0 < WS < 0,5$	bardzo dobry	GES
$0,5 \leq WS < 1,0$	dobry	
$1,0 \leq WS < 5,0$	umiarkowany	SubGES
$5,0 \leq WS < 10,0$	słaby	
$10,0 \leq WS$	zły	

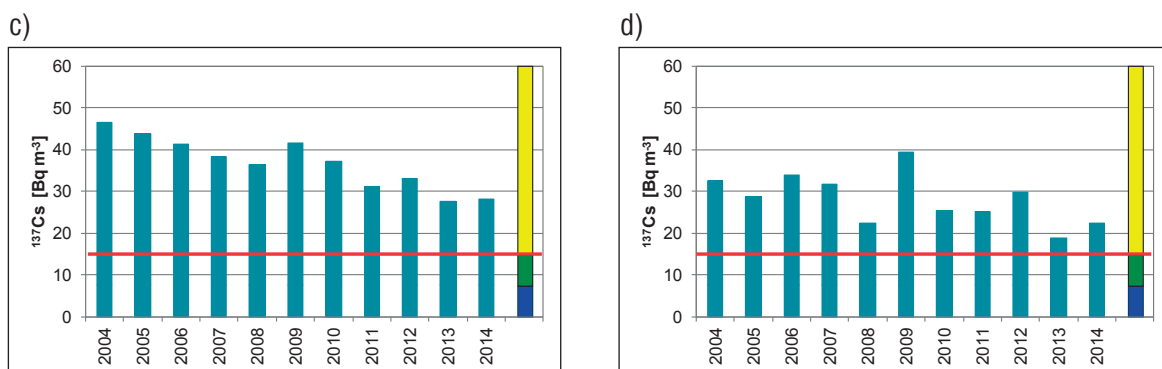
Ponieważ ocena stanu środowiska w zakresie cechy C9 oparta jest na danych dotyczących tych samych substancji zanieczyszczających w rybach, które uwzględniono w ocenie cechy C8, dlatego w ocenie wykorzystano te same dane środowiskowe stosując jednocześnie inne kryteria oceny.

Radionuklidy

■ Woda morska

Głównymi izotopami promieniotwórczymi pochodzenia antropogenicznego, kształtującymi poziom radioaktywności w wodach Morza Bałtyckiego, są izotop cezu – ^{137}Cs i izotop strontu – ^{90}Sr . Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w 2014 r., obliczone na podstawie wyników z 19 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło $27,3 \text{ Bq m}^{-3}$. Było ono nieznacznie wyższe w porównaniu z wartością odnotowaną w roku poprzednim ($25,2 \text{ Bq m}^{-3}$), ale jednocześnie mniejsze o 18 Bq m^{-3} w stosunku do wartości z roku 2004 będącego początkiem okresu odniesienia, dla którego przeprowadzana jest ocena. W ostatnich 10 latach, w trzech z czterech ocenianych obszarów: Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i w Basenie Gdańskim obserwuje się istotny statystycznie trend spadkowy stężeń ^{137}Cs , wynikający głównie z rozpadu promieniotwórczego omawianego izotopu (okres połowicznego rozpadu ^{137}Cs wynosi 30,05 lat) (rys. 4.2.1). Na spadek stężeń w wodzie morskiej wpływają również procesy bioakumulacji i sedymentacji. W 2014 r. średnie stężenie ^{137}Cs , charakterystyczne dla Basenu Bornholmskiego, wynosiło $26,9 \text{ Bq m}^{-3}$ i było o $2,4 \text{ Bq m}^{-3}$ wyższe od odnotowanego w roku 2013, natomiast w stosunku do roku 2004 spadło o prawie 20 Bq m^{-3} .





Rys. 4.2.1. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2004-2014, 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

Największy wzrost średniej aktywności promieniotwórczej ^{137}Cs (o $4,5 \text{ Bq m}^{-3}$) w stosunku do roku poprzedniego wystąpił we wschodnim Basenie Gotlandzkim, gdzie średnie stężenie równe $29,3 \text{ Bq m}^{-3}$ było o $21,4 \text{ Bq m}^{-3}$ mniejsze od wartości z 2004 roku. W przypadku Basenu Gdańskiego, w 2014 r., odnotowano nieznaczny wzrost średniego stężenia, które wyniosło $28,1 \text{ Bq m}^{-3}$. Najniższą średnią aktywnością ($22,3 \text{ Bq m}^{-3}$), podobnie, jak miało to miejsce w 2013 r. ($18,9 \text{ Bq m}^{-3}$), charakteryzowały się wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego. Ma to bezpośredni związek z rozcieńczającym wpływem wód z Wisły dopływających do tego obszaru, gdzie jednocześnie obserwuje się znacznie większą zmienność poziomów radioaktywności i brak jednoznacznego trendu w omawianym okresie. Zgodnie z oczekiwaniem, największy wpływ wód rzecznych zaznaczył się na stacji ZN2, zlokalizowanej u ujścia Wisły, gdzie aktywność promieniotwórcza ^{137}Cs osiągnęła wartość zaledwie $6,5 \text{ Bq m}^{-3}$; tak niska aktywność promieniotwórcza towarzyszyła zasoleniu na poziomie 0,4. Na kolejnej stacji P110, znajdującej się na profilu ujścia Wisły, stężenie w wodach powierzchniowych wyniosło już $23,2 \text{ Bq m}^{-3}$ i było zbliżone do wartości obserwowanych w obszarze morza otwartego. Obniżone stężenia radioaktywnego cezu, rzędu $17,3 \text{ Bq m}^{-3}$, charakteryzowały również wody powierzchniowe u ujścia Odry.

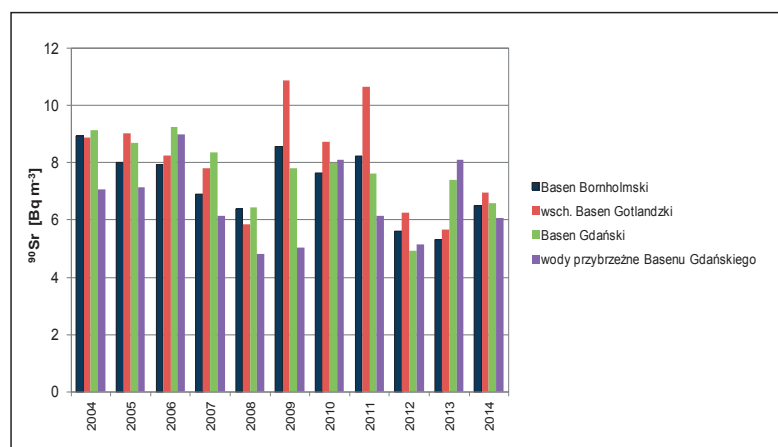
Najniższą aktywność w obszarze pełnomorskim, wynoszącą $18,7 \text{ Bq m}^{-3}$, zmierzono w wodach przydennych Głębi Bornholmskiej, co wskazuje na znaczny udział wód z Morza Północnego w tym obszarze. Najwyższe stężenie ^{137}Cs , równe $38,5 \text{ Bq m}^{-3}$, odnotowano w wodach powierzchniowych na stacji P16 należącej do obszaru Basenu Bornholmskiego.

Biorąc pod uwagę wartości średnie stężeń ^{137}Cs oraz rekomendowaną wartość stężenia docelowego – 15 Bq m^{-3} , którą jest wartość charakterystyczna dla okresu poprzedzającego awarię elektrowni w Czarnobylu w 1986 roku, stwierdzono, że w 2014 r. **współczynnik skażenia wskazuje na stan umiarkowany w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu 137 wszystkich ocenianych obszarów, co odpowiada nieodpowiedniemu stanowi – subGES** – według wymagań RDSM.

Dla drugiego z omawianych izotopów – ^{90}Sr nie wyznaczono wartości granicznych, ale ze względu na jego wciąż znaczne stężenia obserwowane w Bałtyku, przedstawiono dane dotyczące wartości średnich wyznaczonych dla poszczególnych obszarów oceny, odniesione do danych z okresu poprzedzającego dziesięciolecie (rys. 4.2.2).

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w żadnym z akwenów i jednocześnie średnie aktywności w 2014 r. były we wszystkich akwenach bardzo wyrównane.

Najniższa wartość, $6,1 \text{ Bq m}^{-3}$, charakteryzowała wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, najwyższa, wynosząca $6,9 \text{ Bq m}^{-3}$ – wschodni Basen Gotlandzki. W Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim średnie stężenia ^{90}Sr były niemal identyczne i wynosiły odpowiednio $6,5 \text{ Bq m}^{-3}$ i $6,6 \text{ Bq m}^{-3}$, przy czym w przypadku Basenu Bornholmskiego odnotowano nieznaczny wzrost w stosunku do roku 2013, natomiast w Basenie Gdańskim wystąpił spadek o $1,2 \text{ Bq m}^{-3}$. W roku 2004 średnie aktywności w poszczególnych obszarach były tylko nieznacznie wyższe od tych obserwowanych w 2014 r. Wynosiły one odpowiednio: $8,9 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim, $9,1 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim oraz $7,1 \text{ Bq m}^{-3}$ w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Wskazuje to na zupełnie inną charakterystykę zmian, również czasowych, zachodzących w dystrybucji ^{90}Sr w środowisku Bałtyku w porównaniu do ^{137}Cs .



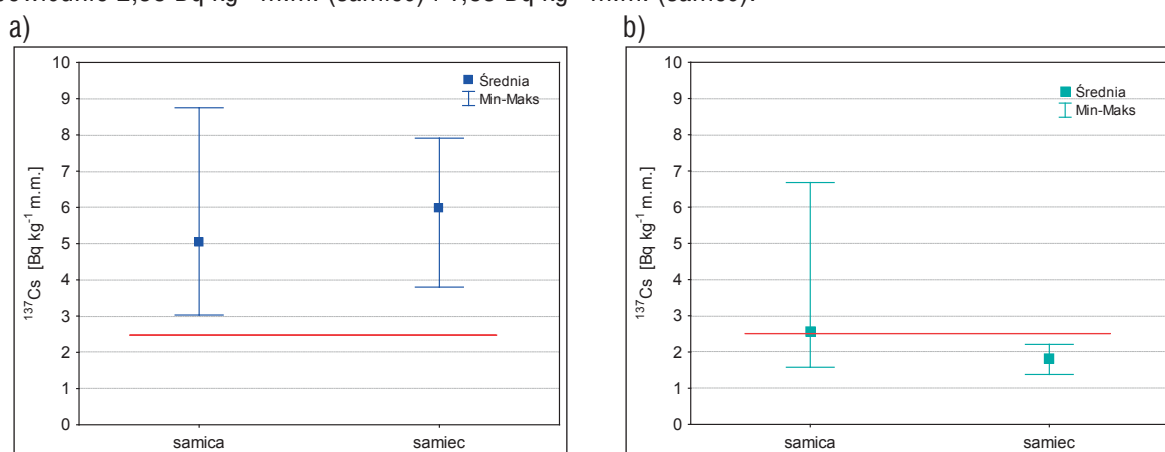
Rys. 4.2.2. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2004-2014, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku

W 2014 r. najniższe stężenie ^{90}Sr ($4,5 \text{ Bq m}^{-3}$) odnotowano, podobnie jak w przypadku ^{137}Cs , w rejonie ujścia Wisły, zaś najwyższe – $8,4 \text{ Bq m}^{-3}$ – w wodach powierzchniowych wschodniego Basu Gotlandzkiego.

Jak wspomniano wyżej, ze względu na brak wyznaczonych wartości granicznych dla ^{90}Sr , nie dokonano oceny stanu środowiska pod względem skażenia tym radionuklidem.

■ Ryby

W 2014 r. wykonano oznaczenia stężeń promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) odłowionych w Zalewie Wiślanym i w Zalewie Szczecińskim. Aktywności ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w stosunkowo szerokim zakresie, w przypadku samic od $3,03 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ do $8,75 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$, a w przypadku samców – od $3,80 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ do $7,91 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Wartości średnie były zbliżone $5,05 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ – samice i $5,98 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ – samce (rys. 4.2.3). W Zalewie Wiślanym, stężenia radioaktywnego cezu w przypadku obydwu płci pozostawały na niższych poziomach, wartości średnie wynosiły odpowiednio $2,58 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samice) i $1,83 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samce).



Rys. 4.2.3. Stężenia ^{137}Cs ($\text{Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$) w okoni (Perca fluviatilis) z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w 2014 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego równego $2,5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ określonego dla śledzi (dla okoni taka wartość nie została wyznaczona), tylko w przypadku samców z Zalewu Wiślanego nie została ona przekroczona. **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 2014 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 GES/subGES dla ołowiu i rtęci przyjęto wielkości zalecane przez ekspertów grupy HELCOM CORESET. W przypadku kadmu w wątrobach śledzi z łowisk – Wschodni Basen Gotlandzki i Basen Bornholmski – wartość graniczną dobrego stanu określono jako poziom poniżej 50% średniej zawartości metalu w wieloleciu (0,52 mg kg⁻¹).

Ocenę wykonano dla sześciu akwenów polskiej części Bałtyku, zgodnie z podziałem zaproponowanym w „Strategii Monitoringu i Ocen HELCOM” (2014). Ocenę stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego wykonano w oparciu o wyniki badań śledzi z Łowiska Władysławowskiego, natomiast Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla śledzi 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 wątrobie i tkance mięśniowej okonia.

W tab. 4.2.2 przedstawiono zawartość kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych w ocenianych akwenach Bałtyku w 2014 r. na tle średnich stężeń z dziesięciolecia lub krótszego okresu pomiarów (wartości w nawiasach). Rtęć oznaczano w tkance mięśniowej ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach. Podane wartości dotyczą zawartości metali w mokrej masie próbek. W większości przypadków, zawartość poszczególnych metali w organizmach morskich była w 2014 r. niższa od średniej wyznaczonej dla poprzedniego okresu. Wartości wyższe od średniej stwierdzono tylko w czterech przypadkach: zawartości ołowiu w wątrobie śledzia (0,047 mg kg⁻¹) z Basenu Bornholmskiego, zawartości kadmu w wątrobach śledzia ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (0,585 mg kg⁻¹) i z Basenu Bornholmskiego (0,595 mg kg⁻¹) oraz w tkance omułka odłowionego w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (0,157 mg kg⁻¹).

