OCENA STANU ŚRODOWISKA MORSKIEGO POLSKIEJ STREFY EKONOMICZNEJ BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2013 NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2003–2012

Biblioteka Monitoringu Środowiska
Warszawa 2014

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

Autorzy opracowania:
Anna Robak-Bakierowska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Szczecin
Justyna Kopiec, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Olsztynie, Delegatura w Elblągu
Grzegorz Łużecki, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Gdańsk
Renata Zaręba, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Gdańsk, Delegatura w Słupsku
oraz
pracownicy Departamentu Monitoringu i Informacji o Środowisku, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa

Beata Danowska, Magdalena Kamińska, Violetta Koszuta, Wojciech Kraśniewski, Włodzimierz Krzymiński, Elżbieta Łysiak-Pastsuzak, Sérgio das Neves, Anna Olszewska, Aleksandra Orlita, Marta Rybka, Michał Saniewski, Anna Śliwińska, Jerzy Woroń, Tamara Zalewska –
Ośrodek Oceanografii i Monitoringu Bałtyku, Oddział Morski IMGW-PIB w Gdyni

Pod redakcją:
Elżbiety Łysiak-Pastuszak i **Tamary Zalewskiej**

Zdjęcia:
Wiesława Cielątkowska, Wojciech Kraśniewski, Tomasz Krywoszejew, Elżbieta Łysiak-Pastuszak, Michał Saniewski, Sławomir Wiktorowicz

Korekta:
Beata Danowska, Magdalena Kamińska

© Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2014 r.
ISBN 978-83-61227-29-8
Wydanie I. Nakład 300 egz. Format A4.

Przygotowanie do druku i druk:
Zakład Poligrafii Uniwersytetu Gdańskiego
ul. Armii Krajowej 119/121, 81-824 Sopot
tel. 58 523 14 49, e-mail: poligraf@gnu.univ.gda.pl

Spis treści

Wprowadzenie **5**

1. Wody przejściowe i przybrzeżne – Ramowa Dyrektywa Wodna **7**

1.1. Wstęp **9**

1.2. Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego **10**

1.3. Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego **13**

1.4. Ocena wód przejściowych województwa warmińsko-mazurskiego **23**

2. Wody otwartego morza – Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej **29**

2.1. Wstęp **31**

2.2. Ogólne warunki hydrologiczne/hydrograficzne **34**
2.2.1. Temperatura wody morskiej 34
2.2.2. Zasolenie 35
2.2.3. Odczyn wody morskiej – pH 37
2.2.4. Ekspozycja na fale 40
2.2.5. Mieszanie wód 44
2.2.6. Wymiana wód 45
2.2.7. Prądy morskie 47

2.3. Wskaźniki deskryptorów stanu **49**
2.3.1. Fitoplankton 49
2.3.2. Zooplankton 53
2.3.3. Fitobentos 57
2.3.4. Makrozoobentos 59

2.4. Wskaźniki deskryptorów presji **64**
2.4.1. Eutrofizacja 64
Poziom substancji biogennych 65
Bezpośrednie skutki nadmiaru substancji odżywczych: chlorofil-a i przezroczystość wody 67
Pośrednie skutki nadmiaru substancji odżywczych: natlenienie wód przydennych 72
Ocena eutrofizacji w wydzielonych akwenach 73
2.4.2. Substancje zanieczyszczające 76
Radionuklidy 77
Metale ciężkie 80
Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne (TZO) 87

2.5. Podsumowanie **95**

Wprowadzenie

Pomimo podziału Bałtyku na wody terytorialne i strefy ekonomiczne i tym samym strefy wpływów i odpowiedzialności, Morze Bałtyckie, stanowiące unikalny ekosystem, 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. W celu integracji i harmonizacji działań wszystkich państw podjęto decyzje o prowadzeniu wspólnej polityki, której podstawowym celem ma być ochrona obszarów wodnych i zachowanie ich w stanie jak najmniej zmienionym działalnością człowieka. Wspólna polityka może mieć charakter dobrowolności, czego przykładem jest współpraca państw nadbałtyckich prowadzona w ramach Konwencji Helsińskiej. Może być również określona ramami prawnymi, czego przykładem są dyrektywy unijne wskazujące i obligujące poszczególne państwa do podjęcia określonych działań poprzez wyznaczenie celów i terminów ich osiągnięcia. Podstawową dyrektywą unijną dotyczącą ochrony wód i określającą politykę wodną jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 roku, zwana Ramową Dyrektywą Wodną (RDW-2000/60/WE).

W odniesieniu do obszarów morskich, w tym również do Morza Bałtyckiego, dyrektywa ta nakłada obowiązek kontroli i oceny stanu obszarów wód przejściowych, tj. obszarów, w których obserwowany jest znaczny wpływ wód lądowych, oraz obszarów wód przybrzeżnych. Kolejną dyrektywą ustanawiającą ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego w obszarach wód otwartego morza, pozostających pod jurysdykcją poszczególnych państw, jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 17 czerwca 2008 r., określana mianem Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM-2008/56/WE). 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. Niniejsza praca prezentuje ocenę stanu środowiska morskiego w obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych (część 1) oraz morza otwartego (część 2) bazującą na danych pomiarowych z 2013 roku, które zostały odniesione do okresu 10 lat poprzedzających rok oceny.

1. Wody przejściowe i przybrzeżne – Ramowa Dyrektywa Wodna

1.1. Wstęp

Badania stanu środowiska morskiego stanowią realizację zobowiązań wynikających z podpisanej przez Polskę Konwencji Helsińskiej z 1974 roku, zaktualizowanej w 1992 roku i podpisanej przez nowopowstałe kraje nadbałtyckie i Unię Europejską. Polska wraz z akcesją do Unii Europejskiej 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 2013 przeprowadzono zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r., w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz. U. Nr 257, poz. 1545), które wymaga dokonania oceny stanu / potencjału ekologicznego, stanu chemicznego i stanu ogólnego wód.

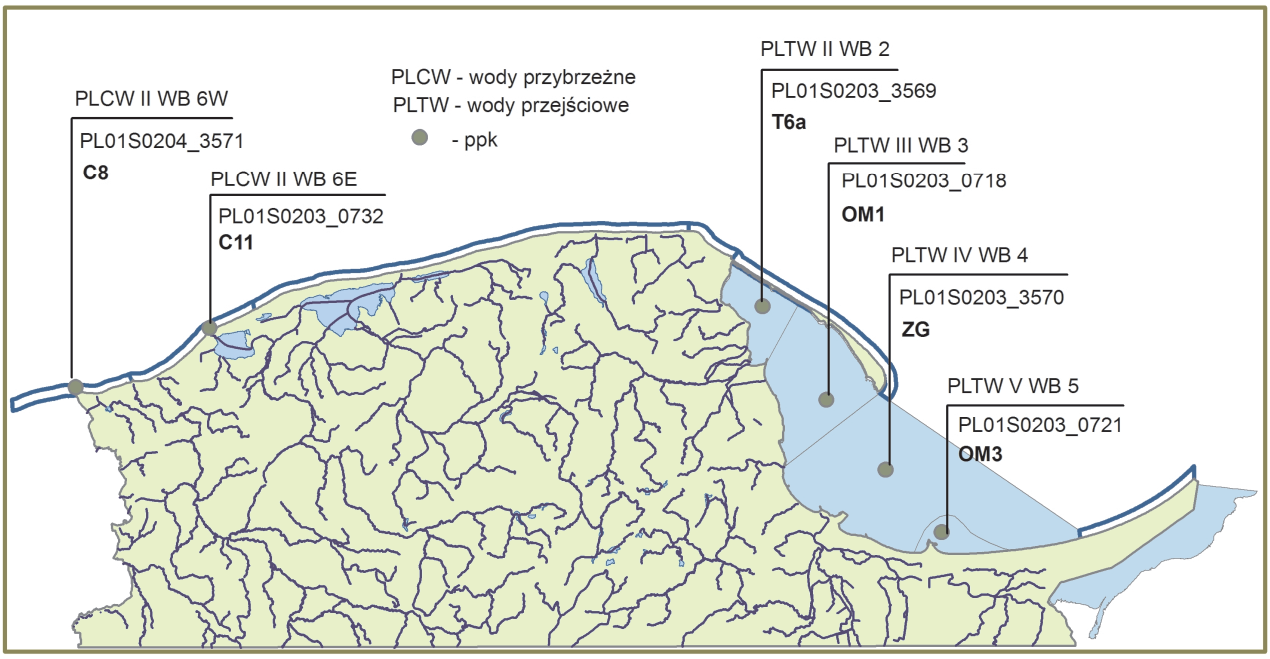
Badania przeprowadzone w 2013 roku, podobnie jak wszystkich wód powierzchniowych, wykonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15 listopada 2011 roku, w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U. Nr 258, poz.1550).

Klasyfikacja stanu/potencjału ekologicznego jcw 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", biomasa fitoplanktonu, multimetryczny indeks B dla makrobezkręgowców bentosowych oraz wskaźnik SI dla ichtiofauny.

Ocenę końcową stanu wód przeprowadzono wykorzystując klasyfikację stanu ekologicznego i chemicznego, w tym ocenę dziedziczenia danych.

1.2. Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego

W 2013 roku Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku, realizując założenia programowe Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2013-2015, przeprowadził w ramach **monitoringu badawczego,** badania 4 JCWP przejściowych (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnetrzna i Ujście Wisły) oraz 2 JCWP przybrzeżnych (Rowy-Jarosławiec Zachód i Rowy-Jarosławiec Wschód), łącznie w 6 punktach pomiarowo kontrolnych. Były to wody reprezentujące zróżnicowane warunki morfometryczne oraz zróżnicowane typy abiotyczne (rys. 1.2.1).

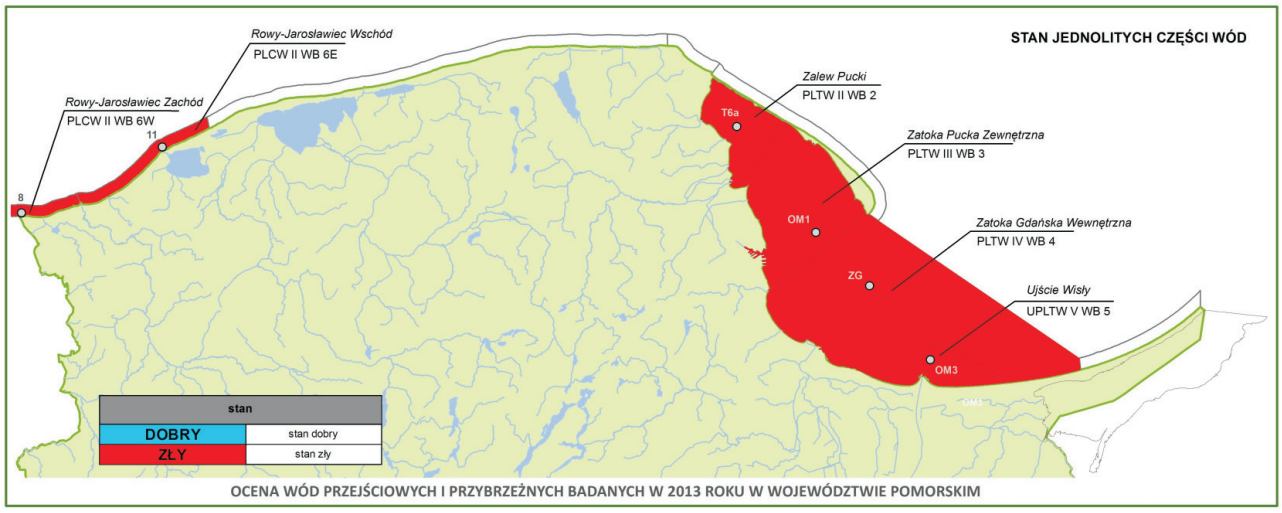


Rys. 1.2.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego objętych badaniami w 2013 r.