Oznaczenia metali w okoni z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego zostały włączone w 2014 r. do programu monitoringu Bałtyku po raz pierwszy.

W okresie 2004-2013 obserwowano istotny spadek (do roku 2012), a następnie wzrost zawartości kadmu w wątrobach śledzia z Łowiska Władysławowskiego (rys. 4.2.4a). Podobne kierunki zmian stwierdzono w przypadku zawartości ołowiu (rys. 4.2.4b). Zawartość rtęci w tkance mięśniowej w omawianym dziesięcioleciu nie wykazywała istotnych kierunków zmian (rys. 4.2.4c) i wahała się od maksimum – 0,047 mg kg⁻¹ w roku 2011 do minimum – 0,021 mg kg⁻¹ w 2013 r.

Tabela 4.2.2. Zawartość kadmu ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2014 r. W nawiasach średnia z okresu 2004-2013

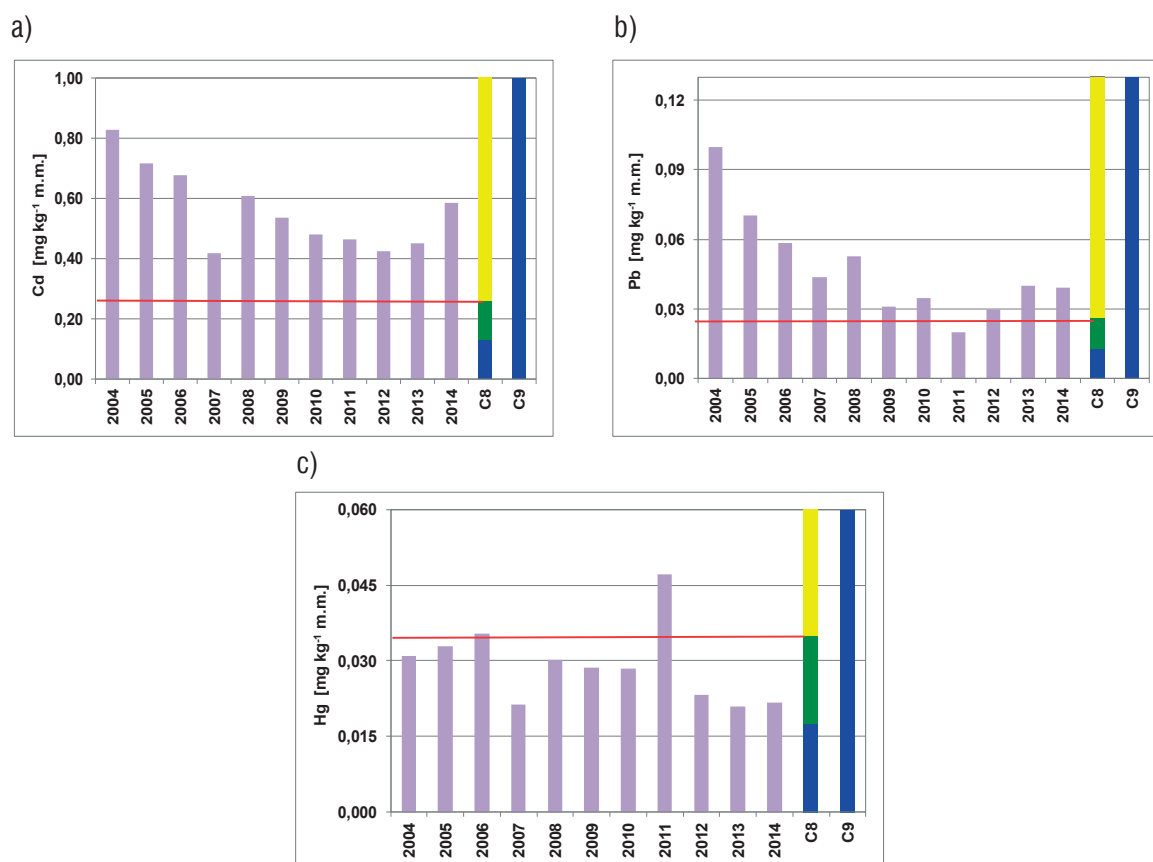
Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg ⁻¹]	Pb [mg kg ⁻¹]	Hg [mg kg ⁻¹]
Wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,585 (0,559)	0,039 (0,048)	0,022 (0,030)
Basen Bornholmski	śledź	0,595 (0,461)	0,047 (0,037)	0,020 (0,026)
	stornia	0,222 (0,277) ¹	0,024 (0,063) ¹	0,028 (0,045) ¹
Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omułek	0,157 (0,103)	0,025 (0,060)	0,007 (0,007)
Wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	stornia	0,084 (0,259) ¹	0,023 (0,057) ¹	0,035 (0,044) ¹
	omułek	0,160 (0,218)	0,043 (0,150)	0,009 (0,011)

Tabela 4.2.2 c.d.

Zalew Szczeciński	okoń	0,085	0,016	0,076
Zalew Wiślany	okoń	0,081	0,015	0,070

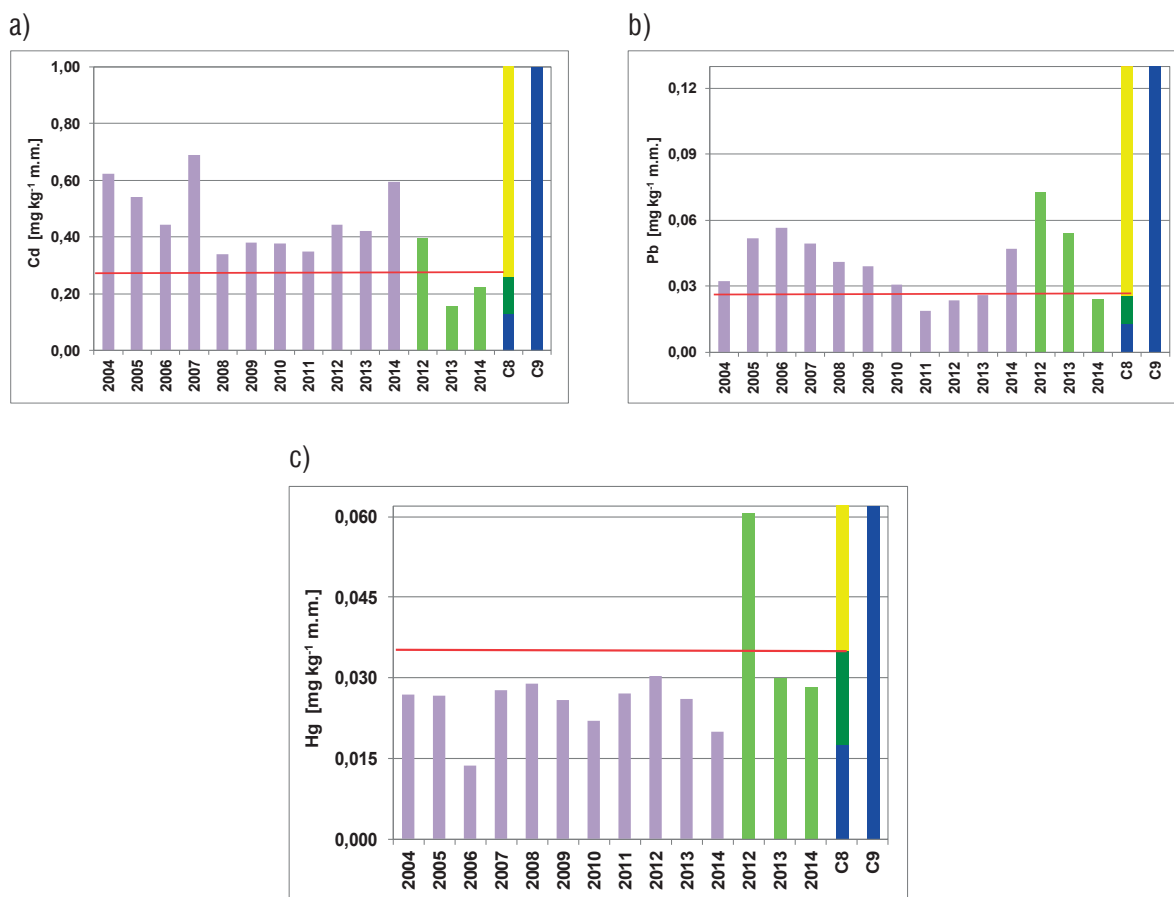
¹ - Średnia 2012-2013

Pod względem zanieczyszczenia ryb kadm i ołowiem, stan wód omawianego obszaru należy zakwalifikować jako umiarkowany i jako dobry pod względem zawartości rtęci. Zawartość kadmu i ołowiu w badanych rybach przekracza granicę GES dla cechy C8 i pod tym względem stan wód Basenu Gotlandzkiego należy określić jako nieodpowiedni. Poziom metali ciężkich w rybach przeznaczonych do spożycia nie przekracza poziomów ustanowionych dla cechy C9 i pod tym względem stan ekologiczny wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy zakwalifikować jako dobry – GES.



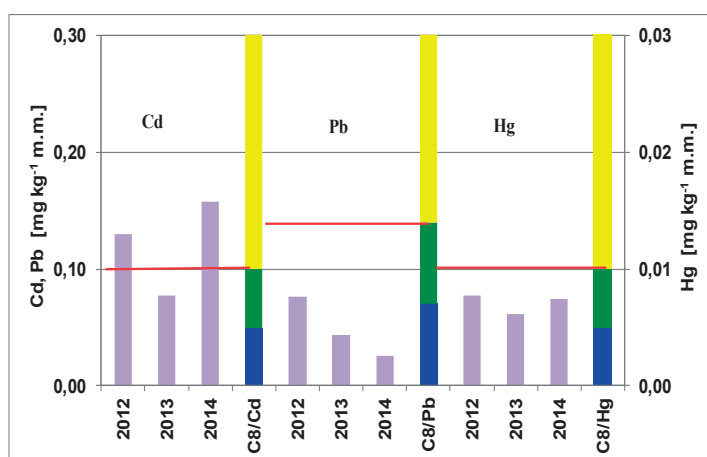
Rys. 4.2.4. Wschodni Basen Gotlandzki; zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w śledziu w latach 2004-2014

Zawartość kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje wody Basenu Bornholmskiego jako umiarkowanie zanieczyszczone w całym okresie 2004-2014 (rys. 4.2.5a), a z kolei zawartość ołowiu, tylko w latach 2011-2013 nie przekroczyła poziomu 0,026 mg kg⁻¹, określającego granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu środowiska (rys. 4.4.5b). Poziom rtęci, zarówno w wątrobach śledzia jak i storni (z wyjątkiem roku 2012 w storni), nie przekraczał wartości 0,035 mg kg⁻¹ (rys. 4.2.5c) i pod tym względem stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako dobry. Zawartość kadmu (0,222 mg kg⁻¹) i ołowiu (0,024 mg kg⁻¹) w wątrobach storni z Zatoki Pomorskiej, zmierzona w 2014 r., mieściła się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska. Poziom metali ciężkich w rybach przeznaczonych do spożycia nie przekracza wartości granicznych ustanowionych dla cechy C9 i pod tym względem stan organizmów odławianych na obszarze Basenu Bornholmskiego należy określić jako dobry.



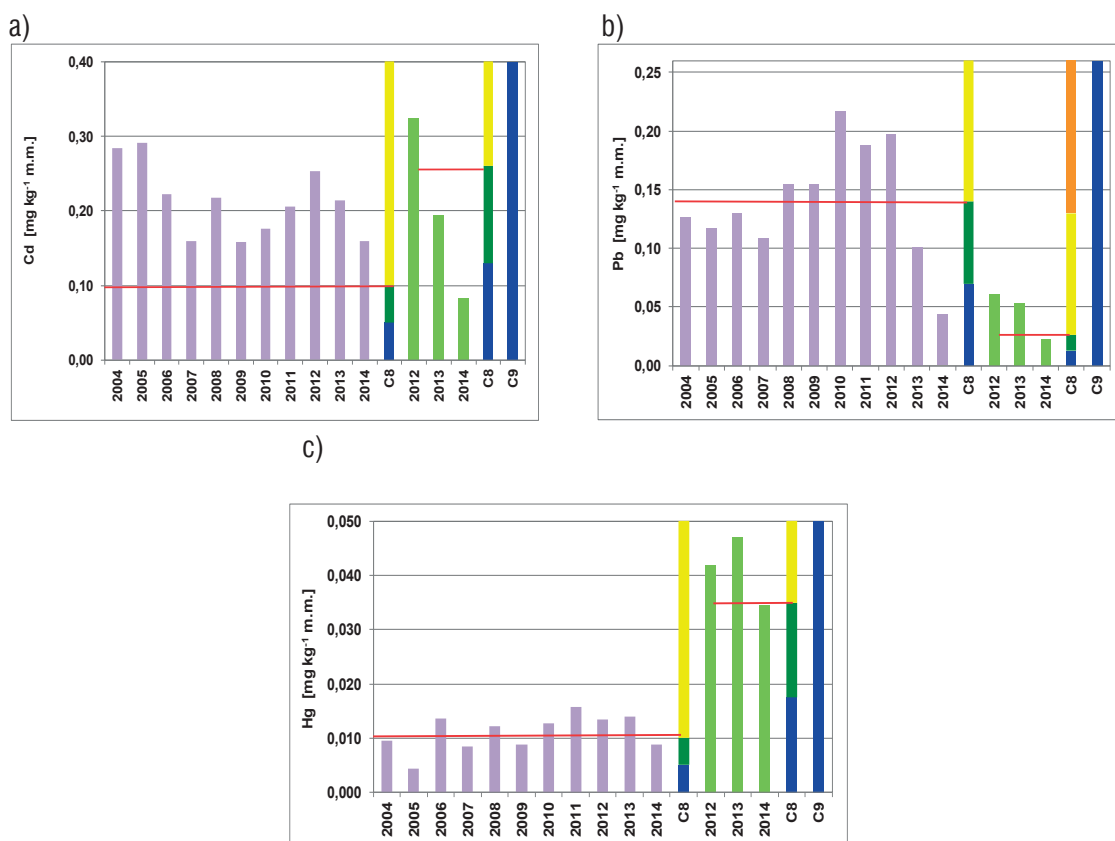
Rys. 4.2.5. Basen Bornholmski; zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w śledziu w latach 2004-2014 (słupki fioletowe) i storni w latach 2012-2014 (słupki zielone)

Monitoring wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi prowadzony jest od 2012 r. w oparciu o zawartość metali w małżach odławianych w rejonie Rowów (rys. 1.1). W tym okresie poziom zawartości kadmu w małżach wskazywał na umiarkowane zanieczyszczenie kadmem w latach 2012 i 2014 oraz dobry stan w 2013 r. (rys. 4.2.6). Pod względem zawartości ołowiu w małżach, stan środowiska obszarów przybrzeżnych zmieniał się od dobrego w 2012 r. ($0,076 \text{ mg kg}^{-1}$) do bardzo dobrego w następnych latach (zawartość ołowiu poniżej $0,07 \text{ mg kg}^{-1}$). Zawartość rtęci w małżach w całym okresie pomiarów wskazuje na dobry stan środowiska wód przybrzeżnych pod względem zanieczyszczenia rtęcią.