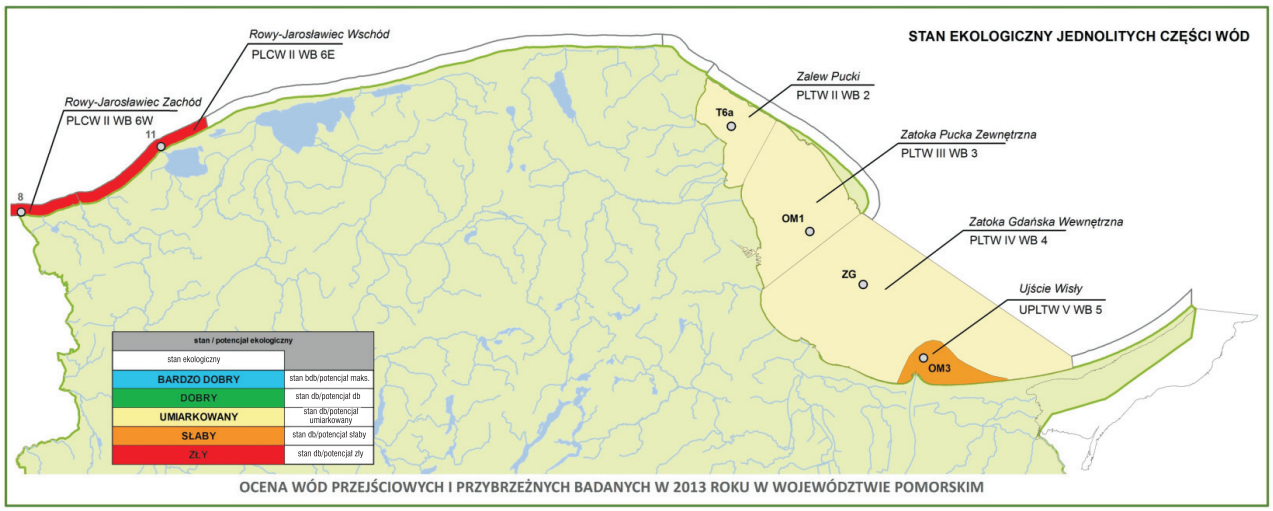
Ocena elementów biologicznych została przeprowadzona w oparciu o wyniki badań fitoplanktonu, tj. biomasy fitoplanktonu i chlorofilu-a, makrozoobentosu oraz ichtiofauny. Elementy te decydowały o niskiej ocenie biologicznej jakości wód. Wody Zatoki Puckiej Zewnętrznej i Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej prezentowały III klasę biologiczną, Zalewu Puckiego i Ujścia Wisły - IV klasę. Najmniej korzystnie w ocenie elementów biologicznych wypadły badane wody przybrzeżne, wskazując na V klasę. Wśród analizowanych biowskaźników, korzystnie w ocenie wypadła jedynie całkowita biomasa fitoplanktonu (Zalew Pucki, Rowy-Jarosławiec Zachód oraz Rowy – Jarosławiec Wschód) a także chlorofil-a (Zatoka Pucka Zewnętrzna).

Ocena elementów hydromorfologicznych. Przyjęto zasadę, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś jednolitej części wód wyznaczonej jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II. JCWP poddanym ocenie w 2013 roku, jako naturalnym przypisano bardzo dobry stan elementów hydromorfologicznych.

Ocena elementów fizykochemicznych. Poddane ocenie elementy fizykochemiczne wykazały, że wszystkie JCWP sklasyfikowano poniżej stanu dobrego. Wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) wpłynęły na złą ocenę we wszystkich JCWP. Wyjątek stanowią wody Zalewu Puckiego, gdzie z powodu braku pomiaru oceny nie przeprowadzono. Ocenę wód przejściowych i przybrzeżnych, zaniżyła również zbyt wysoka zawartość substancji biogenicznych przede wszystkim azotu ogólnego (wszystkie JCWP) oraz fosforu ogólnego (5 JCWP). W przypadku



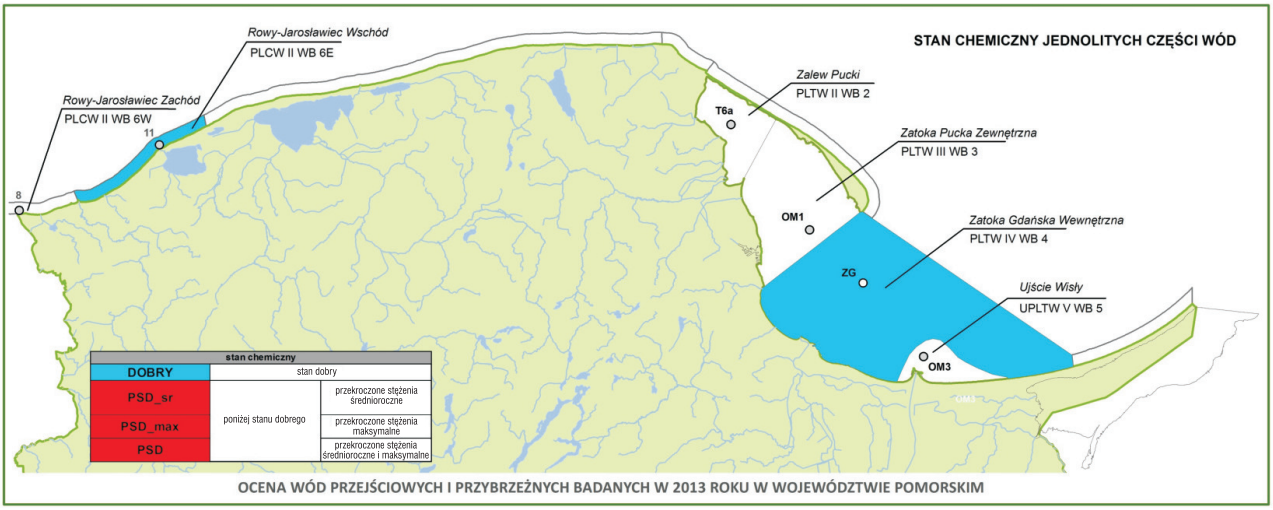
Rys. 1.2.2. Ocena wód przejściowych i przybrzeżnych badanych w 2013 roku w województwie pomorskim



Rys. 1.2.3. Ocena stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych badanych w 2013 roku

wód Zalewu Puckiego, niska jakość była zdeterminowana przez wszystkie badane formy azotu i fosforu. W dwóch JCWP przejściowych, Zatoce Puckiej Zewnętrznej i Ujście Wisły stwierdzono przesycenie wód tlenem. W badanych JCWP najlepszą ocenę stanu uzyskano dla warunków tlenowych - tlenu rozpuszczonego przy dnie (klasa I) i odczynu wód (klasa I i II). Dla JCWP objętych monitoringiem diagnostycznym w 2011 roku badano 11 wskaźników z grupy substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne). Na podstawie oceny przeprowadzonej w roku 2011 dla tych JCWP nie stwierdzono przekroczeń wartości granicznych dobrego stanu wód w tej grupie wskaźników. W oparciu o zasadę dziedziczenia wyniki tej oceny zostały wykorzystane do oceny stanu wód za 2013 rok.

Ocena stanu ekologicznego wód została przeprowadzona na podstawie oceny stanu wskaźników biologicznych, hydromorfologicznych oraz fizykochemicznych. Według oceny ekologicznej za rok 2013, wykonanej przez WIOŚ w Gdańsku, stan ekologiczny 2 JCWP przejściowych (Zatoka Pucka Zewnętrzna i Zatoka Gdańska Wewnętrzna) uznano za umiarkowany, a stan ekologiczny 2 pozostałych JCWP przejściowych (Zalew Pucki i Ujście Wisły) zakwalifikowano jako słaby. Najmniej korzystnie w ocenie wypadł stan ekologiczny wód przybrzeżnych (Rowy-Jarosławiec Zachód i Rowy-Jarosławiec Wschód), które prezentowały zły stan ekologiczny. O ocenie stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych zdecydowały złe oceny elementów biologicznych i fizykochemicznych we wszystkich JCWP. Wyniki oceny ekologicznej stanu wód naturalnych województwa pomorskiego, w układzie JCWP przedstawiono na rys. 1.2.3.



Rys. 1.2.4. Ocena stanu chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych badanych w 2013 roku

Ocena stanu chemicznego. Ocena stanu chemicznego wód została przeprowadzona w 2013 roku dla JCWP objętych monitoringiem diagnostycznym w 2011 roku. Badania obejmowały niepełną listę wskaźników stanu chemicznego, charakteryzujących występowanie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska (substancje priorytetowe i inne substancje zanieczyszczające). Próby do badań pobierano trzykrotnie w ciągu sezonu badawczego na każdym stanowisku. Nie stwierdzono przekroczeń środowiskowych norm jakości dla stężeń średniorocznych i maksymalnych dla wszystkich poddanych ocenie wskaźników stanu chemicznego. Ostatecznie badanym JCWP przypisano stan chemiczny dobry (rys. 1.2.4). Wyniki oceny stanu chemicznego w oparciu o zasadę dziedziczenia zostały wykorzystane do oceny stanu wód za 2013 rok.

Ocena stanu wód. Uwzględniając wyniki oceny stanu ekologicznego i chemicznego, w tym ocenę dziedziczenia danych, określono stan JCWP przejściowych i przybrzeżnych. Na podstawie przeprowadzonych ocen dla wszystkich naturalnych JCWP przejściowych i przybrzeżnych stwierdzono w 2013 roku zły stan wód (rys. 1.2.2).

Podsumowanie

W roku 2013 badania wód przejściowych i przybrzeżnych prowadzono na 6 stanowiskach, zlokalizowanych w 6 jednolitych częściach wód (JCWP), w tym na 4 stanowiskach wód przejściowych (4 JCW) oraz na 2 stanowiskach wód przybrzeżnych (2 JCWP).

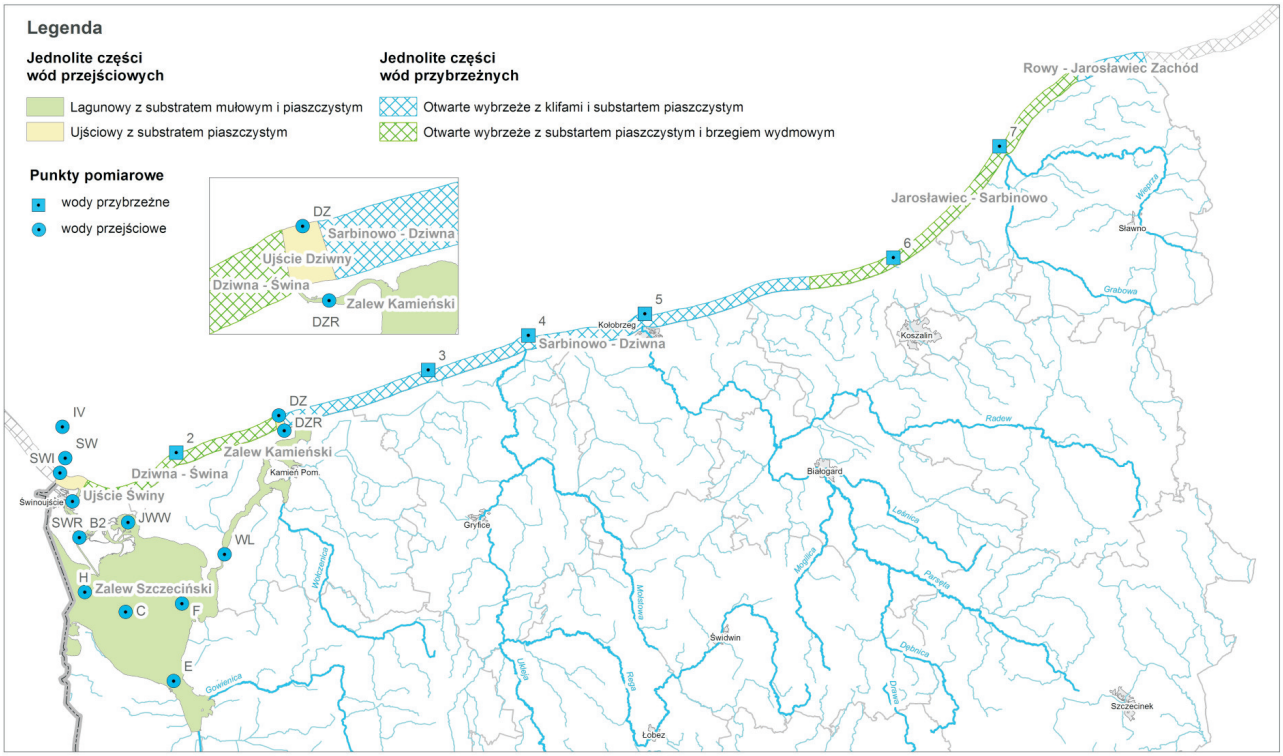
Na podstawie badań prowadzonych w roku 2013 oraz w latach 2010-2012, stan wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego, sklasyfikowano jako zły, zarówno w wyniku oceny przeprowadzonej dla jednolitych części wód, jak i dla stanowisk pomiarowych.

Na podstawie badań przeprowadzonych w 2013 roku nie stwierdzono istotnych zmian w ocenie oraz radykalnej poprawy jakości wód w porównaniu z oceną za poprzednie lata. W przypadku wód przejściowych Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej, w 2013 roku odnotowano niewielką poprawę stanu biologicznego, co w konsekwencji pozwoliło wodom Zatoki przypisać umiarkowany stan ekologiczny. Spadek produkcji pierwotnej w 2013 roku w Zalewie Puckim, o czym może świadczyć wskazanie chlorofilu „a" i całkowitej biomasy, pozwolił na zaliczenie wód Zalewu ze złego do słabego stanu ekologicznego. Jakość wód przybrzeżnych, Rowy-Jarosławiec Wschód i wód przejściowych Ujście Wisły w odniesieniu do elementów biologicznych i fizykochemicznych utrzymywała się na niekorzystnym poziomie, zbliżonym do lat ubiegłych. Porównując wyniki klasyfikacji poszczególnych wskaźników jakości wód, w ostatnich latach obserwuje się wzrost bądź spadek poziomu biogenów odpowiedzialnych za eutrofizację wód Bałtyku. Wahania zawartości związków azotu i fosforu są jednak nadal niekorzystne i klasyfikowane poniżej stanu dobrego.

Ocena stanu ekologicznego i ogólnego w 2013 roku przedstawia niezadowalający stan wszystkich monitorowanych JCWP przejściowych i przybrzeżnych. W następstwie tego wody te uznano za zagrożone niespełnieniem wymogów **Ramowej Dyrektywy Wodnej**, podstawowego narzędzia polityki wodnej państw członkowskich Unii Europejskiej, które zakładają osiągnięcie, co najmniej dobrego stanu wód powierzchniowych do 2015 roku.

1.3. Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego

W ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w roku 2013 badaniami objęto 4 JCWP przejściowych (Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Ujście Dziwny, Ujście Świny) i 3 JCWP przybrzeżnych (Dziwna-Świna, Sarbinowo-Dziwna, Jarosławiec-Sarbinowo). Badania wód przejściowych i przybrzeżnych prowadzono w sieci 7 punktów pomiarowych objętych monitoringiem operacyjnym, na które składało się łącznie 19 stanowisk badawczych. Wszystkie punkty pomiarowe objęte były również monitoringiem obszarów chronionych.



Rys. 1.3.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego objętych badaniami w 2013 roku

Ocena jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za 2013 rok została przeprowadzona w oparciu o wytyczne GIOŚ, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. *w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych* (Dz.U. Nr 257, poz.1545) i projekt Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lutego 2014 r. *o zmianie rozporządzenia w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych.*

Ocenie poddano jakość wód w jednolitych częściach wód oraz stanowiskach pomiarowych. Podstawę oceny stanowiły wyniki bieżących badań uzyskane z poszczególnych punktów pomiarowych oraz wyniki oceny przeniesione z lat ubiegłych z wykorzystaniem tzw. zasady dziedziczenia. Dla badanych JCW przeprowadzono ocenę ekologiczną w oparciu o ocenę elementów biologicznych, hydromorfologicznych i fizykochemicznych.

Ocena elementów biologicznych została przeprowadzona w oparciu o wyniki badań fitoplanktonu, chlorofilu „a", makrozoobentosu oraz ichtiofauny. Po przeprowadzeniu wstępnego rozpoznania nie stwierdzono występowania w wodach objętych badaniami monitoringowymi makroglonów i okrytozalążkowych, wobec czego elementu tego nie uwzględniono w ocenie. O niskiej ocenie biologicznej jakości wód zdecydowały przede wszystkim badania makrobezkręgowców bentosowych oraz chlorofilu „a". Stężenia chlorofilu „a" w wodach przejściowych wykazują zmienność

sezonową, polegającą na podwyższonej zawartości w okresie wiosennym oraz wyraźnym spadku w pozostałych miesiącach. Intensywne zakwity wczesną wiosną (marzec–kwiecień) spowodowały pogorszenie jakości wód przejściowych.

Ocena elementów hydromorfologicznych. Przyjęto zasadę, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś jednolitej części wód wyznaczonej jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II. Naturalnym JCWP przypisano bardzo dobry stan elementów hydromorfologicznych, a potencjał elementów hydromorfologicznych silnie zmienionych JCWP został oceniony jako dobry.

Ocena elementów fizykochemicznych. W wyniku dokonanej oceny elementów fizykochemicznych wszystkie JCWP zaklasyfikowano poniżej stanu lub potencjału dobrego. Wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) wpłynęły na złą ocenę we wszystkich JCWP. W przypadku wód przejściowych o typie lagunowym ocenę pogorszyła również zbyt wysoka zawartość substancji organicznych (OWO), a w przypadku wód Zatoki Pomorskiej incydentalne przesycenia wód tlenem. Także zbyt wysokie stężenia biogenów (azotu ogólnego we wszystkich JCWP oraz fosforu ogólnego w ujściach rzek oraz wodach przybrzeżnych), dodatkowo zdecydowały o złej ocenie wód. We wszystkich badanych JCWP najlepszą ocenę stanu uzyskano dla warunków tlenowych – tlenu rozpuszczonego przy dnie i odczynu wód. W przypadku Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Kamieńskiego wyniki oceny wód wskazują na stan dobry i bardzo dobry wskaźników charakteryzujących zawartość związków fosforu. Dla JCWP objętych monitoringiem diagnostycznym w latach 2011–2012 badano 11 wskaźników z grupy substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne). Na podstawie oceny przeprowadzonej w roku 2013 dla tych JCWP nie stwierdzono przekroczeń wartości granicznych dobrego stanu wód w tej grupie wskaźników. W oparciu o zasadę dziedziczenia wyniki tej oceny zostały wykorzystane do oceny stanu wód za 2013 rok.

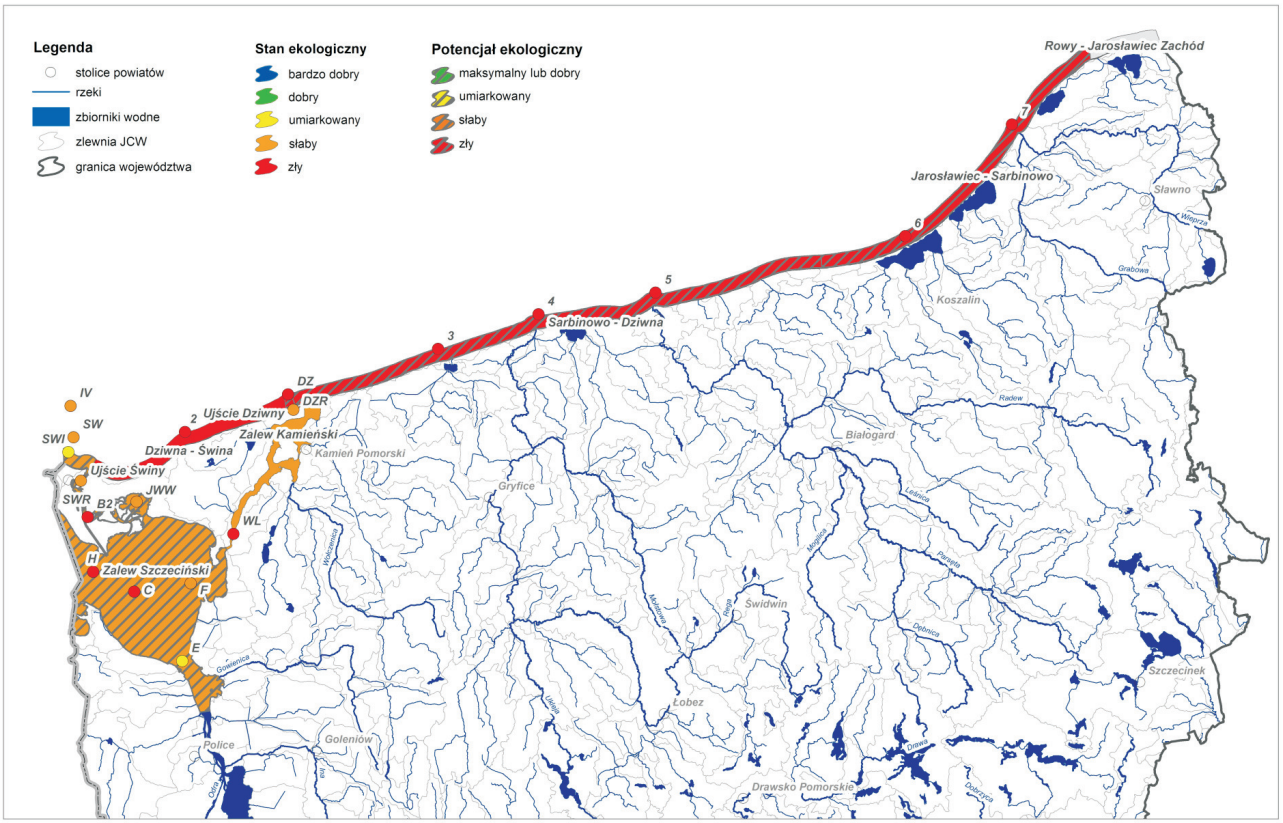
Ocena obszarów chronionych. W 2013 r. monitoring obszarów chronionych realizowano na:

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

W wyniku przeprowadzenia oceny stwierdzono, że dla wód przejściowych i przybrzeżnych nie zostały spełnione wymagania określone dla wymienionych obszarów chronionych.