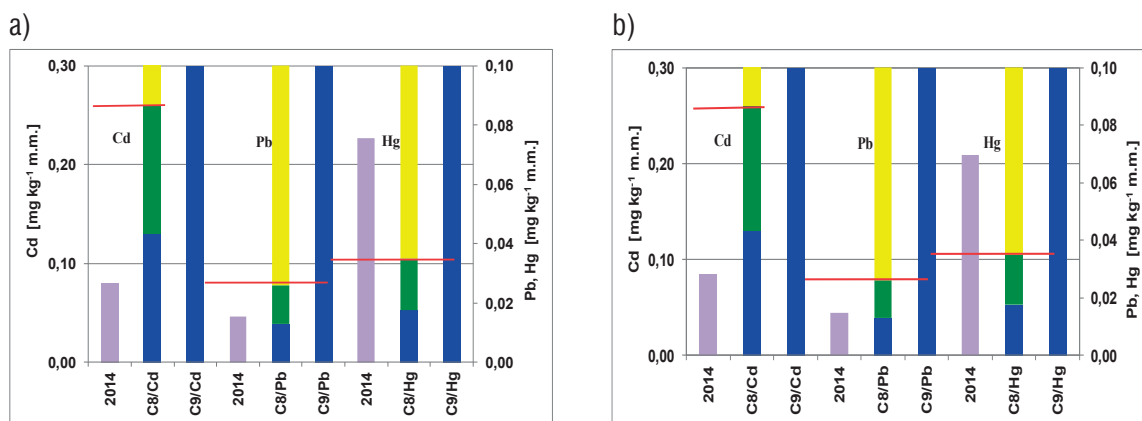
Rys. 4.2.6. Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; zawartość kadmu, ołowiu i rtęci w małżach w latach 2012-2014

Zawartość kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej, w całym okresie pomiarów, przekraczała wartość $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$, określającą dobry stan środowiska i wskazywała na umiarkowane zanieczyszczenie tym metalem (rys. 4.2.7a). W przypadku zanieczyszczenia ołowiem, w latach 2008-2012, wody przybrzeżne były zanieczyszczone umiarkowanie, wykazywały stan dobry w latach 2004-2007 i 2013 oraz stan bardzo dobry w 2014 r. (rys. 4.2.7b). Zawartość rtęci w małżach wahała się na granicy stanu dobrego i umiarkowanego (rys. 4.2.7c). Zawartość kadmu w wątrobach storni klasyfikowała wody przybrzeżne jako umiarkowanie zanieczyszczone w 2012 r. i jako stan dobry oraz bardzo dobry w kolejnych latach. W latach 2012-2013, zawartość ołowiu i rtęci wskazywała na umiarkowane zanieczyszczenie rtęcią i dobry stan środowiska pod tym względem w 2014 r. **Poziom metali ciężkich w storniach przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza wartości granicznych, ustanowionych dla cechy C9, i pod tym względem stan organizmów odławianych w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego należy określić jako dobry (GES).**



Rys. 4.2.7. Wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach w latach 2004-2014 (słupki fioletowe) i storni w latach 2012-2014 (słupki zielone)

Zawartości metali ciężkich w tkankach okoni odławianych w 2014 r. w Zalewie Szczecińskim i w Zalewie Wiślanym były na zbliżonym poziomie (rys. 4.2.8 a, b). Niska zawartość kadmu w wątrobach okoni z obu zalewów wskazuje na bardzo dobry stan środowiska tych akwenów pod tym względem, a zawartość ołowiu na stan dobry. Zawartość rtęci w tkance mięśniowej okoni wskazuje na umiarkowane zanieczyszczenie tych ryb, żyjących w Zalewie Szczecińskim i w Zalewie Wiślanym. **Poziom metali ciężkich w okoniach z Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza wartości granicznych ustanowionych dla cechy C9 i pod tym względem stan organizmów odławianych w obu zalewach należy określić jako dobry (GES).**

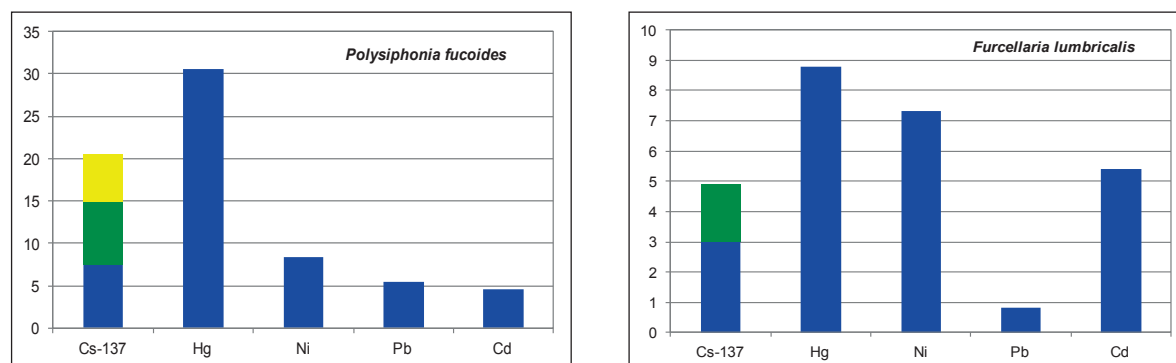


Rys. 4.2.8. Zalew Szczeciński (a) i Zalew Wiśłany (b); zawartość kadmu, ołowiu i rtęci w okoniu w 2014 r.

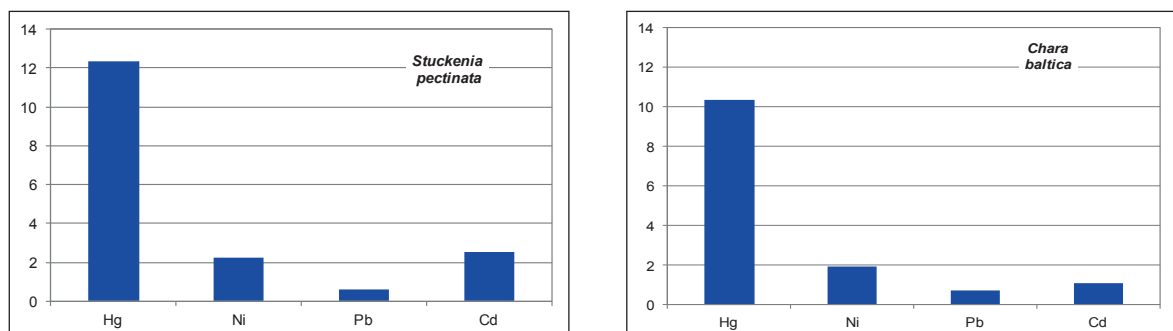
■ Rośliny makrofytobentosowe

W 2014 r. rozpoczęto pomiary stężeń metali ciężkich: Cd, Pb, Hg i Ni oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ¹³⁷Cs w wybranych gatunkach roślin makrofytobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w ramach monitoringu stanu roślinności podwodnej w dwóch sezonach (w czerwcu i we wrześniu) w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski w Zatoce Gdańskiej, Jama Kuźnicka w Zalewie Puckim, Głazowisko Rowy w okolicach Parku Słowińskiego i głazowisko w obrębie Ławicy Słupskiej (rys. 1.1). Do badań wytypowano cztery gatunki: dwa reprezentujące algi i gromadę krasnorostów – *Polysiphonia fucoides* i *Furcellaria lumbricalis*, jeden reprezentujący ramienice – *Chara baltica* i jeden należący do roślin naczyniowych – *Stuckenia pectinata*. *P. fucoides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi dla Klifu Orłowskiego, Głazowiska Rowy i Głazowiska Ławica Słupska, natomiast *S. pectinata* i *C. baltica* występują w rejonie Jamy Kuźnickiej.

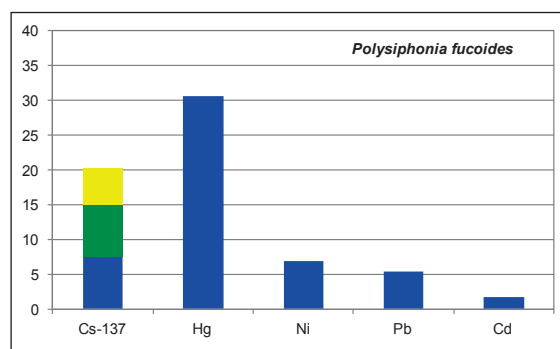
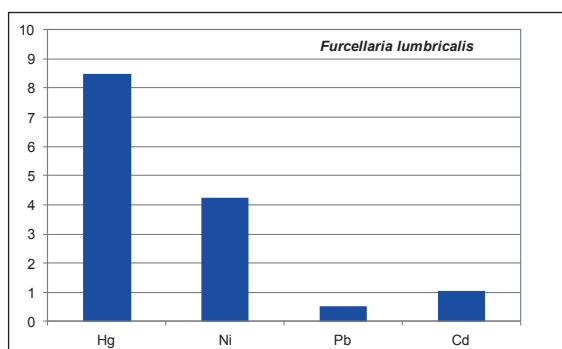
Dane prezentowane na wykresach (rys. 4.2.9-4.2.12) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków, występujących na różnych głębokościach i w różnych sezonach.



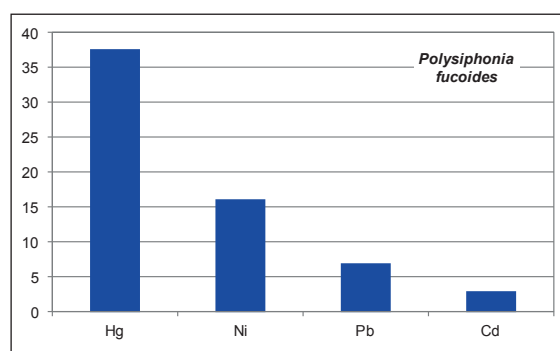
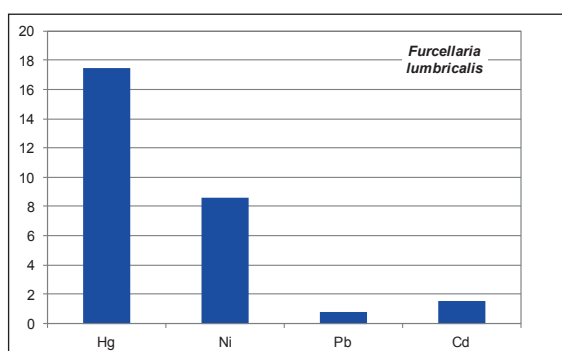
Rys. 4.2.9. Stężenia ¹³⁷Cs [Bq kg⁻¹ s.m.], Hg [µg kg⁻¹ s.m.] oraz Ni, Pb i Cd [mg kg⁻¹ s.m.] w dwóch gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2014 r. (kolory słupków określają stan środowiska w skali 5-stopniowej)



Rys. 4.2.10. Stężenia Hg [µg kg⁻¹ s.m.] oraz Ni, Pb i Cd [mg kg⁻¹ s.m.] w dwóch gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2014 r. (kolory słupków określają stan środowiska w skali 5-stopniowej)



Rys. 4.2.11. Stężenia ¹³⁷Cs [Bq kg⁻¹ s.m.], Hg [μg kg⁻¹ s.m.] oraz Ni, Pb i Cd [mg kg⁻¹ s.m.] w dwóch gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2014 r. (kolory słupków określają stan środowiska w skali 5-stopniowej).



Rys. 4.2.12. Stężenia Hg [μg 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 2014 r. (kolory słupków określają stan środowiska w skali 5-stopniowej)

Najwyższymi zawartościami zarówno metali ciężkich, jak i ¹³⁷Cs charakteryzowała się *Polysiphonia fucoides*. Średnie aktywności ¹³⁷Cs w *P. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego i Rowów były praktycznie identyczne i wynosiły odpowiednio 20,4 Bq kg⁻¹ s.m. i 20,3 Bq kg⁻¹ s.m. Znacznie mniejszą zawartością ¹³⁷Cs (4,9 Bq kg⁻¹ s.m.) charakteryzowała się *F. lumbricalis*. W okolicach Ławicy Słupskiej stężenie ¹³⁷Cs w *P. fucoides* nie przekraczało 6,2 Bq kg⁻¹ s.m., natomiast w drugim z badanych gatunków *F. lumbricalis* wyniosło 1,1 Bq kg⁻¹ s.m.

Średnie stężenia Hg w *P. fucoides* były bardzo zbliżone w trzech lokalizacjach. Wynosiły one odpowiednio 30,6 μg kg⁻¹ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i Rowów oraz 37,7 μg kg⁻¹ s.m. w rejonie Ławicy Słupskiej. Stężenia Pb w *P. fucoides* były również wyrównane od 5,5 mg kg⁻¹ s.m. – Klif Orłowski i Rowy oraz 6,9 mg kg⁻¹ s.m. – Ławica Słupska. Większe różnice wystąpiły w przypadku Ni, którego najwyższe stężenie w *P. fucoides* (16,1 mg kg⁻¹ s.m.) wystąpiło w rejonie Ławicy Słupskiej i Cd – najwyższa zawartość (4,6 mg kg⁻¹ s.m.) w próbkach z rejonu Klifu Orłowskiego.