Ocena stanu i potencjału ekologicznego wód została przeprowadzona na podstawie oceny stanu/potencjału wskaźników biologicznych, hydromorfologicznych oraz fizykochemicznych. Według oceny ekologicznej za rok 2013, wykonanej przez WIOŚ w Szczecinie, stan/potencjał ekologiczny 3 JCWP (Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Ujście Świny) uznano za słaby, a stan/potencjał ekologiczny 4 pozostałych JCWP (Dziwna-Świna, Ujście Dziwny, Sarbinowo-Dziwna, Jarosławiec-Sarbinowo) zakwalifikowano jako zły. O ocenie stanu i potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych zdecydowały złe oceny elementów biologicznych i fizykochemicznych we wszystkich JCWP. Wyniki oceny ekologicznej stanu wód naturalnych i potencjału wód sztucznie zmienionych, w układzie JCWP oraz stanowisk pomiarowych, wraz z wynikami ocen dla poszczególnych elementów jakości przedstawiono na rys. 1.3.2.

Ocena stanu chemicznego. Ocena stanu chemicznego wód została przeprowadzona w roku 2013 dla JCWP objętych monitoringiem diagnostycznym w latach 2011–2012. Badania objęły 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 JCWP. Po weryfikacji wyników pomiarów z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, a związki te jednocześnie występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej (endosulfan i nonylofenole). Ostatecznie wszystkim badanym JCWP przypisano stan chemiczny poniżej dobrego, o czym zadecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenylowego (PBDE), oktylofenolu i kationu tributylocyny. Jednak dla większości ocenianych wskaźników stanu chemicznego nie stwierdzono przekroczeń środowiskowych norm jako-



Rys. 1.3.2. Ocena stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2013 roku

ści dla stężeń średniorocznych i maksymalnych. Wyniki oceny stanu chemicznego w oparciu o zasadę dziedziczenia zostały wykorzystane do oceny stanu wód za 2013 rok.

Ocena stanu wód została oparta na wynikach oceny stanu/potencjału ekologicznego i stanu chemicznego. Na podstawie przeprowadzonych ocen dla wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych stwierdzono zły stan wód w 2013 roku.

Podsumowanie

W roku 2013 badania wód przejściowych i przybrzeżnych prowadzono na 19 stanowiskach, zlokalizowanych na 7 jednolitych częściach wód (JCWP), w tym na 13 stanowiskach wód przejściowych (4 JCW) oraz na 6 stanowiskach wód przybrzeżnych (3 JCWP).

Stan wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego, na podstawie badań prowadzonych w roku 2013 oraz w latach 2010–2012, sklasyfikowano jako zły w wyniku oceny przeprowadzonej dla jednolitych części wód oraz dla stanowisk pomiarowych.

Na podstawie badań przeprowadzonych w 2013 roku nie stwierdzono poprawy jakości wód w porównaniu z oceną za poprzednie lata. Porównując wyniki klasyfikacji poszczególnych wskaźników jakości wód w ostatnich latach obserwuje się wyraźny wzrost zawartości biogenów odpowiedzialnych za eutrofizację wód w wodach estuarium Odry. W przypadku wód przejściowych oraz pasa wód przybrzeżnych pomiędzy cieśniną Świny i Dziwny, odnotowano znaczący wzrost zawartości związków azotu, a w zalewach również wzrost stężeń fosforu ogólnego. W przypadku wód przybrzeżnych środkowego wybrzeża zawartość biogenów pozostawała na poziomie zbliżonym do lat ubiegłych.

Tabela 1.3.1. Wyniki oceny jakości jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego badanych w latach 2010–2012

LP	Nazwa JCW	Typ abiotyczny	Silnie zmieniona lub sztuczna JCWP (T/N)	Program monitoringu	Rok badań	Klasa elementów biologicznych	Klasa elementów hydromorfologicznych	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.1–3.5)	Klasa elementów fizykochemicznych – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (3.6)	STAN / POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STAN CHEMICZNY	Ocena spełnienia wymagań dla obszarów chronionych	STAN JCW
1	Zalew Szczeciński	2	T	MO	2010 2011 2012	IV	II	PPD	II	SŁABY	PSD	N	ZŁY
2	Zalew Kamieński	2	N	MD	2010 2011 2012	IV	I	PSD	II	SŁABY	PSD_SR	N	ZŁY
3	Ujście Dziwny	1	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	PSD_SR	N	ZŁY
4	Ujście Świny	1	T	MD	2010 2011 2012	IV	II	PPD	II	SŁABY	PSD_SR	N	ZŁY
5	Dziwna-Świna	2	N	MD	2010 2012	IV	I	PSD	II	SŁABY	PSD_SR	N	ZŁY
6	Sarbinowo-Dziwna	2	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	PSD_SR	N	ZŁY
7	Jarosławiec-Sarbinowo	3	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	PSD_SR	N	ZŁY

Tabela 1.3.2. Wyniki oceny jakości wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w punktach pomiarowo-kontrolnych badanych w latach 2010–2012

LP	Nazwa JCW	Silnie zmieniona lub sztuczna JCWP (T/N)	Program monitoringu	Rok badań	Klasa elementów biologicznych	Klasa elementów hydromorfologicznych	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.1–3.5)	Klasa elementów fizykochemicznych – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (3.6)	STAN / POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	Ocena spełnienia wymagań dla obszarów chronionych	STAN JCW
1	2	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15
1	Zalew Szczeciński – E	T	MO	2010 2011 2012	IV	II	PPD		SŁABY	N	ZŁY
2	Zalew Szczeciński – C	T	MD	2010 2011 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY

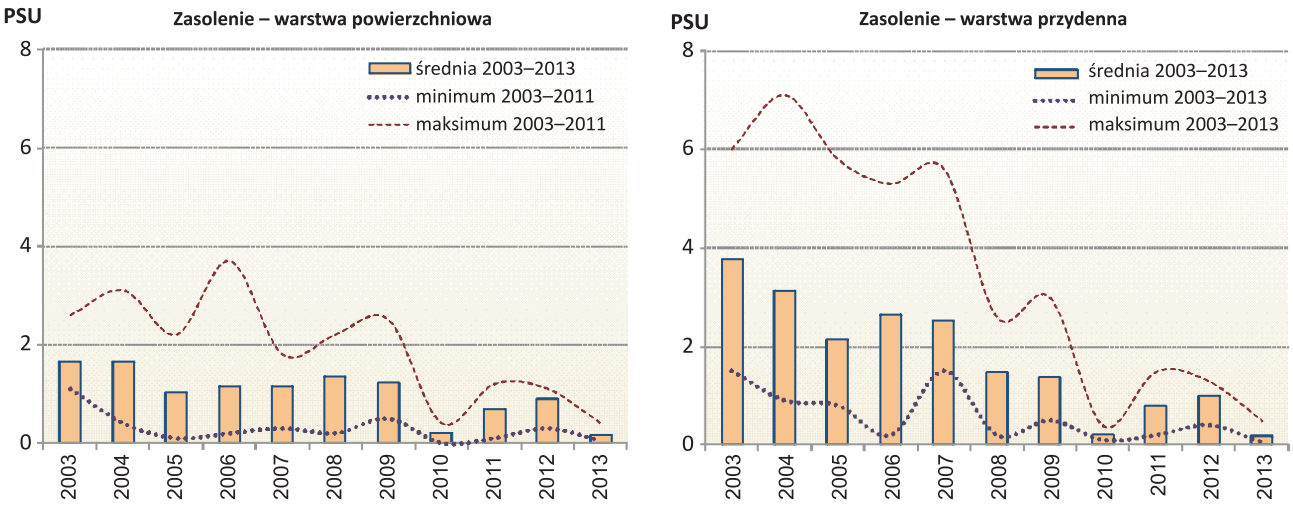
1	2	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15
3	Zalew Szczeciński – H	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY
4	Zalew Szczeciński – F	T	MD	2010 2011	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY
5	Zalew Szczeciński – B2	T	MD	2010 2011	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY
6	Zalew Szczeciński – JWW	T	MD	2010 2011	IV	II	PPD	II	SŁABY	N	ZŁY
7	Zalew Szczeciński – SWR	T	MO	2010 2011 2012	IV	II	PPD		SŁABY	N	ZŁY
8	Zalew Kamieński – WL	N	MD	2010 2012	V	I	PSD	II	ZŁY	N	ZŁY
9	Zalew Kamieński – DZR	N	MO	2010 2012	IV	I	PSD		SŁABY	N	ZŁY
10	Ujście Dziwny – DZ	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY
11	Ujście Świny – SW	T	MD	2010 2011 2012	IV	II	PPD	II	SŁABY	N	ZŁY
12	Ujście Świny – IV	T	MO	2010 2011 2012	IV	II	PPD		SŁABY	N	ZŁY
13	Dziwna-Świna – 2	N	MD	2010 2012	IV	I	PSD	II	SŁABY	N	ZŁY
14	Sarbinowo-Dziwna – 3	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY
15	Sarbinowo-Dziwna – 4	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY
16	Sarbinowo-Dziwna – 5	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY
17	Jarosławiec-Sarbinowo – 6	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY
18	Jarosławiec-Sarbinowo– 7	T	MD	2010 2012	V	II	PPD	II	ZŁY	N	ZŁY

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 przeprowadzenie analizy zmian jakości wód Zalewu Szczecińskiego i Zatoki Pomorskiej. Zmiany stężeń wspólnie badanych wskaźników zostały omówione na przykładzie wyników badań prowadzonych na stanowisku C (Zalew Szczeciński) oraz na stanowisku IV (Zatoka Pomorska) w latach 2003–2013.

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 rzecznymi, 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 wzrost w latach 2003–2004, po którym w kolejnych latach obserwowano systematyczny spadek zasolenia do wartości minimalnej w 2010 r. Rok 2013 również charakteryzował się wyraźnie niższym zasoleniem od wcześniejszych lat (rys. 1.3.3).