Średnie stężenia Hg w *F. lumbricalis* utrzymywały się na poziomie 8,5 μg kg⁻¹ s.m. w rejonie Rowów i Klifu Orłowskiego i 17,5 μg kg⁻¹ s.m. w obszarze Ławicy Słupskiej. Najniższe stężenie Ni wyniosło 4,2 mg kg⁻¹ s.m., a najwyższe 8,6 mg kg⁻¹ s.m. Zawartość Pb w tkance *F. lumbricalis* zmieniała się w granicach 0,5 – 0,8 mg kg⁻¹ s.m., natomiast znacznie większe zróżnicowanie odnotowano w przypadku Cd (1,1 – 5,4 mg kg⁻¹ s.m.).

Aktywność promieniotwórcza ¹³⁷Cs w roślinach z rejonu Jamy Kuźnickiej nie przekraczała granic oznaczalności, które wynosiły odpowiednio 3,0 Bq kg⁻¹ s.m. dla *S. pectinata* i 1,4 Bq kg⁻¹ s.m. dla *C. baltica*. Stężenia metali w omawianych gatunkach roślin były również zazwyczaj mniejsze od wartości charakterystycznych dla krasnorostów. Zawartość Hg kształtowała się na poziomie 12 μg kg⁻¹ s.m. w przypadku *S. pectinata* i 10 μg kg⁻¹ s.m. w przypadku *C. baltica*. Stężenia Ni w obydwu gatunkach były zbliżone do 2 mg kg⁻¹ s.m., stężenia Pb pozostawały w zakresie 0,6 – 0,7 mg kg⁻¹ s.m., natomiast największe różnice wystąpiły w przypadku Cd (2,5 mg kg⁻¹ s.m. – *S. pectinata* i 1,1 mg kg⁻¹ s.m. – *C. baltica*).

Biorąc pod uwagę lokalizację obszarów występowania roślinności makrofytobentosowej, stan środowiska 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, nato-

miast Ławica Słupska może być reprezentatywna dla Basenu Bornholmskiego. Tylko w przypadku **wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stwierdzono stan umiarkowany w zakresie skażenia ^{137}Cs , co oznacza stan nieodpowiedni (subGES) wg RDSM**. W przypadku trzech obszarów: **wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i Basenu Bornholmskiego stan środowiska w zakresie stężeń metali: Hg, Pb, Cd i Ni można uznać za dobry (GES)**.



Trwałe zanieczyszczenia organiczne

■ Związki bromoorganiczne

Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego zgodnej z zasadami RDSM dokonano w oparciu o dane na temat zawartości polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb i tkankach miękkich małży. Ocenie poddano akweny polskiej części Bałtyku, zgodnie z podziałem zaproponowanym w „Strategii Monitoringu i Ocen HELCOM” (2014).

Ocenę stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego przeprowadzono w oparciu o wyniki pomiarów stężeń związków PBDE w tkance mięśniowej śledzi (*Clupea harengus*) z Łowiska Władysławowskiego, a Basenu Bornholmskiego na podstawie danych ze śledzi pochodzących z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego oraz storni (*Platichthys flesus*) z Zatoki Pomorskiej. Stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość PBDE w storniach odłowionych z Zatoki Gdańskiej i w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*). Stan Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego oceniono w oparciu o zawartość związków PBDE w okoniach (*Perca fluviatilis*). Stan wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (akwen 28) oceniono w oparciu o zawartość związków PBDE w tkance miękkiej małży.

W tab. 4.2.3 zestawiono sumy stężeń 6 kongenerów w poszczególnych gatunkach, wyznaczone na podstawie średnich zawartości PBDE w tkance miękkiej małży oraz tkankach śledzi, storni i okoni pobranych w 2014 r. i porównano je z danymi z lat 2012 i 2013. W przypadku śledzi odnotowano nieznaczny spadek stężeń PBDE w stosunku do roku poprzedniego. Suma sześciu kongenerów określona dla tego gatunku wynosiła odpowiednio 0,90 $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim i 0,67 $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ w Basenie Bornholmskim. Stężenia PBDE w storni były mniejsze niż w przypadku śledzi. Sumy sześciu kongenerów wynosiły 0,38 $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ i 0,21 $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ odpowiednio w Basenie Bornholmskim i w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i były porównywalne z rokiem poprzednim. Najmniejszymi stężeniami PBDE charakteryzowała się tkanka mięśniowa okoni z Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego. Sumy sześciu kongenerów PBDE w omułku wynosiły 0,71 $\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$ w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i 0,51 $\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$ w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. Biorąc pod uwagę współczynniki skażenia wyznaczone na podstawie sum kongenerów PBDE i wartości docelowych, stan środowiska morskiego wszystkich ocenianych obszarów w zakresie skażenia PBDE należy uznać za bardzo dobry (GES).

Tabela 4.2.3. Sumy sześciu kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2012-2014 (kolor komórek wskazuje stan bardzo dobry)

Akwen	Gatunek	$\Sigma 6 \text{ PBDE}$		
		2012	2013	2014
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,67	1,29	0,90
Basen Bornholmski	śledź	0,82	1,39	0,67
	stornia	0,25	0,20	0,38
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	stornia	0,22	0,17	0,21
	omulek jadalny	0,037	0,65	0,71
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omulek jadalny	0,013	0,70	0,51
Zalew Wiślany	okoń	b.d.	b.d.	0,03
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,04

b.d. – brak danych

W 2014 r. stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w śledziach było na poziomie $1 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ i było bardzo zbliżone do wartości określonej w roku poprzednim (tab. 4.2.4). Stężenia HBCDD w storniu i okoniu były kilkukrotnie niższe od obserwowanych w śledziach. Wynosiły odpowiednio $0,08 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz $1,1 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ w Basenie Bornholmskim w przypadku stornia oraz $0,09 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ w Zalewie Wiślanym i $0,10 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ w Zalewie Szczecińskim w przypadku okonia. Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki, stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów w zakresie skażenia HBCDD należy uznać za bardzo dobry według 5-stopniowej klasyfikacji i tym samym GES według wymogów RDSM.

Tabela 4.2.4. Stężenia heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2012-2014 (kolor komórek wskazuje stan bardzo dobry)

Akwen	Gatunek	HBCDD		
		2012	2013	2014
wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego	śledź	1,65	0,99	1,16
Basen Bornholmski	śledź	1,37	0,11	0,94
	stornia	0,05	1,19	0,08
przybrzeżne wody Basenu Gdańskiego	stornia	0,15	0,42	0,11
	omulek jadalny	1,02	1,14	1,18
przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego	omulek jadalny	0,05	1,28	0,62
Zalew Wiślany	okoń	b.d.	b.d.	0,09
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,10

b.d. – brak danych

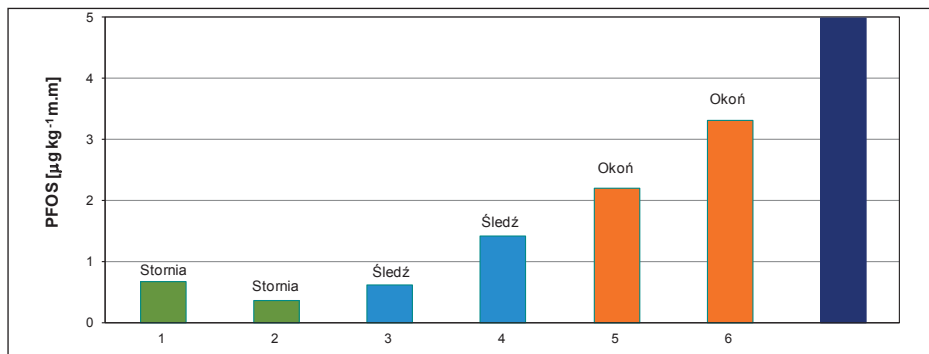
■ Sulfonian perfluorooktanowy (PFOS)

W 2014 r. po raz pierwszy przebadano 3 gatunki ryb z polskiej strefy Bałtyku – śledzia, stornię oraz okonia – pod kątem zawartości sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS).

Na podstawie uzyskanych wyników dokonano oceny stanu zanieczyszczenia środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego zgodnie z zasadami RDSM w 5-ciu akwenach: wschodnim Basenie Gotlandzkim (Łowisko Władysławowskie), wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Zatoka Gdańska – 26), Basenie Bornholmskim (Zatoka Pomorska i Łowisko Kołobrzsko-Darłowskie), w Zalewie Wiślanym oraz w Zalewie Szczecińskim.

Najniższe stężenia PFOS charakteryzowały tkankę mięśniową stornia, wynosiły one odpowiednio $0,68 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ w Zatoce Gdańskiej i $0,37 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ w Zatoce Pomorskiej (rys. 4.2.13). W przypadku śledzi, stęże-

nie PFOS ($0,63 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$) w rejonie Łowiska Władysławowskiego było ponad dwukrotnie niższe od wartości odnotowanej w rejonie Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego ($1,44 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$). Najwyższe stężenia PFOS na poziomie $2\text{--}3 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ pojawiły się w okoniach, najprawdopodobniej w wyniku podwyższonych stężeń w obszarach zalewowych, które charakteryzują się znacznym udziałem wód lądowych. Na podstawie wyznaczonych współczynników (WS) stwierdzono, że **stan środowiska ocenianych akwenów w zakresie skażenia PFOS jest bardzo dobry, odpowiadając tym samym GES wg RDSM.**



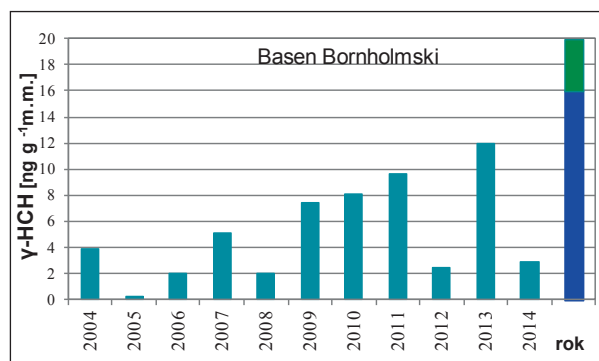
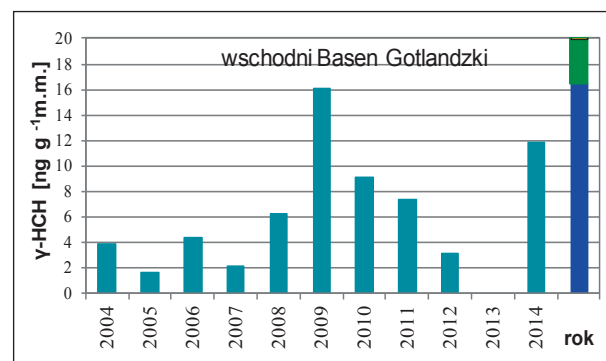
Rys. 4.2.13. Średnie stężenia sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w rybach [$\text{ng g}^{-1}\text{ m.m.}$] z sześciu łowisk w roku 2014; 1 – wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (Zatoka Gdańska), 2 – Zatoka Pomorska, 3 – wschodni Basen Gotlandzki (Łowisko Władysławowskie), 4 – Basen Bornholmski (Łowisko KołobrzESCO-Darłowskie), 5 – Zalew Wiśłany, 6 – Zalew Szczeciński; słupki zewnętrzny – kod kolorystyczny wg RDW

■ Związki chloroorganiczne

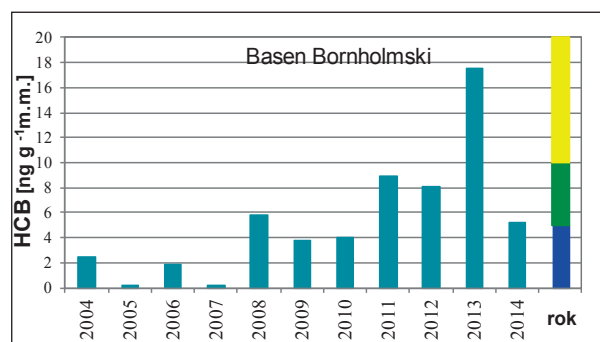
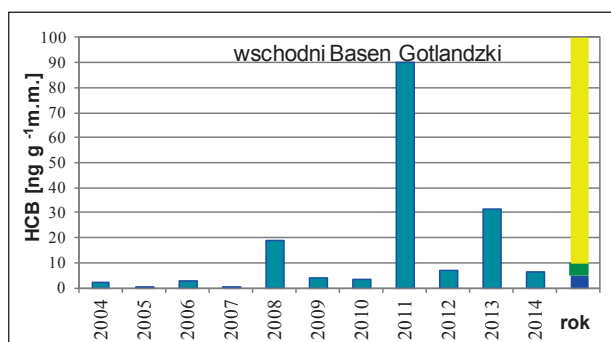
W 2014 r. kontynuowano badania monitoringowe oznaczeń zawartości pestycydów chloroorganicznych (OCP): heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE), α -, β -endosulfan oraz 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (7 PCB): CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180 (wg IUPAC).

Analizie poddane zostały próbki tkanek ryb i małży, odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledzie z łowiska Władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledzie z łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego i stornie z Zatoki Pomorskiej), wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (stornie z Zatoki Gdańskiej i omulek jadalny z okolic Sopotu), a także z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (omulek jadalny z obszaru Głazowiska Rowy). Po raz pierwszy w programie monitoringu badaniami objęto okonie odłowione z obszaru Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego.

Ocenę stanu środowiska morskiego według zasad RDSM wykonano w oparciu o wartości docelowe/referencyjne dla lindanu (HCH) i HCB (rys. 4.2.14-4.2.15). Porównanie z wynikami z ostatnich dziesięciu lat (2004-2014) wskazuje na dobry stan środowiska (GES), zarówno w przypadku ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego, jak i Basenu Bornholmskiego. W przypadku storni i okoni z badanych akwenów uzyskano wartości świadczące o bardzo dobrym stanie środowiska.