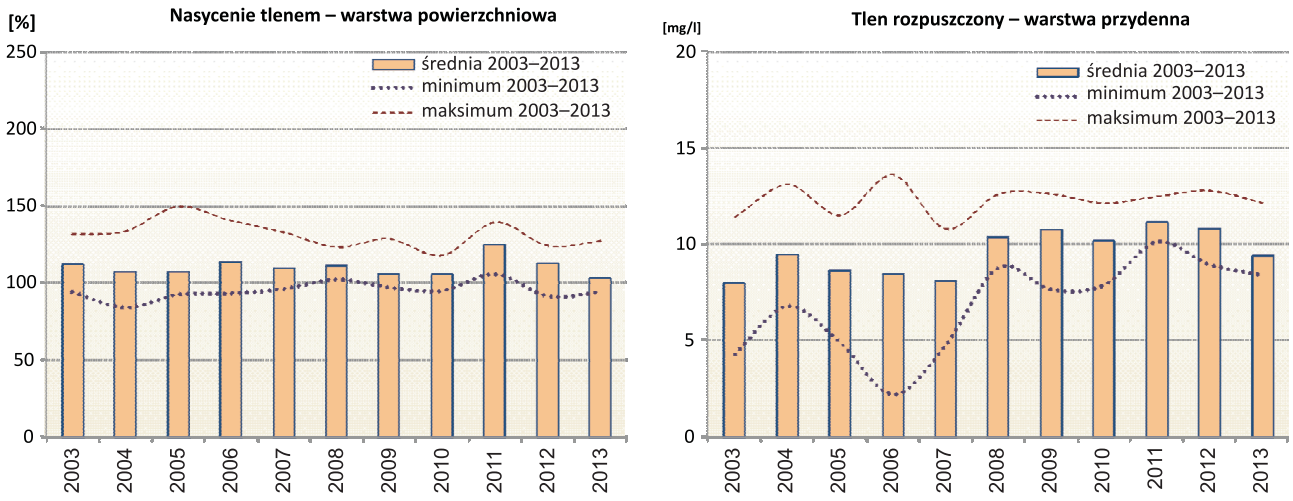


Rys. 1.3.3. Długookresowe zmiany zasolenia wód na stanowisku C Zalewu Szczecińskiego – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad

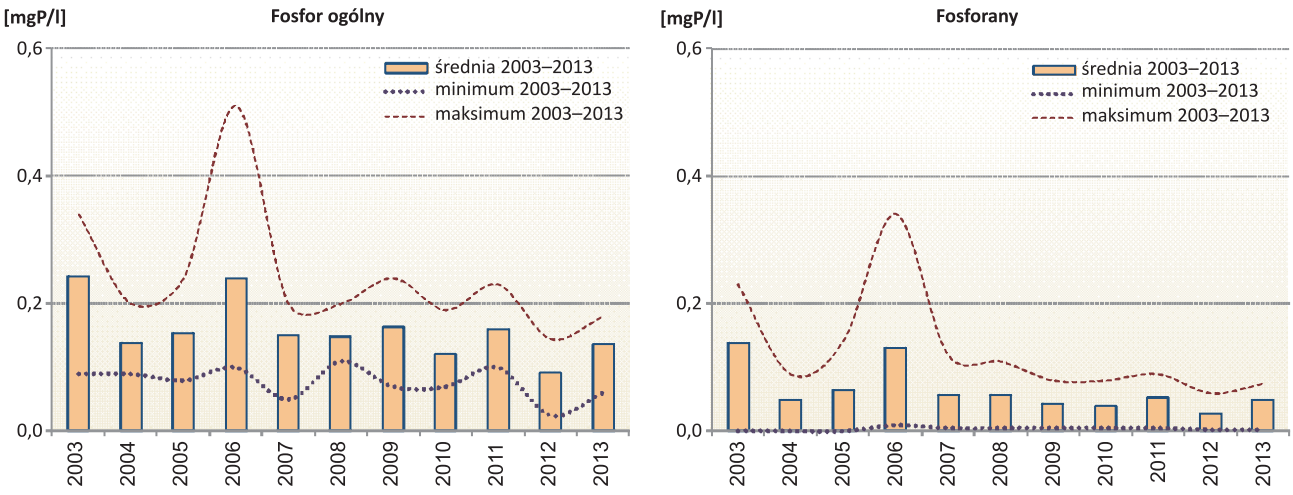
Zmiany sezonowe stopnia natlenienia wód związane są z czynnikami klimatycznymi oraz intensywnością produkcji pierwotnej, a zakwitom fitoplanktonu towarzyszą okresy podwyższonego natlenienia wód w warstwie powierzchniowej. Średnioroczne nasycenie wód w warstwie powierzchniowej utrzymuje się na poziomie powyżej 100%. W warstwie przydennej natlenienie wód jest wyraźnie niższe, ale zawartość tlenu w warstwie przydennej pozostaje wysoka (rys. 1.3.4).

Pomimo wahań, które mogą być związane ze zmianami warunków hydrologicznych w poszczególnych latach, obserwuje się powolny spadek zawartości związków fosforu w Zalewie Szczecińskim. Wiosną obserwowano najniższe stężenia związków fosforu, które w sezonie letnim osiągają wartości maksymalne, aby ulec ponownie zmniejszeniu w miesiącach jesiennych. Wartości średnioroczne stężeń fosforu ogólnego i ortofosforanów odnotowane w 2013 r. były niższe niż średnia z dziesięciolecia (rys. 1.3.5).

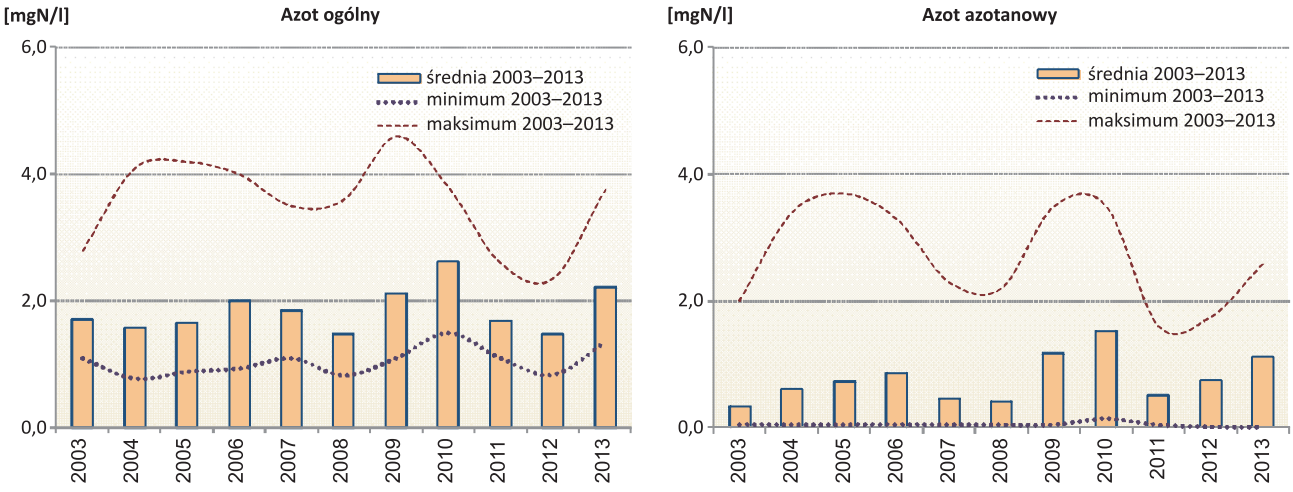
Zawartość związków azotu również wykazuje wyraźną zmienność sezonową. Spadek zawartości związków azotu był związany z intensywnym rozwojem fitoplanktonu. Najwyższe stężenia azotu ogólnego i azotanowego uzyskiwano wiosną przed szczytem sezonu wegetacyjnego. Zawartość azotu ogólnego osiągała najniższe wartości w szczycie



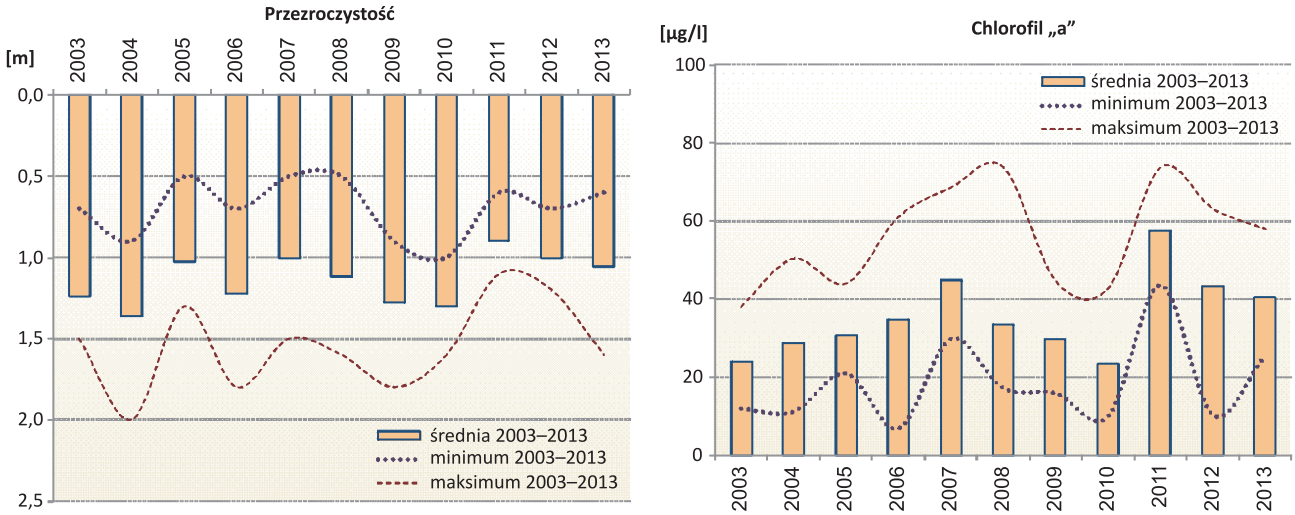
Rys. 1.3.4. Długookresowe zmiany natlenienia wód na stanowisku C Zalewu Szczecińskiego – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad



Rys. 1.3.5. Długookresowe zmiany zawartości związków fosforu na stanowisku C Zalewu Szczecińskiego – wartości średniorocz-ne z okresu kwiecień–listopad



Rys. 1.3.6. Długookresowe zmiany zawartości związków azotu na stanowisku C Zalewu Szczecińskiego – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad



Rys. 1.3.7. Długookresowe zmiany stężeń chlorofilu „a” oraz przezroczystości wód na stanowisku C Zalewu Szczecińskiego – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad

okresu wegetacyjnego. W ostatnich latach obserwowano wahania poziomu stężeń związków azotu, zależne od warunków hydrometeorologicznych w danym roku (rys. 1.3.6).

Z intensywnością rozwoju fitoplanktonu związane były również sezonowe zmiany przezroczystości wód. Spadek przezroczystości następował w okresach intensywnych zakwitów glonów oraz wyższych stężeń chlorofilu. Chociaż w 2011 roku na stanowisku C odnotowano najniższą w ciągu ostatniego dziesięciolecia średnioroczną wartość przejrzystości wód, to w 2013 roku przezroczystość uległa poprawie (rys. 1.3.7).Stężenia chlorofilu „a” w wodach Zalewu Szczecińskiego wykazywały zmienność sezonową zależną od aktualnych warunków klimatycznych. Zwiększoną zawartości chlorofilu „a” odnotowano w miesiącach wiosennych oraz we wrześniu, a najniższe stężenia obserwowano w miesiącach letnich. Chociaż można było stwierdzić tendencję spadkową wartości stężeń chlorofilu „a”, to od 2011 roku wartości średnioroczne pozostają powyżej średniej z dziesięciolecia (rys. 1.3.7).

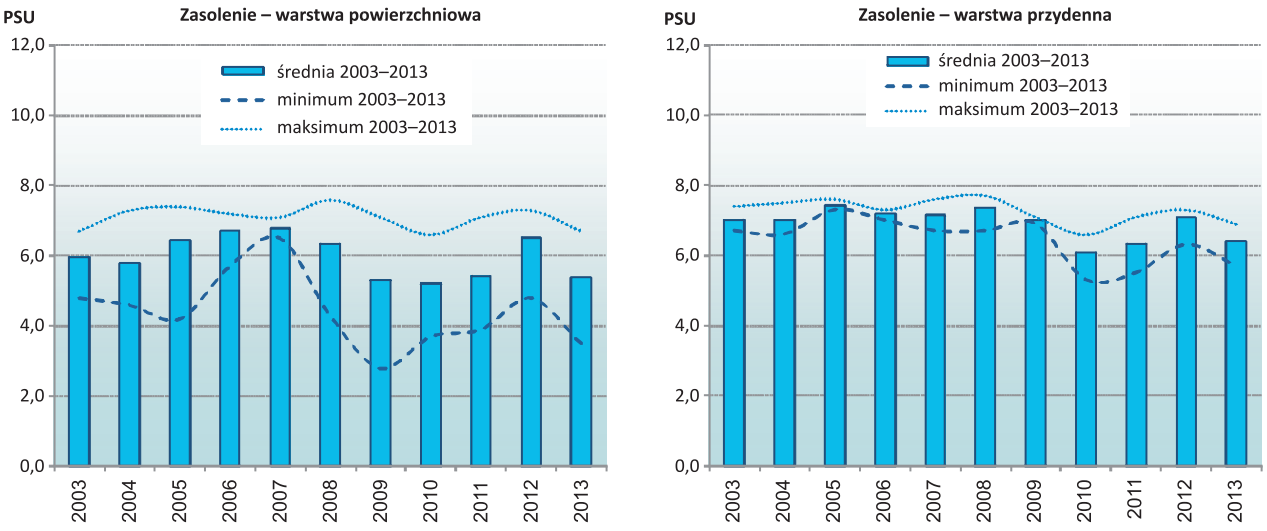
Jakość wód Zatoki Pomorskiej

Zasolenie wód Zatoki Pomorskiej kształtowane jest w pasie przybrzeżnym przez wielkość odpływu słodkich wód rzecznych oraz wlewy ciężkich słonych wód z Morza Północnego. Obserwowane są wyraźne zmiany sezonowe związane z występowaniem sztormów sprzyjających mieszaniu się wód. Warstwa przydenna charakteryzowała się większym zasoleniem niż powierzchniowa, jak również większą stałością wartości zasolenia. Rok 2013 charakteryzował się stosunkowo niskim zasoleniem, nie przekraczającym średniej z dziesięciolecia (rys.1.3.8).

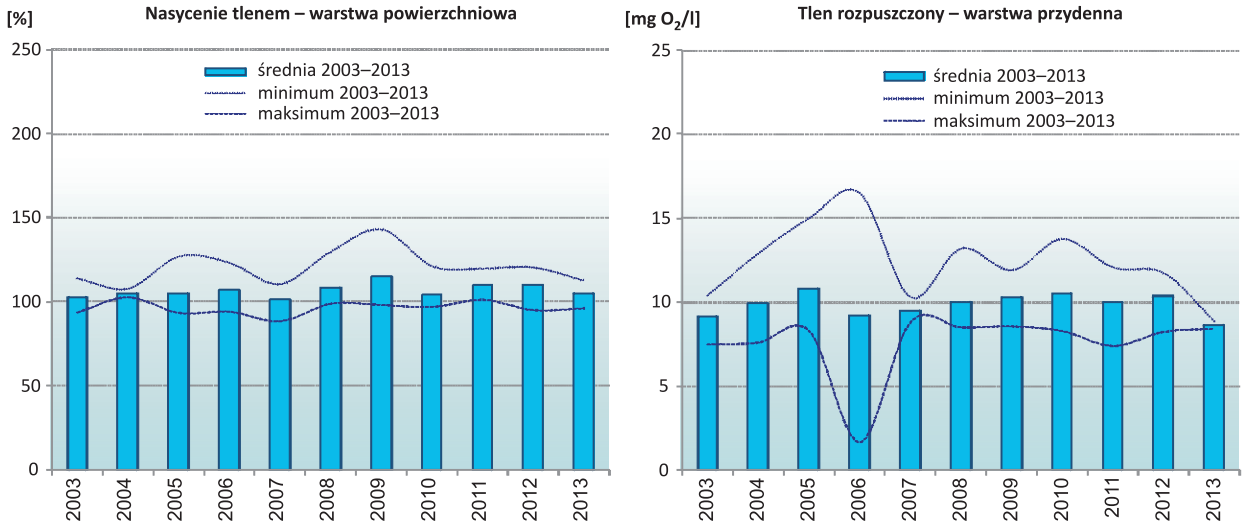
Natlenienie wód Zatoki Pomorskiej uzależnione jest od warunków meteorologicznych w danym roku oraz od związanej z nimi intensywności rozwoju fitoplanktonu. Zawartość tlenu ulegała naturalnym zmianom sezonowym. Wraz ze wzrostem temperatury w kolejnych miesiącach sezonu badawczego malała zawartość tlenu rozpuszczonego w wodach akwenu. Największe natlenienie wód obserwowane było w warstwie powierzchniowej w okresach intensywnych zakwitów fitoplanktonu (rys. 1.3.9).

Sezonowe zmiany zawartości związków biogennych w wodach Zatoki Pomorskiej związane były z wyczerpywaniem się tych składników w trakcie trwania sezonu wegetacyjnego, a intensywność obserwowanych zmian związana była z warunkami klimatycznymi. Zmiany zawartości związków fosforu wykazywały typowe zmiany sezonowe, charakteryzujące się intensywnym spadkiem zawartości związków fosforu na początku okresu wegetacyjnego i następnie wzrostem w miesiącach letnich. Wyniki z ostatnich lat wskazują na stopniowe zmniejszanie się zawartości fosforu ogólnego i fosforanów w wodach Zatoki Pomorskiej. W 2013 roku stężenia średnioroczne związków fosforu kształtowały się poniżej średniej z wielolecia (rys.1.3.10).

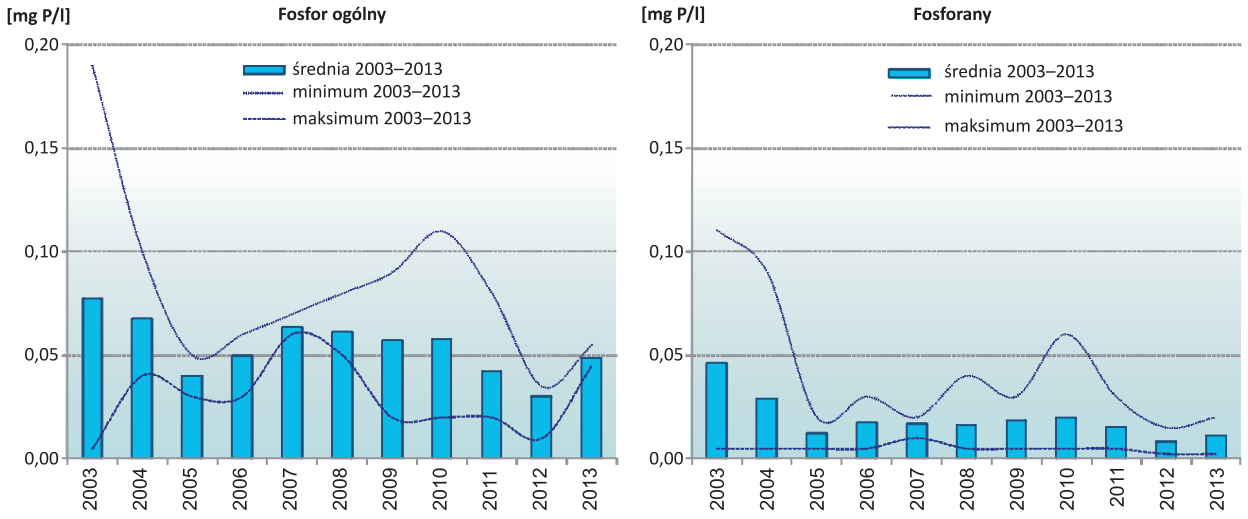
Stężenia związków azotu ulegały przemianom sezonowym, uwarunkowanym z jednej strony przez ładunki odprowadzane wodami rzecznymi, a z drugiej strony wyczerpywaniem tych substancji w okresie wegetacyjnym. Wyraźny



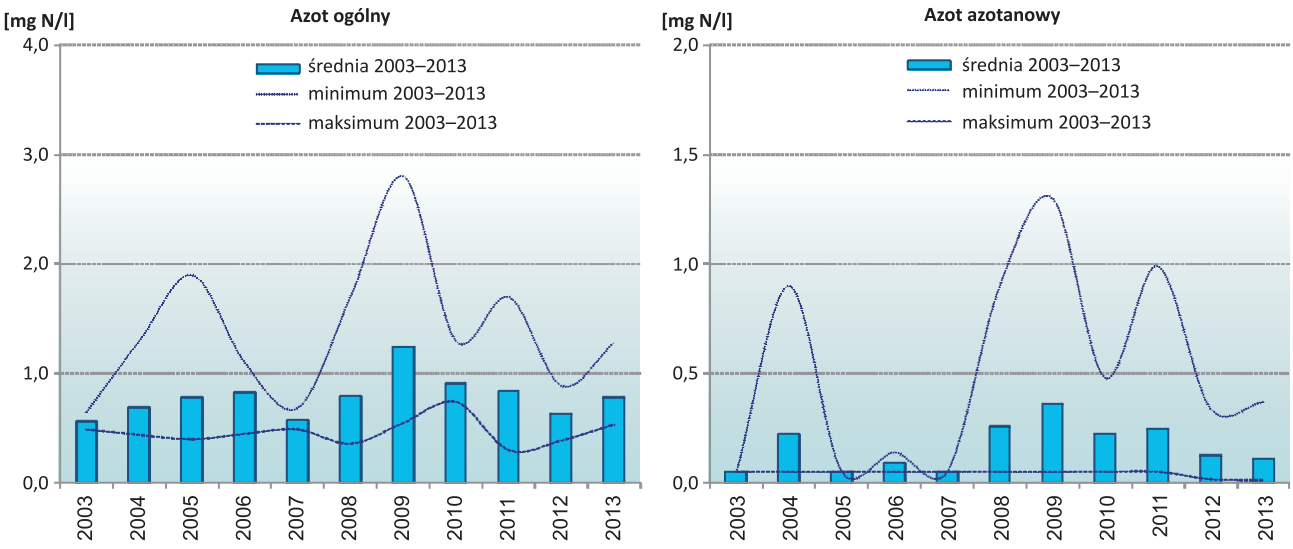
Rys. 1.3.8. Długookresowe zmiany zasolenia wód na stanowisku IV Zatoki Pomorskiej – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad



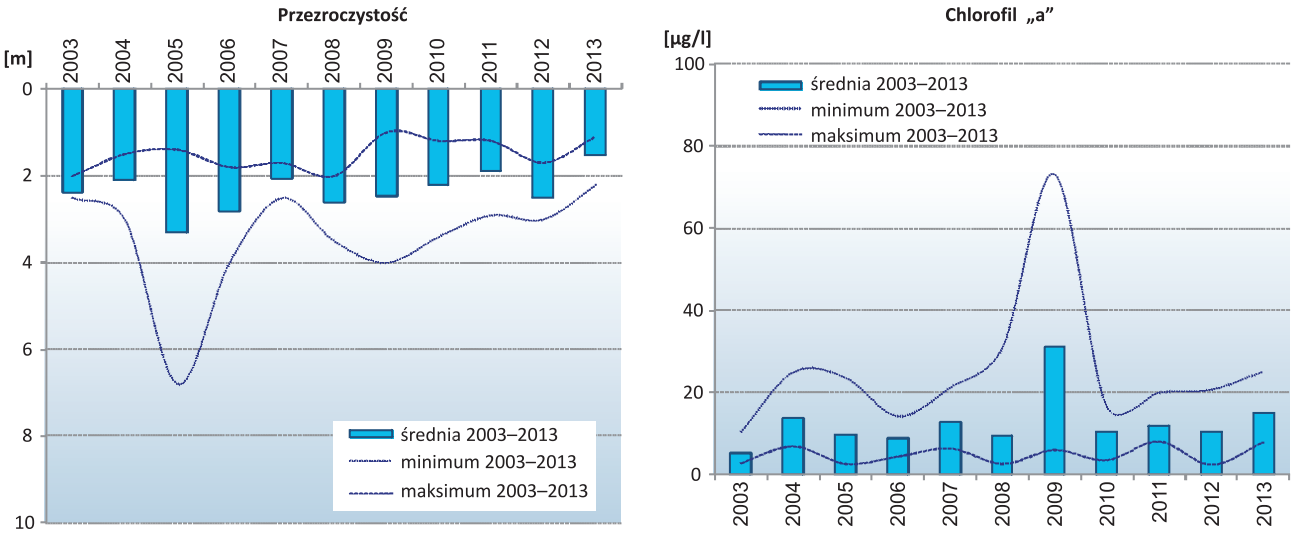
Rys. 1.3.9. Długookresowe zmiany natlenienia wód na stanowisku IV Zatoki Pomorskiej – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad