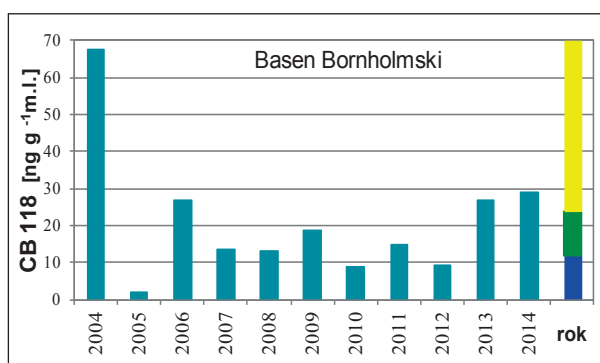
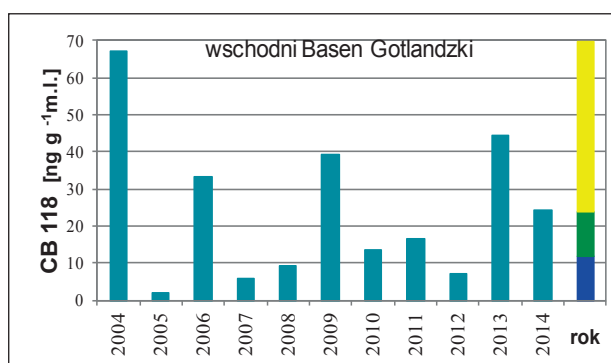


Rys. 4.2.14. Średnie zawartości lindanu w tkankach mięśniowych śledzi w 2014 r. na tle dziesięciolecia 2004-2013; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDW

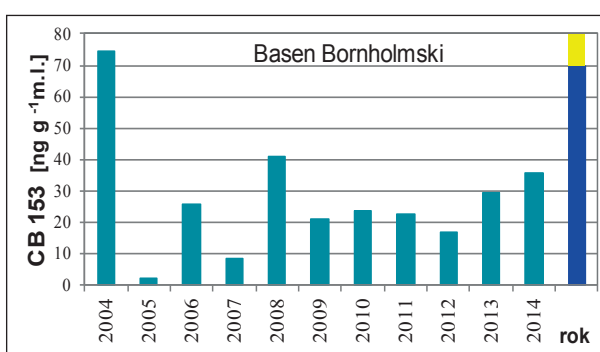
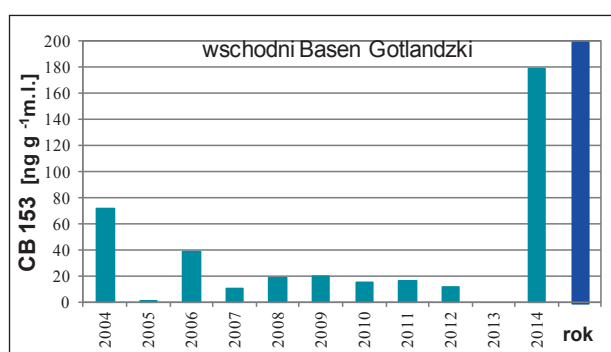


Rys. 4.2.15. Średnie zawartości HCB w tkankach mięśniowych śledzi z łowiska Władysławowskiego (lewy panel) i łowiska Kołobrzeczko-Darłowskiego (prawy panel) w 2014 r. na tle dziesięciolecia 2004-2013; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDW

Analizując średnie wartości stężeń CB28, CB52, CB101, CB138 i CB180, we wszystkich badanych rybach stwierdzono bardzo dobry stan środowiska wg zasad RDW. Średnie zawartości najmniej niebezpiecznych związków z grupy PCB – CB118 oraz CB153 w śledziach na tle dziesięciolecia 2004-2013 zaprezentowano na rys. 4.2.16-4.2.17. W przypadku CB118 stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego określono na poziomie umiarkowanym, wg 5-stopniowej klasyfikacji RDW, co odpowiada stanowi nieodpowiedniemu – subGes wg RDSM. Średnie stężenia CB153 w obu obszarach w 2014 r. świadczą o bardzo dobrym stanie środowiska wg RDW, czyli GES wg RDSM. **Stężenia CB118 i CB153 w tkankach mięśniowych storni oraz okoni odłowionych w analizowanych akwenach wskazują na bardzo dobry stan środowiska.**



Rys. 4.2.16. Zmiany średnich zawartości CB118 w tkance mięśniowej śledzi w latach 2004-2014; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDW



Rys. 4.2.17. Zmiany średnich zawartości CB153 w tkance mięśniowej śledzi w latach 2004-2014; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDW

■ Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

W 2014 r. ocenę stanu środowiska pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi wykonano dla zawartości 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)

perylenu, benzo(a)pirenu, indeno(1,2,3-cd)pirenu w tkankach miękkich małży. Stężenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w tkance miękkiej małży zostały odniesione do wartości docelowych, determinujących granice dobrego stanu środowiska morskiego. Porównanie oceny stanu środowiska w poprzednim roku z oceną w 2014 r. dla wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (podakwen 26) i wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (podakwen 28) przedstawiono w tab. 4.2.5.

W 2014 r. stan środowiska polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (podakwen 28) i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (podakwen 26) (rys. 1.1) pod względem zanieczyszczenia związkami z grupy WWA można określić jako dobry (GES) według RDSM oraz bardzo dobry i dobry według klasyfikacji RDW. W obu omawianych obszarach wyjątek stanowi średnia zawartość indeno(1,2,3-cd)pirenu, która znacznie przewyższyła wartość graniczną GES/subGES, w wyniku czego stan środowiska został sklasyfikowany jako nieodpowiedni (subGES) wg RDSW oraz umiarkowany (podakwen 28) i zły (podakwen 26) według 5-stopniowej klasyfikacji RDW (tab. 4.2.5).

Tabela 4.2.5. Zawartość poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży z obszarów przybrzeżnych polskiej strefy Bałtyku w 2013 i 2014 r.; kolor komórek wskazuje klasyfikację wg RDW

WWA	Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (podakwen 28)		Wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (podakwen 26)	
	2013	2014	2013	2014
Fluoranten	0,45	0,11	0,4	0,93
Benzo(k)fluoranten	0,09	0,12	0,01	0,44
Benzo(a)piren	0,03	0,09	0,01	0,62
Benzo(g,h,i)perylene	0,13	0,18	0,08	0,40
Indeno(1,2,3-cd)piren	8,22	4,63	3,51	33,82

W 2014 r., zarówno w małżach pochodzących z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, jak i ze strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża, zaobserwowano wzrost stężenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w porównaniu z rokiem poprzednim. W małżach ze strefy przybrzeżnej Basenu Bornholmskiego, stężenie indeno(1,2,3-cd)pirenu zmniejszyło się w 2014 r. prawie 2-krotnie w stosunku do wartości z roku 2013 (podakwen 28), a z kolei w omułkach z Zatoki Gdańskiej wzrosło ponad 9-krotnie.

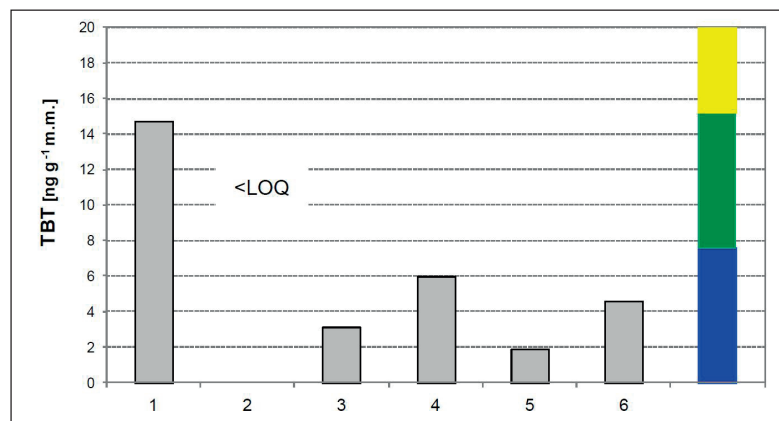
■ Organiczne związki cyny

W 2014 r. kontynuowano badania zawartości związków cynoorganicznych w organizmach pobranych z wód Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledzie z łowiska Władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledzie z łowiska KołobrzESCO-DarłowskiEGO i stornie z Zatoki Pomorskiej), wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (stornie z Zatoki Gdańskiej i omułek jadalny z okolic Sopotu) oraz z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (omułek jadalny z obszaru Głazowiska Rowy) (rys. 1.1). Do badań włączono dodatkowo dwa nowe łowiska – Zalew Wiślany i Zalew Szczeciński (rys. 1.1), gdzie odłowiono okonie do analizy zawartości ZCO w tkankach mięśniowych.

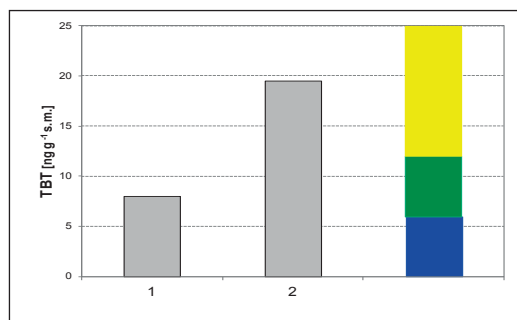
W oparciu o wartości referencyjne stężeń tributyllocyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży dokonano oceny stanu środowiska.

Uzyskane wartości **stężeń tributyllocyny w tkankach mięśniowych śledzi, storni i okoni określają stan środowiska morskiego w 2014 r. jako dobry według RDW, a więc jednocześnie GES wg klasyfikacji RDSM (rys. 4.2.18).** Podobną sytuację obserwuje się w przypadku małży z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (Głazowisko Rowy). **Natomiast w zawartość ZCO w omułku z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (okolice Sopotu) określa stan środowiska morskiego na poziomie umiarkowanym, czyli nieodpowiednim (subGES) wg RDSM (rys. 4.2.19).**

W 2014 r. zmierzono w materiale biologicznym znacznie wyższe stężenia TBT niż w latach poprzednich. Najwyższe zawartości stężeń TBT odnotowano zarówno w małżach, jak i rybach odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.



Rys. 4.2.18. Średnie zawartości tributylocyny w rybach odłowionych w 2014 r. z łowisk: 1 – Zatoka Gdańska (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego), 2 – Zatoka Pomorska, 3 – łowisko Kołobrzeczko-Darłowskie (Basen Bornholmski), 4 – łowisko Władysławowskie (wschodni Basen Gotlandzki), 5 – Zalew Wiślany, 6 – Zalew Szczeciński; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDW



Rys. 4.2.19. Średnie zawartości tributylocyny w małżach pobranych ze stacji: 1 – Głazowisko Rowy (wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego), 2 – okolice Sopotu (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) w 2014 roku; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDW

■ Farmaceutyki

W ostatnich latach zużycie leków spowodowało zwiększenie zanieczyszczenia środowiska wodnego farmaceutykami. Głównymi źródłami zanieczyszczeń wód powierzchniowych są ścieki z fabryk produkujących leki, odcieki z wysypisk śmieci, leki wydalone przez ludzi i zwierzęta, czy nieprawidłowa utylizacja przeterminowanych leków. Wiele z nich charakteryzuje się znaczną trwałością w środowisku morskim, wykazując jednocześnie szkodliwe oddziaływanie na organizmy. W związku z tym od 2014 r. rozpoczęto monitorowanie stanu zanieczyszczenia Morza Bałtyckiego dwoma farmaceutykami – diklofenakiem i 17-alfa etynyloestradiolem (EEA2).

Zawartość farmaceutyków analizowano w wodzie morskiej pobranej z powierzchni (do 1 m głębokości) na 9 stacjach zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku (rys. 1.1.). Uzyskane wyniki przedstawiono w tab. 4.2.6.

Stężenia 17-alfa etynyloestradolu w badanych próbkach były poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody – 0,05 ng dm⁻³. Ponieważ stężenie definiujące granicę pomiędzy dobrym (GES) i nieodpowiednim (sub-GES) stanem środowiska jest o rząd wielkości mniejsze (0,007 ng dm⁻³) od granicy oznaczalności, nie można w sposób jednoznaczny stwierdzić czy dobry stan środowiska w zakresie skażenia 17-alfa etynyloestradiolem został osiągnięty. W przypadku ośmiu stacji stężenia **diklofenaku** również nie przekroczyły granicy oznaczalności metody, jedynie w próbce pobranej najbliżej ujścia Wisły oznaczono stężenie o wartości 9,52 ng dm⁻³. **Wartość ta jednak nie przekracza stężenia granicznego – 10 ng dm⁻³ – dla stanu dobrego, w związku z czym stan środowiska obszarów poddanych ocenie można uznać za bardzo dobry lub dobry w skali 5-stopniowej, co oznacza dobry stan środowiska (GES) w skali 2-stopniowej.**

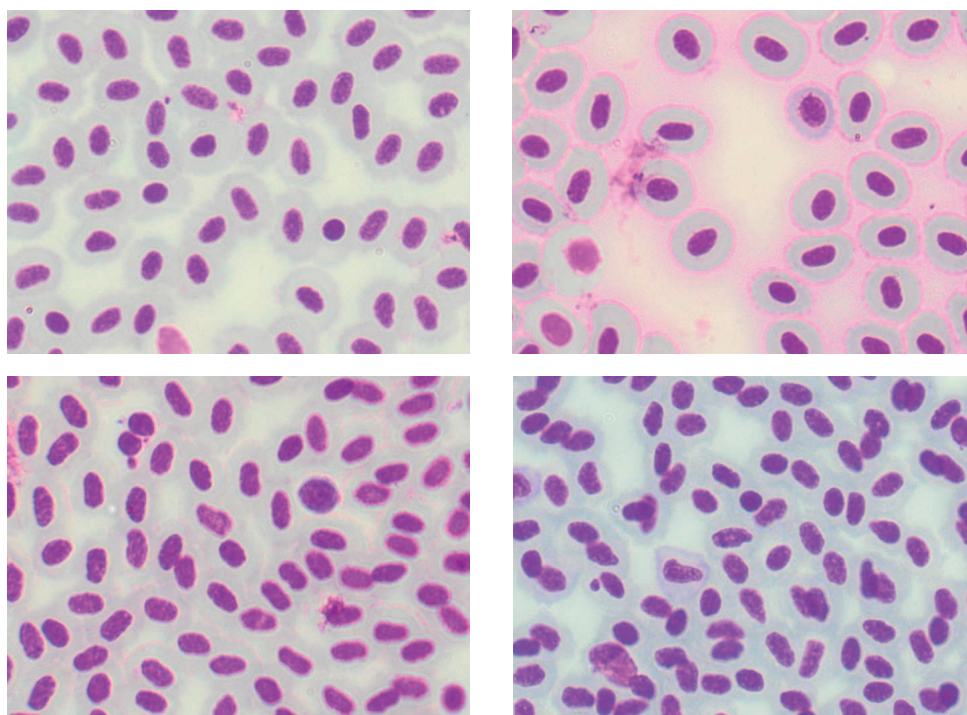
Tabela 4.2.6. Zawartość diklofenaku i 17 α -etynyloestradolu (EEA2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych akwenach polskiej strefy południowego Bałtyku; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDW

Akwen	Stacja	Diklofenak [ng dm ⁻³]	17 α -EEA2 [ng dm ⁻³]
Basen Bornholmski	K6	< 0,63	<0,15
	SW3	< 0,63	<0,15
	P16	< 0,63	<0,15
	P5	< 0,63	<0,15
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7	< 0,63	<0,15
	P140	< 0,63	<0,15
Basen Gdański	P1	< 0,63	<0,15
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P104	< 0,63	<0,15
	ZN2	9,52	<0,15

■ Test mikrojądrowy

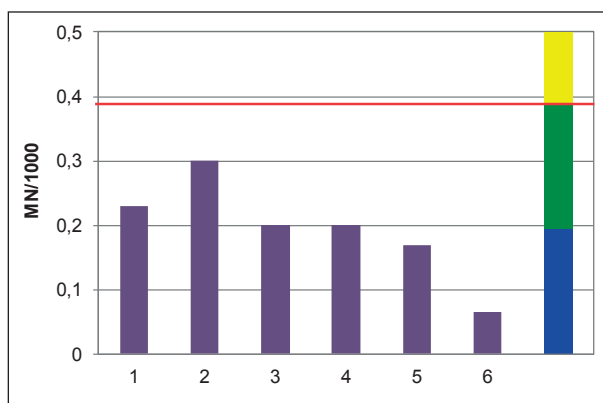
Test mikrojądrowy jest wskaźnikiem genotoksyczności oddziaływania substancji szkodliwych na organizmy. Mikrojądra powstają z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki, które może być wywołane oddziaływaniem substancji szkodliwych (rys. 4.2.20). Liczba mikrojąder jest miarą genotoksyczności. Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 roku do programu monitoringu Bałtyku.