Rys. 1.3.10. Długookresowe zmiany zawartości związków fosforu na stanowisku IV Zatoki Pomorskiej – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad



Rys. 1.3.11. Długookresowe zmiany zawartości związków azotu na stanowisku IV Zatoki Pomorskiej – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad



Rys. 1.3.12. Długookresowe zmiany przejrzystości wód oraz stężenia chlorofilu „a” na stanowisku IV Zatoki Pomorskiej – wartości średnioroczne z okresu kwiecień–listopad

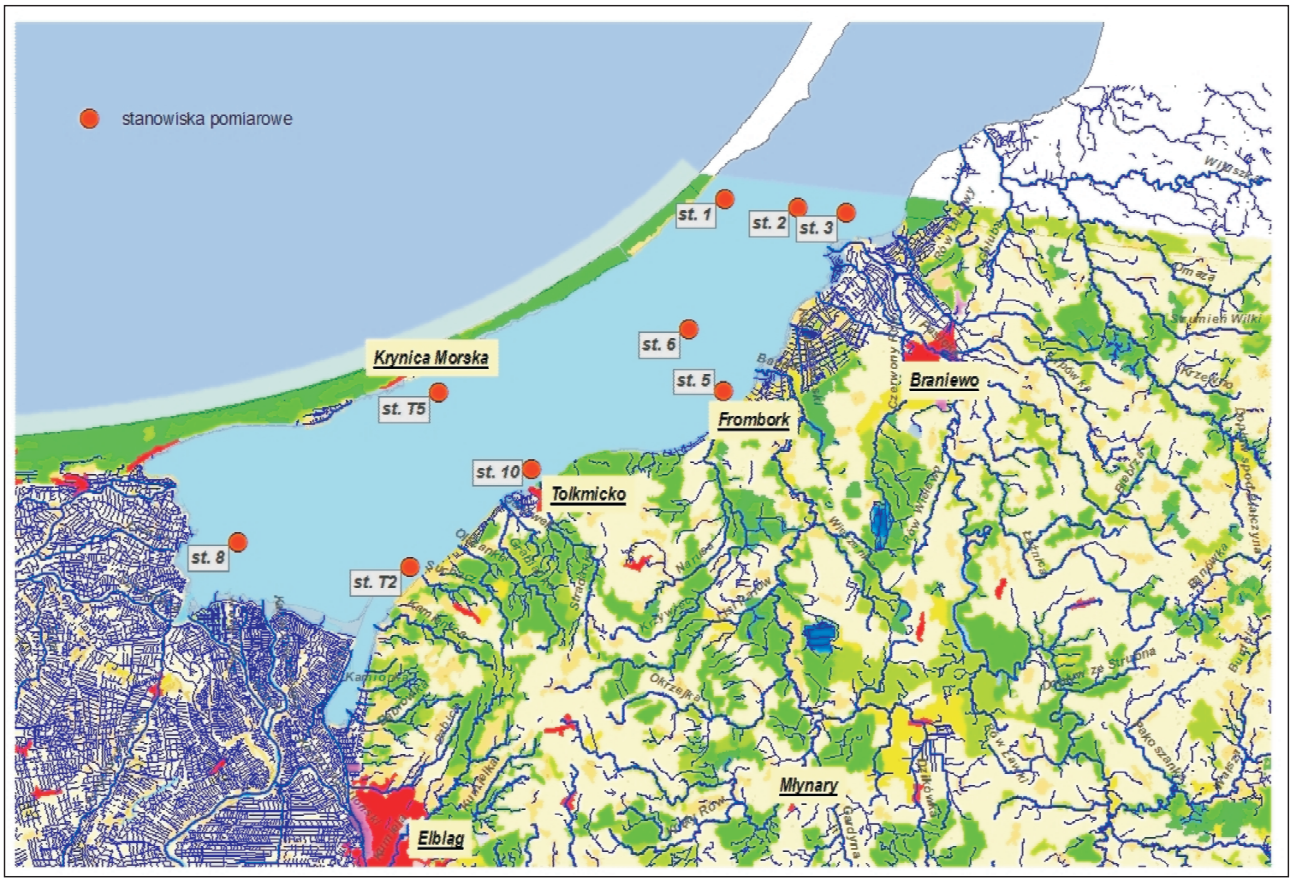
spadek zawartości związków azotu obserwowano w miesiącach letnich, a już wczesną jesienią następował ponowny wzrost. W ostatnich latach obserwowany był systematyczny spadek zawartości azotanów i azotu ogólnego w wodach Zatoki Pomorskiej. W 2013 roku średnioroczne stężenia azotu azotanowego były niższe od wartości średnich z dziesięciolecia (rys. 1.3.11).

Z intensywnością produkcji pierwotnej związane były również zmiany sezonowe przezroczystości wód w poszczególnych miesiącach. W okresie najintensywniejszego zakwitu fitoplanktonu, odnotowano największy spadek widzialności krążka Secchiego. Przezroczystość wód wzrastała wraz z odległością od linii brzegowej, co można tłumaczyć malejącym wpływem wód Zalewu Szczecińskiego i Odry na wody Zatoki Pomorskiej (rys.1.3.12).

Stężenia chlorofilu „a”, będącego parametrem umożliwiającym ocenę intensywność produkcji pierwotnej w wodach, wykazywały zmienność sezonową polegającą na podwyższonej zawartości w miesiącach wiosennych oraz wyraźnym spadku w pozostałych okresach. Poza rokiem 2009, kiedy odnotowano wartość maksymalną, średnioroczne stężenia chlorofilu „a” na przestrzeni ostatnich lat oscylowały wokół średniej wieloletniej, nie wykazując wyraźnych tendencji zmian (rys.1.3.12).

1.4. Ocena wód przejściowych województwa warmińsko-mazurskiego

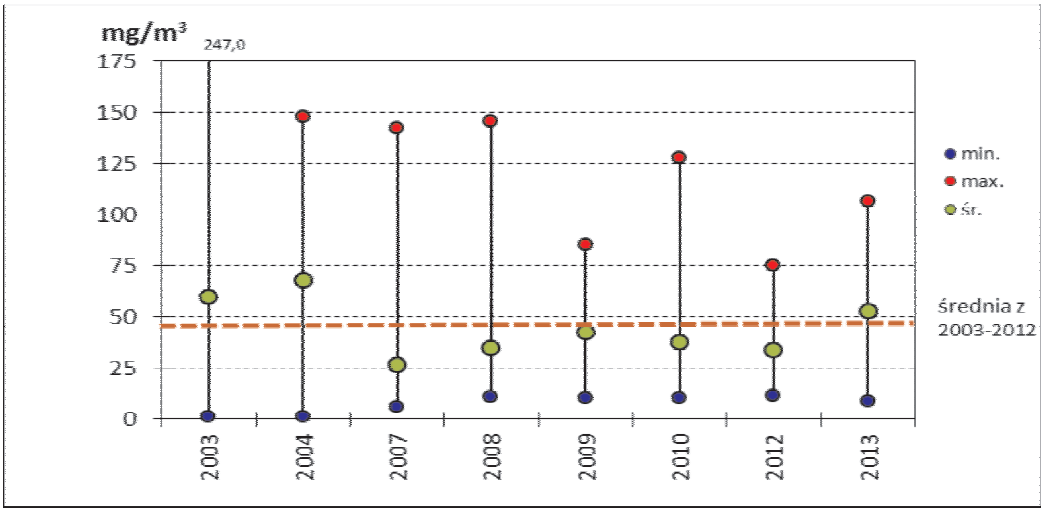
W 2013 roku badania Zalewu Wiślanego prowadzono w ramach **monitoringu badawczego** na 9 stanowiskach pomiarowych (rys. 1.4.1). Program badań obejmował wykonanie badań biologicznych (fitoplanktonu, makroglonów i okrytozalążkowych, makrobezkręgowców bentosowych) oraz wskaźników fizykochemicznych, w zakresie wymaganym rozporządzeniem Ministra Środowiska z 21 listopada 2013 roku (Dz. U. 2013 poz. 1558) zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (tab. 1.4.1). Do wykonania oceny stanu JCW w 2013 roku, w przypadku wskaźników niebadanych w 2013 roku, wykorzystano wyniki pochodzące z lat 2011–2012. Stan ekologiczny oraz stan wód JCW Zalew Wiślany oceniono jako zły.



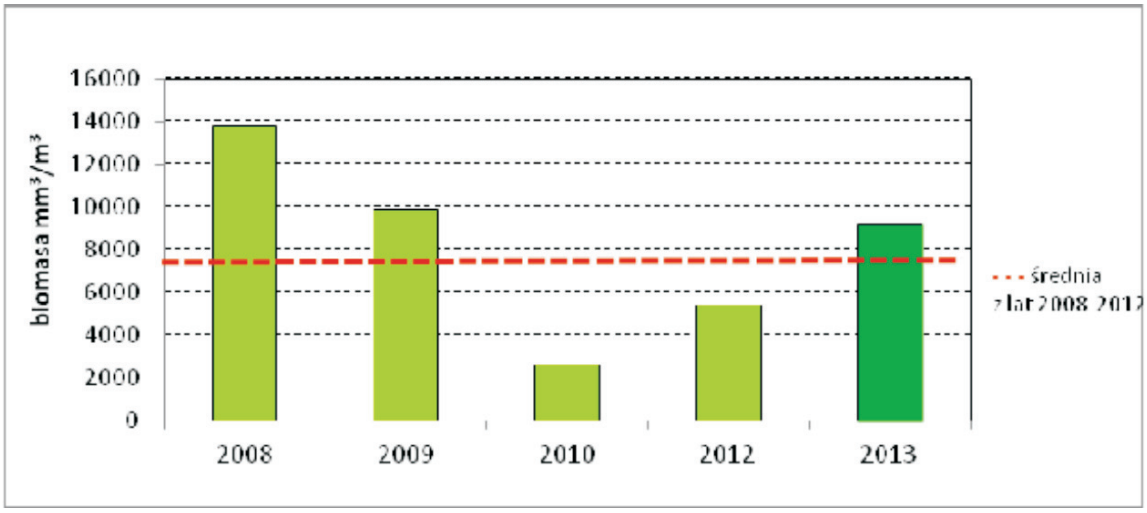
Rys. 1.4.1. Lokalizacja stanowisk poboru próbek na Zalewie Wiślanym.