Do badań efektów biologicznych oddziaływania substancji szkodliwych metodą testu mikrojądrowego pobrano próbki krwi śledzi bałtyckich. Krew naniesioną na szkiełka mikroskopowe poddano obserwacjom mikroskopowym. Próbki do badań pobrano od ryb pochodzących z sześciu obszarów: Zatoki Gdańskiej, Łowiska Władysławowskiego, Łowiska Ustecko-Łebskiego, Rynna Słupskiej, Łowiska Bornholmskiego S oraz Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego (rys. 1.1). Miarą szkodliwości oddziaływania środowiska, w tym substancji zanieczyszczających na badany organizm, jest liczba nieprawidłowości [zmian mikrojądrowych] przypadająca na 1000 przeanalizowanych erytrocytów.



Rys. 4.2.20. Przykłady zdjęć mikroskopowych preparatów krwi ze stwierdzonymi zmianami chromosomalnymi erytrocytów

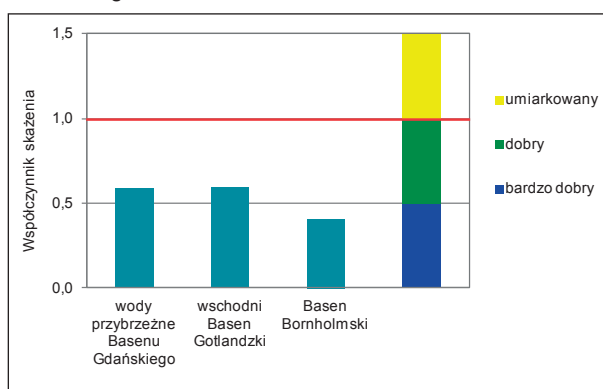
Największą częstością występowania mikrojąder (0,30/1000) charakteryzowały się śledzie z Łowiska Władysławowskiego (rys. 4.2.21).



Rys. 4.2.21. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek erytrocytów we krwi śledzi z różnych rejonów południowego Bałtyku w 2014 r.; 1- Zatoka Gdańska, 2 – Łowisko Władysławowskie, 3 – Łowisko Ustecko – Łebskie, 4 – Rynna Słupska, 5 – Łowisko Bornholmskie S i 6 – Łowisko Kołobrzeczko-Darłowskie; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)

Nieznacznie niższa częstość (0,23/1000) wystąpiła we krwi śledzi z Zatoki Gdańskiej. W przypadku Łowiska Ustecko-Łebskiego, Rynny Słupskiej i Głębi Bornholmskiej częstość ta pozostawała w zakresie 0,17/1000 – 0,20/1000. Najmniejszą liczbę mikrojąder (0,07/1000) odnotowano w rejonie Łowiska Kołobrzeczko-Darłowskiego. Stosując przyjęte dla śledzi bałtyckich kryterium dla granicy pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES), stan dwóch spośród sześciu badanych rejonów (Łowisko Bornholmskie S i Łowisko Kołobrzeczko-Darłowskie) należy uznać za bardzo dobry, natomiast stan pozostałych czterech pozostaje dobry. Wyniki oznaczeń w poszczególnych lokalizacjach zagregowano dalej do większych obszarów oceny, wyznaczonych w „Strategii Monitoringu i Ocen HELCOM” (2014). W tym celu dla każdego rejonu badań wyznaczono współczynniki skażenia poprzez odniesienie wyników badań do wartości referencyjnej (rys. 4.2.22).

Uzyskane w ten sposób rezultaty wykorzystano do przeprowadzenia oceny stanu środowiska poszczególnych obszarów poprzez wyliczenie wartości średnich. Dane z Zatoki Gdańskiej opisują stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Rejony Łowiska Ustecko-Łebskiego i Rynny Słupskiej znajdują się na granicy Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego, dlatego wskaźniki skażeń wyznaczone dla tych rejonów zostały wykorzystane do obliczeń wartości średnich dla obu ocenianych obszarów. Łowisko Władysławowskie należy do obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego, natomiast Łowisko Kołobrzeczko-Darłowskie do Basenu Bornholmskiego. Zbliżone współczynniki skażenia wystąpiły w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (0,58) oraz w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (0,59), natomiast najniższa wartość WS (0,41) została wyznaczona dla Basenu Bornholmskiego.



Rys. 4.2.22. Współczynniki skażenia (WS) wyznaczone na podstawie częstości występowania mikrojąder w krwi śledzi z trzech akwenów ocenianych w 2014 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

We wszystkich obszarach stan środowiska oceniony na podstawie omawianego wskaźnika efektów biologicznych należy uznać za dobry (GES) w klasyfikacji RDSM.

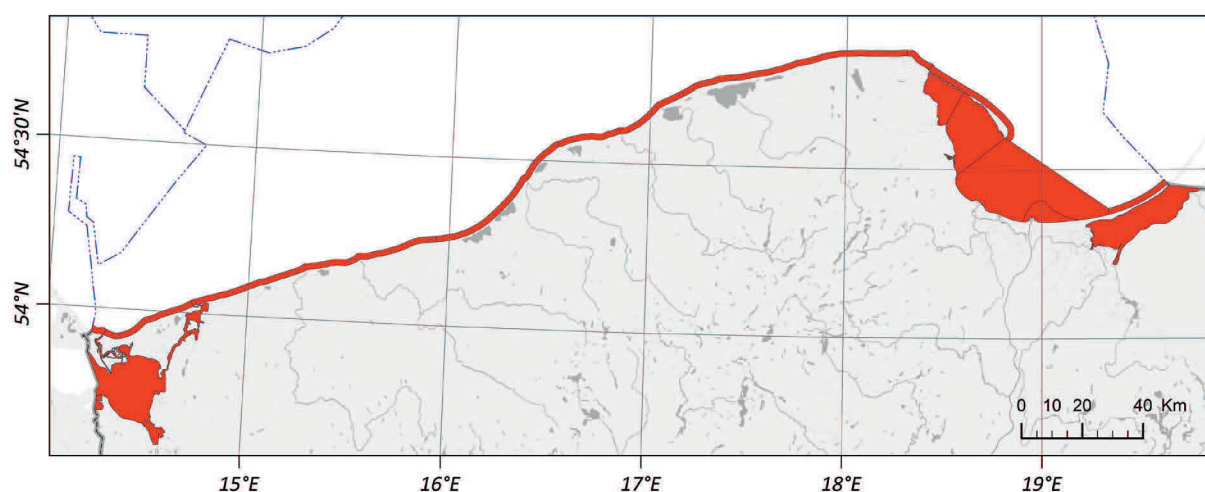
||| Podsumowanie



W ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w roku 2014 badaniami objęto jednolite części wód przejściowych i przybrzeżnych, zlokalizowane na terenie województw warmińsko-mazurskiego, pomorskiego i zachodniopomorskiego. Badania były prowadzone przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego.

Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2014 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 2014 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.1), uwzględniając ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych i ocenę stanu chemicznego.



Rys. 1. Ocena stanu/potencjału wód przejściowych i przybrzeżnych w 2014 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, ponieważ zaledwie kilku z nich – Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Ujście Świny, Dziwna-Świna w woj. zachodniopomorskim i Zatoka Pucka Zewnętrzna w woj. pomorskim – przypisano ekologiczny stan słaby, a jednej – Półwysep Hel – ekologiczny stan umiarkowany (rozdz. I). O ocenie stanu/potencjału ekologicznego zdecydowały słabe lub złe oceny elementów biologicznych i złe oceny elementów fizyko-chemicznych.

Należy podkreślić wprowadzenie w ocenie za rok 2014 nowej składowej w ocenie elementów biologicznych – charakterystyki zbiorowisk ichtiofauny w wodach przejściowych z wykorzystaniem indeksu SI. Przy czym trzeba też wskazać, że zaproponowane wskaźniki cząstkowe oceny stanu ekologicznego i granice poszczególnych klas (rozdz. I.2, I.3 i I.4) mają charakter testowy i powinny zostać zweryfikowane po uzyskaniu odpowiedniej serii danych. Dotychczasowe dane monitoringowe, pochodzące tylko z lat 2011, 2013 oraz 2014 nie są wystarczające do tego celu. Ponadto należy mieć na uwadze naturalne fluktuacje parametrów środowiskowych oraz niepewności wyników związane z wysoką mobilnością ryb i ich zróżnicowanym behawiorem. Do czasu uzyskania odpowiedniej serii danych, umożliwiających przetestowanie zaproponowanych wskaźników, indeksu stanu ichtiofauny (SI) powinien być rozpatrywany w zestawieniu ze wskaźnikami opartymi o pozostałe elementy biologiczne, wykorzystywane do oceny stanu ekologicznego ekosystemów wodnych.

Również stan chemiczny, wynikający z obecności i poziomu występowania substancji priorytetowych i innych substancji zanieczyszczających, został określony jako zły, z wyjątkiem części wód w obrębie woj. pomorskiego (rozdz. I.3), gdzie stan chemiczny uzyskał ocenę dobrą.

Ocena stanu środowiska części pełnomorskiej polskiego sektora Bałtyku w 2014 r. została dokonana 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 2014 r. w ramach programu monitoringu wód Bałtyku w strefie głębokowodnej wg wytycznych programu monitoringu HELCOM, realizowanego przez IMGW-PIB, oraz programu Baltic International Trawl Surveys (BITS), wykonywanych według Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich, finansowanego przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, a realizowanego przez MIR-PIB, umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech obejmujących trzy cechy stanu: C1 – bioróżnorodność, C3 – komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i bezkręgowców oraz C6 – integralność dna morskiego, a także trzy cechy presji: C5 – eutrofizacja, C8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz C9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego.

Ocenę stanu bioróżnorodności – cecha C1 – przeprowadzono na podstawie wskaźnika wielkości ryb LFI. Indeks LFI odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, badanych przez statki badawcze, realizujące zadania związane z oceną stanu zasobów ryb demersalnych. Dotychczasowe badania nad indeksem LFI dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski, ponieważ 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. Ocenę polskich obszarów morskich przypisano na podstawie oceny obszarów ICES 25 i 26, które obejmują, odpowiednio, Basen Bornholmski i wschodni Basen Gotlandzki wg podziału HELCOM. Wartości LFI wyznaczone w 2014 r. wskazują na stan nieodpowiedni – subGES – udziału wielkich ryb w połowach (rys. 2).



Rys. 2. Ocena stanu środowiska dla cechy C1– bioróżnorodność w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2014 r.

Ocena stanu w oparciu o wskaźniki podstawowe jest najważniejszą informacją wskazującą na rzeczywisty stan środowiska morskiego. Ze względu na niewystarczającą ilość i jakość danych dotyczących cechy 3, do oceny środowiska polskich obszarów morskich na podstawie komercyjnie eksploatowanych stad ryb przygotowano również ocenę dodatkową, polegającą na analizie trendów oraz analizie rozkładu długości osobników w populacji.

Kryterium poziomu presji rybołówstwa zostało spełnione dla dwóch stad: śledzia (25-29 i 32 Ex GoR) – według wskaźnika: Śmiertelność połowowa (3.1.1) oraz storni (24-25) według wskaźnika: Stosunek połowu do wskaźnika biomasy (3.1.2). GES na podstawie kryterium zdolności rozrodczej stada został osiągnięty dla szprota (22-32) i śledzia (25-29 i 32 Ex GoR) – według wskaźnika Biomasy stada tarłowego (3.2.1) oraz dla storni (24-

25) według Indeksu biomasy (3.2.2). Jedynie stado śledzia (25-29 i 32 Ex GoR) spełnia wymogi GES w zakresie wszystkich kryteriów (tab. 1 i 2).

Tabela 1. Ocena stad ryb eksploatowanych komercyjnie (cecha C3)

Stado	Poziom presji rybołówstwa (3.1)		Zdolność rozrodcza stada (3.2)		Rozkład wieku i długości populacji (3.3)
	Śmiertelność połowowa (3.1.1)	Stosunek połowu do wskaźnika biomasy (3.1.2)	Biomasa stada tarłowego (3.2.1)	Indeks biomasy (3.2.2)	95. percentyl z rozkładu długości w połowach badawczych (3.3.3)
Dorsz 25-32					m = -1,56
Stornia 24-25					m = -2,65
Stornia 26 i 28					m = 0
Szprot 22-32	F/F _{MSY} = 1,58	-	B ≥ B _{MSYtrigger} = 1,37	-	-
Śledź 25-29 i 32 Ex GoR	F/F _{MSY} = 0,73	-	B ≥ B _{MSYtrigger} = 1,68	-	-

Uwaga: czerwony kolor w tabeli oznacza, że według konkretnego kryterium dobry stan środowiska nie został osiągnięty, zielony wskazuje na dobry stan, szary – brak potrzebnych danych, natomiast kreską oznaczono brak przeliczeń.

Tabela 2. Podsumowanie oceny stanu stad pod względem wskaźników cechy C3

Kryteria	3.1.1			3.1.2		3.2.1		3.2.2		3.3.3		
Ocena	Zielony	Pomarańczowy	Czerwony	Zielony	Czerwony	Zielony	Czerwony	Zielony	Czerwony	Zielony	Pomarańczowy	Czerwony
Liczba stad	1	0	1	1	2	2	0	1	2	1	1	1

Wykonując agregację ocen stad w obrębie jednego wskaźnika (tab. III.3) zastosowano różne interpretacje GES zaproponowane przez ICES: od najbardziej restrykcyjnej – interpretacja 1 do najbardziej liberalnej – interpretacja 3.

Definicje GES (dobrego stanu środowiska morskiego) w oparciu o wskaźniki podstawowe:

- Interpretacja 1:** Aby GES został osiągnięty, wszystkie stada muszą być eksploatowane na poziomie nie większym niż MSY (kolor zielony).
Ta interpretacja nie jest realistyczna, ponieważ GES interpretowany w ten sposób nigdy nie zostanie osiągnięty z powodu międzygatunkowych zależności pokarmowych dorsz-śledź-szprot.
- Interpretacja 2:** Interpretacja ta pozwala na fluktuacje śmiertelności połowowej oraz biomasy stada tarłowego w obrębie F_{MSY} i MSY $B_{trigger}$. Mianowicie, co najmniej 50% stad musi podlegać eksploatacji na poziomie MSY (kolor zielony), a pozostałe stada muszą znajdować się w bezpiecznych granicach wyznaczanych przez politykę przezorności (kolor pomarańczowy).
- Interpretacja 3:** Średni połów dla wszystkich stad eksploatowanych jest na poziomie nie większym niż MSY; średnia ta jest wyliczana na podstawie „odległości” indywidualnego stada od punktów referencyjnych MSY: F/F_{MSY} , B/MSY $B_{trigger}$. Interpretacja ta pozwala na to, żeby nie wszystkie stada musiały znajdować się w granicach wyznaczonych przez bezpieczną eksploatację.

Definicje GES (dobrego stanu środowiska morskiego) w oparciu o analizę trendu:

- *Interpretacja 1:* GES zostaje osiągnięty, gdy 100% stad ma status zielony.
- *Interpretacja 2:* 50% ze statusem zielonym a stada ze statusem czerwonym są rekompensowane przez dodatkowy ekwiwalent stad o statusie zielonym.

Definicje GES (dobrego stanu środowiska morskiego) w oparciu o analizę rozkładu wskaźnika:

- *Interpretacja 1:* 100% stad ze statusem zielonym.
- *Interpretacja 2:* 50% ze statusem zielonym i żadne ze stad nie ma statusu czerwonego.
- *Interpretacja 3:* Dla kryterium 3.3: jeżeli średnia m ze wszystkich stad jest większa bądź równa 0.

Biorąc pod uwagę wszystkie interpretacje, jedynie wskaźnik biomasa stada tarłowego (3.2.1) wskazuje na dobry stan środowiska morskiego (tab. 3).

Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich na podstawie cechy C3 została wykonana przy użyciu danych dotyczących jedynie 5 stad. Ponadto, do tej pory nie została opracowana metodyka agregacji ocen powstałych przy użyciu poszczególnych wskaźników w ramach jednego kryterium (np.: wyznaczenie wspólnego progu GES dla kryterium 3.1 na podstawie ocen wskaźników 3.1.1 i 3.1.2).

Tabela 3. Ocena stanu komercyjnie eksploatowanych stad ryb – cecha C3 – według wskaźników

Wskaźniki \ Interpretacja	1	2	3
3.1.1			średnia $F/FMSY = 1,16$
3.1.2			
3.2.1			średnia $B \geq BMSYtrigger = 1,53$
3.2.2			
3.3.3			średnia $m = -1,4$

Ocena cechy C6 – integralność dna morskiego – przeprowadzona została na podstawie wskaźników multi-metrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofitobentosu (SM_1) jedynie dla strefy płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz dla polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Po zagregowaniu wyników dla zoobentosu i makrofitów, ocena cechy 6 w 2014 r. wskazuje na występowanie warunków poniżej dobrego stanu środowiska morskiego sub-GES (rys. 3).

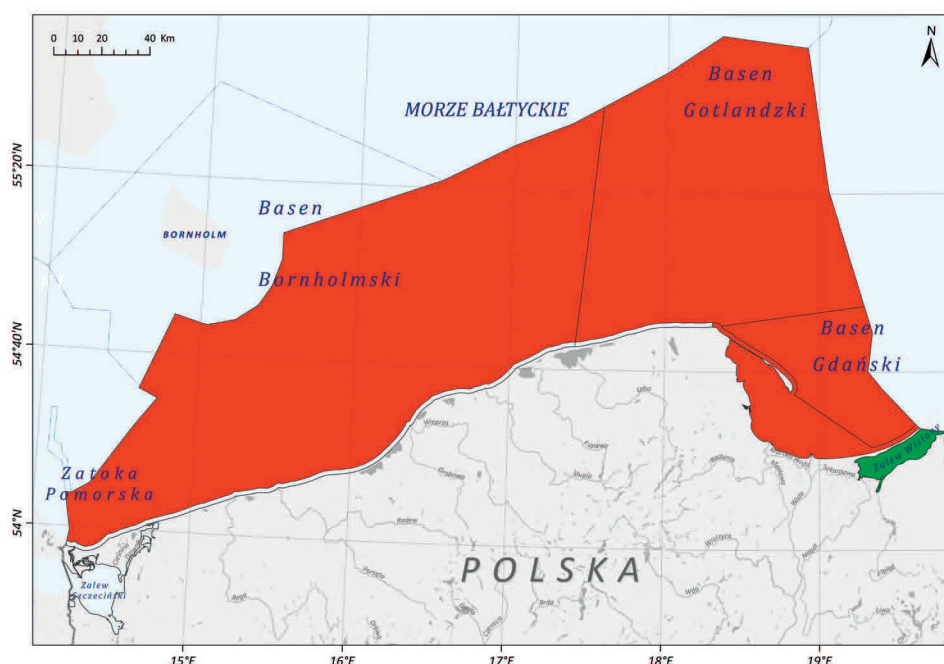


Rys. 3. Ocena stanu środowiska dla cechy C6 w zakresie fitobentosu i makrozobentosu

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

Sumaryczna ocena agregująca dane charakteryzujące poszczególne obszary wskazuje, że niespodziewanie w 2014 r. ocena stanu eutrofizacji dała pozytywny wynik (GES) w Zalewie Wiślanym – agregacja wskaźników według przedstawionych zasad dała wynik 4,2 (rys. 4). Powodem tej zmiany był niezwykle wzrost przezroczystości wody w 2014 r. w części otwartej Zalewu – w stosunku do roku poprzedniego i do średniej z dekad (2004-2013), a to z kolei wynikało z istotnych zmian poziomu chlorofilu-a. Należy tu podkreślić, że po raz pierwszy do oceny eutrofizacji w Zalewie Wiślanym wykorzystano uśrednione wyniki pomiarów wykonanych w 2014 r. na punktach kontrolno-pomiarowych monitoringu RDW, realizowanego przez WIOŚ-Olsztyn – Delegatura w Elblągu oraz z pomiarów realizowanych przez IMGW-PIB w ramach programu monitoringu wód morskich RDSM. Analogicznie do oceny stanu eutrofizacji w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wykorzystano dane z monitoringu realizowanego przez WIOŚ-Gdańsk oraz pomiary z monitoringu prowadzonego przez IMGW-PIB w centralnej części Zatoki Gdańskiej.

W pozostałych ocenianych w 2014 r. akwenach polskiej strefy Bałtyku stan eutrofizacji nie uzyskał oceny $\geq 4,0$ określającej stan dobry (GES) (rys. 4). Za taki stan rzeczy odpowiedzialne są głównie stężenia fosforu całkowitego, azotu całkowitego, chlorofilu-a oraz przezroczystość wód, a także zawartość tlenu rozpuszczonego przy dnie, które w przypadku większości akwenów wskazują na stan umiarkowany i słaby (według skali 5-cio stopniowej).

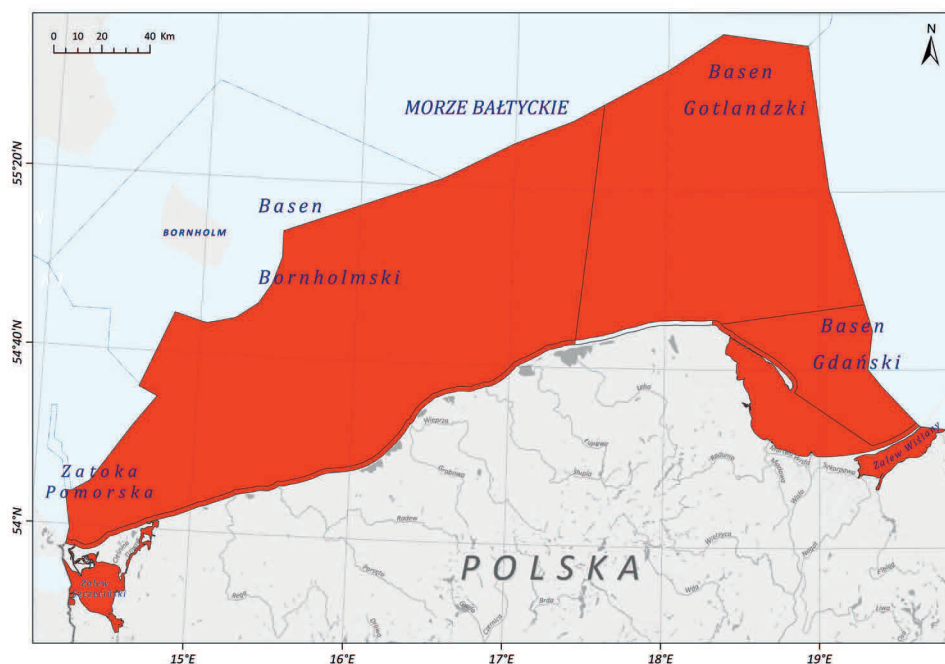


Rys. 4. Ocena stanu eutrofizacji (cecha C5) w wydzielonych podakwenach polskiej strefy Bałtyku w 2014 r.

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: wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenie Bornholmskim oraz wschodnim Basenie Gotlandzkim. 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. Ponadto w 2014 r. przeprowadzono analizy zawartości 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, okoniach i roślinach makrofytobentosowych.

Informacje na temat poziomu stężeń poszczególnych substancji zanieczyszczających w różnych matrycach agregowano wyznaczając średnie współczynniki skażenia ze wszystkich współczynników skażenia dla pojedynczych substancji w każdym z ocenianych obszarów i dla każdej z grup substancji.

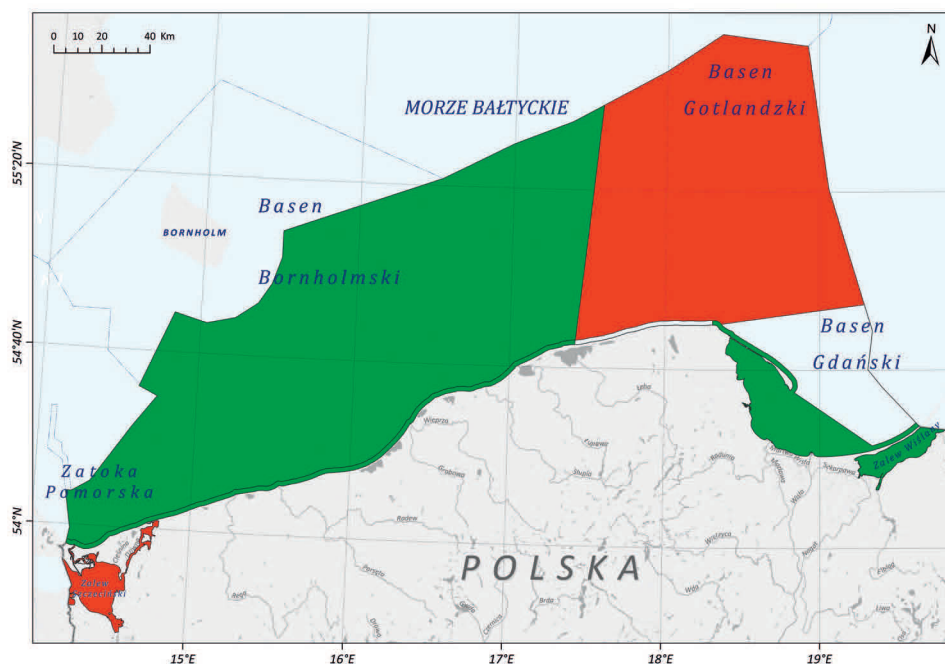
Stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu – ^{137}Cs we wszystkich ocenianych obszarach uznano za nieodpowiedni biorąc pod uwagę skalę 2-stopniową według RDSM (rys. 5). Za taką sytuację w rejonie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odpowiedzialne są przede wszystkim podwyższone stężenia tego izotopu w wodzie morskiej, ale również w roślinności w pobliżu Klifu Orłowskiego. W Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim o końcowej ocenie decydowały stężenia ^{137}Cs obserwowane w wodach. Nieodpowiedni stan wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wynika z poziomów stężeń obserwowanych w algach pochodzących z rejonu Rowów. Nieodpowiedni 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 wartość tylko nieznacznie.



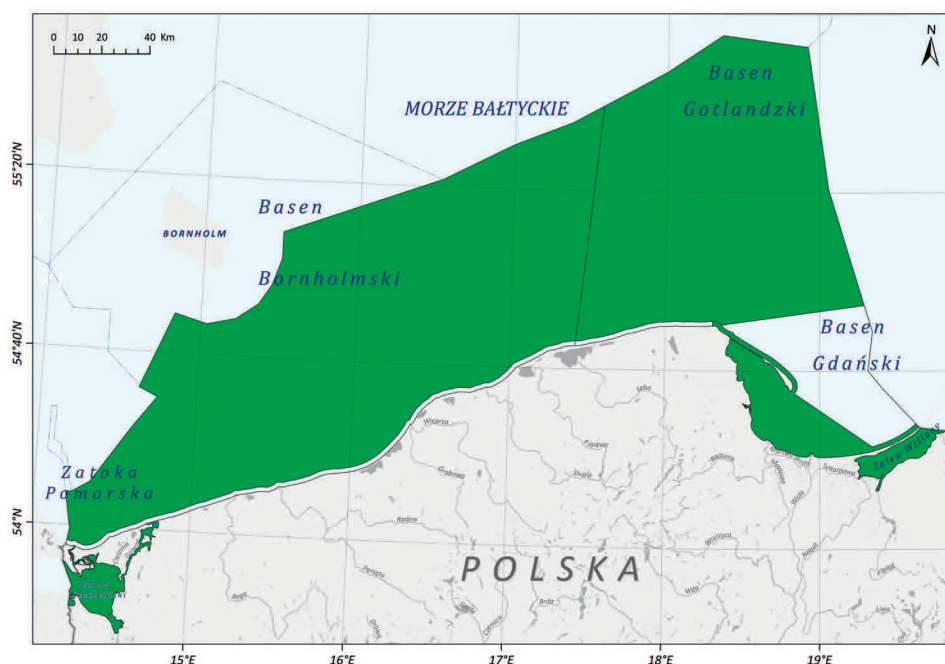
Rys. 5. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu – ^{137}Cs w 2014 r.

W zakresie zanieczyszczenia metalami stan środowiska Basenu Bornholmskiego w 2014 r. uznano za dobry (GES) ze względu na to, że stężenia trzech metali (Cd, Pb i Hg) pozostawały poniżej poziomów granicznych zarówno w storni pochodzącej z Zatoki Pomorskiej, jak również w algach pobranych w rejonie Ławicy Słupskiej (rys. 6a). Podwyższone wartości Pb i Cd odnotowano tylko w śledziach z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego. Wyższe stężenia obu metali, przekraczające wartości graniczne, odnotowano również w wątrobach śledzi z Łowiska Władysławowskiego i ze względu na brak innych matryc w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego, jego stan został uznany za nieodpowiedni (subGES) (rys. 6a). W 2014 r., dobry stan środowiska charakteryzował również wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, gdzie stężenia metali w storni i roślinach makrofitobentosowych pozostawały poniżej poziomów granicznych, a jedynie w przypadku małży odnotowano przekroczenia stężeń Cd (rys. 6b). Podobna sytuacja miała miejsce w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, gdzie stężenia wszystkich metali w algach spełniały kryteria dla dobrego stanu, natomiast przekroczenie odnotowano w przypadku Cd w omułku (rys. 6b). W Zalewie Szczecińskim stężenia Hg wyznaczone w 2014 r. w okoniu przekroczyły ponad dwukrotnie poziom odniesienia, w związku z tym pomimo, że zawartości Cd i Pb pozostawały na poziomie akceptowalnym stan całego obszaru uznano za nieodpowiedni (rys. 6a). Natomiast stan środowiska Zalewu Wiślanego w 2014 r. był dobry (rys. 6a), stężenia wszystkich metali w okoniu pozostawały poniżej przyjętych wartości granicznych.

W 2014 nie przeprowadzono oceny w Basenie Gdańskim w zakresie skażenia środowiska morskiego metalami ciężkimi i trwałymi zanieczyszczeniami organicznymi. W rejonie tym prowadzone są tylko badania substancji niebezpiecznych w osadach dennych, które pobierane są raz na sześć lat. Ostatni pobór miał miejsce w 2012 roku. Aktualnie realizowany program monitoringu w strefie głębokowodnej nie obejmuje badania substancji zanieczyszczających w organizmach w rejonie Basenu Gdańskiego.



Rys. 6a. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi w 2014 r. dla cechy C8

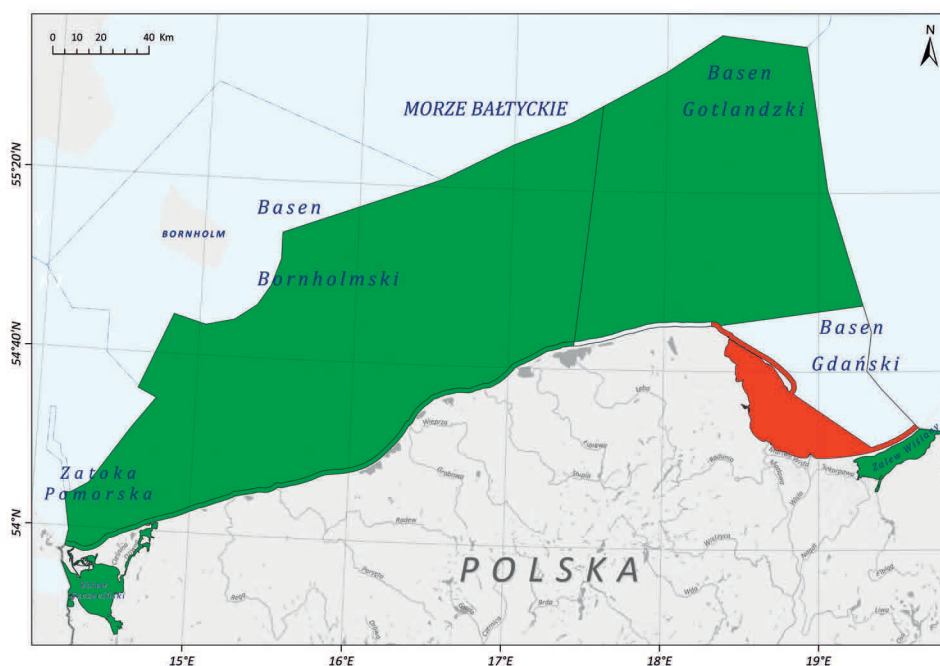


Rys. 6b. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi w 2014 r. dla cechy C9

Ocenę stanu poszczególnych obszarów w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi przeprowadzono z uwzględnieniem obszernej listy związków organicznych oznaczanych w odpowiednich matriicach. 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 sulfonianu perfluorooktanu (PFOS). Stężenia tri-butylocyny (TBT), nieznacznie wyższe od stężeń granicznych, stwierdzono w omułku bytującym w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Stężenia sumy izomerów heksacykloheksanu (HCH) i heksachlorobenzenu (HCB) w śledziach wskazują na dobry stan środowiska w rejonach Łowisk Władysławowskiego i KołobrzESCO-Darłowskiego. Również stężenia jednego z kongenerów (CB 153) polichlorowanych bifenyli w śledziach z tych samych łowisk spełniały wymagania dla dobrego stanu środowi-

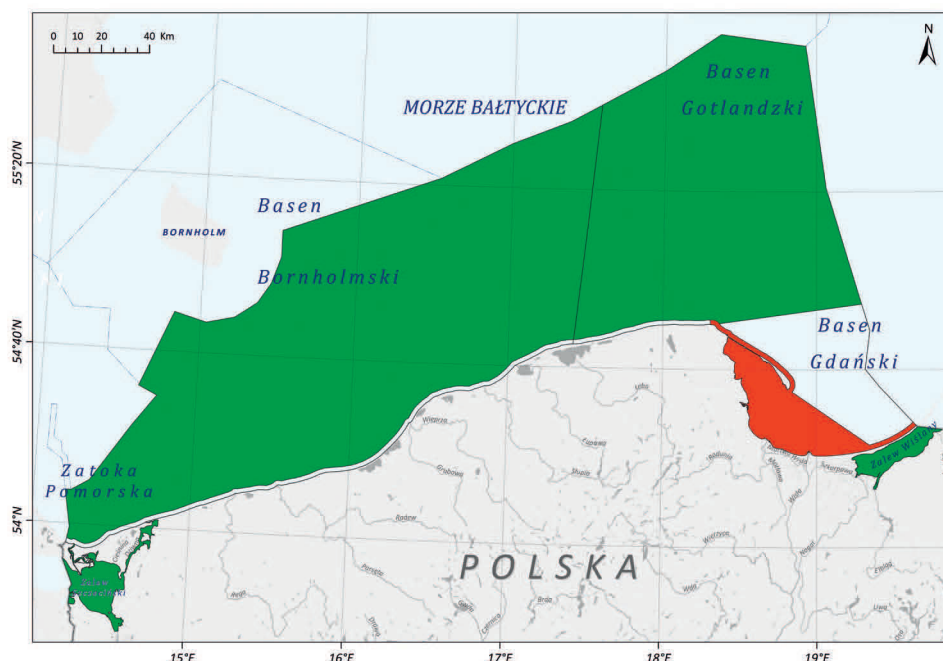
ska, podczas gdy stężenia kongeneru CB 118 były wyższe od dopuszczalnych wskazując na nieodpowiedni stan środowiska Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego w tym zakresie. Stężenia czterech związków z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, 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 zawartości indeno-(1,2,3cd)pirenu. Stężenia farmaceutyków – diklofenaku i 17-a etynyloestradolu – w wodzie morskiej wskazywały na dobry stan środowiska.

Podsumowując, w zakresie cechy C8, w wyniku agregacji danych dotyczących stężeń trwałych związków organicznych, jedynie stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego uznano za nieodpowiedni – sub-GES (rys.7a).



Rys.7a. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha C8 – w 2014 r.

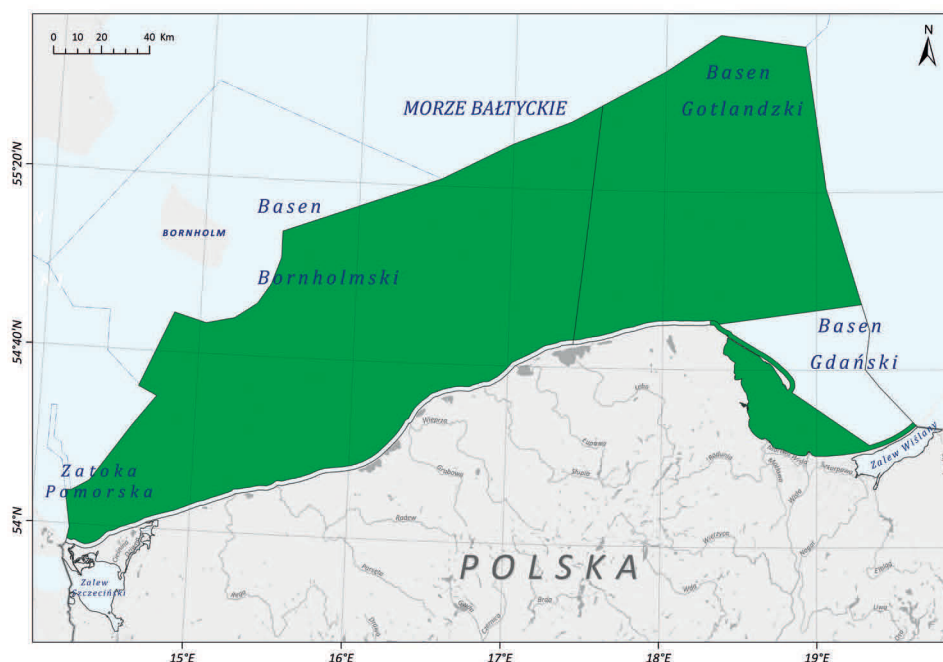
Ocenę stanu środowiska w zakresie cechy C9 – poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm – przeprowadzono na podstawie stężeń metali: Pb, Cd i Hg (rys. 6b), sumy stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli oraz stężeń HBCDD i TBT w trzech gatunkach ryb (rys.7b): śledziach, storniach i okoniach oraz stężeń HCH w śledziach. We wszystkich obszarach objętych oceną stężenia Pb, Cd i Hg w rybach przeznaczonych do spożycia spełniały kryteria dla dobrego stanu środowiska (rys. 6b). Dotyczy to zawartości metali w śledziach 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. 7b. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha C9 – w 2014 r.

W odniesieniu do trwałych zanieczyszczeń organicznych, tylko sumy stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli w śledziach, pochodzących ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego, i w storniach, z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, przekroczyły stężenie docelowe. Jednak w wyniku agregacji wszystkich danych dotyczących substancji organicznych uwzględnionych w ocenie w zakresie cechy C9, stan czterech obszarów: Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego należy uznać za dobry (GES), a jedynie stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego jest nieodpowiedni (rys. 7b).

W 2014 r., po raz pierwszy wykonano badania monitoringowe i przeprowadzono ocenę w zakresie efektów biologicznych wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby wykorzystując metodę testu mikrojądrowego. Wyniki badań dla śledzi pochodzących z sześciu lokalizacji w polskiej strefie Morza Bałtyckiego zagregowano uzyskując ocenę trzech wydzielonych obszarów: Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Ocena wskazała na dobry stan środowiska w zakresie tego parametru (rys. 8).



Rys. 8. Stan środowiska morskiego w zakresie cechy C8 – efekty biologiczne zanieczyszczeń – na podstawie testu mikrojądrowego

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku, w odniesieniu do wyznaczonych akwenów HELCOM, przedstawiono w tab. 4. Wyniki oceny przedstawiono w rozbiciu na poszczególne cechy, a nawet poszczególne wskaźniki podstawowe (cecha C8 i C9), ponieważ dotychczas nie wypracowano metod agregacji ocen wskaźników w zakresie danej cechy, a przede wszystkim brak zasad agregacji całościowej, tzn. ocen wszystkich cech w jedną ogólną ocenę stanu.

Tabela 4. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2014 r.

Nazwa akwenu	C6	C5	C8 radio	C8 metale	C8 TZO	C8 MN	C9 metale	C9 TZO
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego								
wschodni Basen Gotlandzki								
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego								
Basen Gdański								
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego								
Basen Bornholmski								
polska część Zalewu Wiślanego								
polska część Zalewu Szczecińskiego								