Elementy biologiczne. W 2013 roku wykonano badania fitoplanktonu (oznaczono chlorofil a oraz liczebność i biomasę), makroglonów i okrytozalążkowych (oznaczono skład gatunkowy i biomasę), makrobezkręgowców bentosowych (wyliczono multimetryczny indeks B). Ocenę elementów biologicznych wykonano w oparciu o średnią wartość chlorofilu a (V klasa) i indeksu B (V klasa). Wykorzystano również, pochodzące z 2011 roku, badania ichtiofauny (wskaźnik SI mieścił się w zakresie III klasy). Elementy biologiczne zaklasyfikowano do V klasy.

Badania fitoplanktonu prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych. Ocenę jakości wykonano w oparciu o chlorofil a. W niniejszym opracowaniu zaprezentowano stężenia chlorofilu a oraz wartości biomasy (bioobjętości) całkowitej fitoplanktonu w 2013 roku w odniesieniu do lat 2003–2012. Zarówno średnie stężenia chlorofilu a, jak i średnie wartości biomasy były zbliżone do średnich wartości z lat 2003–2012. Liczba gatunków oznaczonych w 2013 roku (111) była znacznie wyższa, niż notowana w latach poprzednich (66 w 2012 roku, 75 w 2010). Średnia wartość chlorofilu a wyniosła 53,09 mg/l, co odpowiada V klasie.



Rys. 1.4.2. Stężenie chlorofilu a w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008–2013 (wartości średnie i ekstremalne z IV–X)



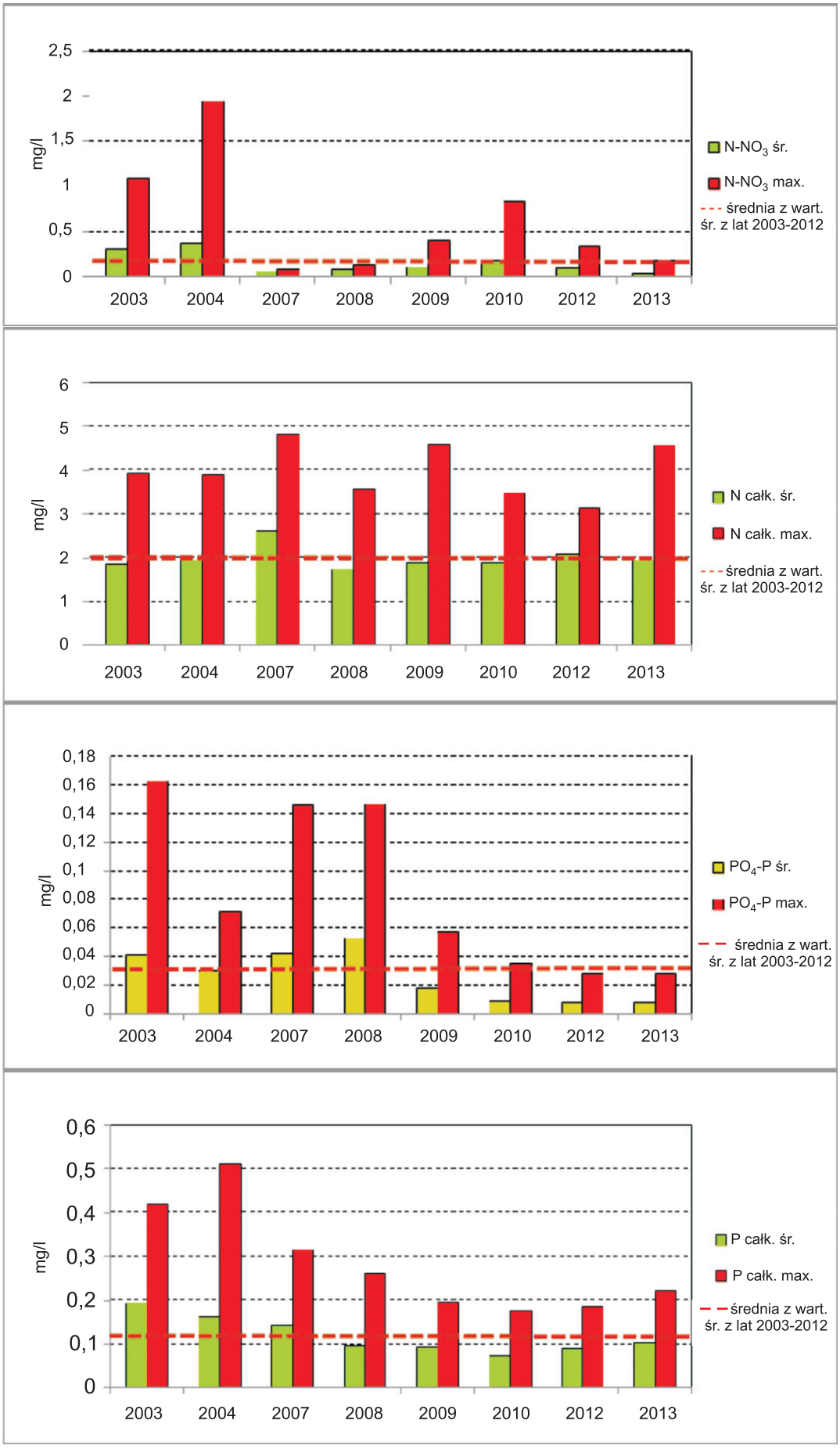
Rys. 1.4.3. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008–2013 (średnie z IV–X)

W 2013 roku badania **makroglonów i okrytozalążkowych** wykonano dwukrotnie w trakcie sezonu wegetacyjnego (na przełomie czerwca i lipca podczas szczytu rozwoju roślin) oraz we wrześniu (w okresie spowolnionego wzrostu). Obserwacje florystyczne prowadzono na 34 stanowiskach, na których w latach 2011–2012 występowały rośliny. W trakcie badań czerwcowych zidentyfikowano 13 taksonów, natomiast we wrześniu 4 taksony. Klasyfikacji wskaźnika SM nie wykonano ze względu na brak granic klas jakości ekologicznej dla JCW Zalew Wiślany.

Badania makrobezkregowców bentosowych prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych. W pobranych próbkach oznaczono 4 taksony wykorzystane do obliczeń wskaźnika B (*Chironomus plumosus, Marenzelleria neglecta, Dreissenna polymorpha, Haplotaxidae sp.)*. Na stanowisku 10 (wysokość Tolkmicka) zaobserwowano obecność obcego gatunku – Rangii cuneaty. Wartość wskaźnika B wyniosła 1,18 wobec czego elementowi biologicznemu przypisano V klasę.

Elementy hydromorfologiczne. Zgodnie z przyjętą zasadą nadania wodom niewyznaczonym, w oparciu o przegląd warunków hydromorfologicznych, jako sztuczne lub silnie zmienione I klasy w zakresie elementów hydromorfologicznych, JCW Zalew Wiślany, w zakresie elementów hydromorfologicznych, przypisano I klasę (bardzo dobry stan ekologiczny).

Badania wskaźników fizykochemicznych z grupy 3.1–3.5 prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych. Ocenę elementów fizykochemicznych wykonano w oparciu o wyniki z 2013 roku. Jedynie w przypadku ogólnego węgla organicznego, wykorzystano wyniki z roku 2012. Stan elementów fizykochemicznych został oceniony poniżej dobrego (PSD) ze względu na niewielką przezroczystość wód, występujące okresowo przesycenie wód tlenem, zasadowy odczyn wód oraz wysokie stężenia ogólnego węgla organicznego i azotu ogólnego. Stężenia związków biogennych,



Rys. 1.4.4. Zmiany stężeń związków azotu i fosforu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2003–2013

z wyjątkiem azotu ogólnego, odpowiadały I lub II klasie. Cały zbiór wyników, w 2013 roku, pochodził z sezonu wegetacyjnego (V–X), a więc okresu, w którym biogeny są intensywnie wykorzystywane, w niektórych przypadkach do poziomu granicy oznaczalności metody analitycznej. Ze względu na wyjątkowo długi okres zlodzenia, trwający w 2013 roku niemal do końca kwietnia, nie wykonano badań biogenów w okresie zimowym.

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 została przeniesiona z roku 2012 (w 2013 roku nie wykonywano badań substancji syntetycznych i niesyntetycznych). Stan elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 został oceniony jako dobry ze względu na stężenia boru i fenoli lotnych.

Ocena chemiczna elementów z grupy 4.1 (substancje priorytetowe) i 4.2 (wskaźniki innych substancji zanieczyszczających) została przeniesiona z roku 2012. Stan chemiczny Zalewu Wiślanego oceniono jako dobry. Ocenę stanu chemicznego wód Zalewu Wiślanego wykonano w oparciu o badania wykonane w 2012 roku na trzech stanowiskach (2, 6 i 8). W związku z brakiem możliwości analitycznych, z wymaganego rozporządzeniem zakresu, nie wykonano oznaczeń benzenu, bromowanego difenyloeteru, diuronu i izoproturonu. Z oceny wykluczono endosulfan oraz pentachlorobenzen ze względu na granicę oznaczalności przekraczającą 100% normy. Dla oznaczonych wskaźników z grup 4.1–4.2 dysponowano 4 wynikami, co spowodowało nadanie oznaczeniom niskiego poziomu ufności. W odniesieniu do rtęci nie zostały dotrzymane środowiskowe normy jakości. Nie obniżyło to jednak klasyfikacji stanu chemicznego. Skorzystano z zapisu zezwalającego na uwzględnienie w ocenie wskaźnika naturalnego tła hydrogeochemicznego, które w oparciu o dane literaturowe, w przypadku rtęci, wynosi 0,03–1 mg/l. Średnie i maksymalne stężenie w ppk Zalew Wiślany – stan. 6, w którym stwierdzono przekroczenie, wyniosło odpowiednio 0,0543 i 0,115 mg/l, a wart. max. w odniesieniu do JCW – 0,115 mg/l.

Ocena obszarów chronionych. W 2013 roku wykonano ocenę JCW Zalew Wiślany w zakresie spełniania wymagań obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych. W oparciu o badania jakości wód wykonane w punktach pomiarowo-kontrolnych stwierdzono niespełnienie wymagań w powyższym zakresie (zły stan ekologiczny).

Porównanie wyników oceny jakości wód Zalewu Wiślanego w latach 2007–2013

Tabela 1.4.1. Ocena jakości wód Zalewu Wiślanego w latach 2007–2013

Rok badań	Klasyfikacja poszczególnych elementów jakości wód Zalewu Wiślanego w latach 2007-2013								
	Elementy biologiczne			Elementy hydromorfo-logiczne	Elementy fizykochemiczne wspierające elementy biologiczne	Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne	Stan ekologiczny	Stan chemiczny	Stan JCW Zalew Wiślany
2007	Fitoplankton		III klasa stan umiarko-wany	I klasa	poniżej stanu dobrego (PSD) ze względu na wartości przezroczystości, nasycenia tlenem, BZT5, OWO, pH, azotu amonowego, azotu ogólnego, fosforanów, fosforu ogólnego.	PSD	III klasa stan umiarkowany	Dobry	Zły
	chlorofil "a"	III klasa stan umiarkowany							
2008	Fitoplankton		V klasa stan zły	I klasa	poniżej stanu dobrego (PSD) ze względu na wartości przezroczystości, nasycenia tlenem, BZT5, OWO, pH, azotu ogólnego, fosforanów.	PSD	V klasa stan zły	Dobry	Zły
	chlorofil "a"	IV klasa stan słaby							
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	wskaźnik B	V klasa stan zły							
2009	Fitoplankton		V klasa stan zły	I klasa	poniżej stanu dobrego (PSD) ze względu na wartości przezroczystości, nasycenia tlenem, BZT5, OWO, azotu ogólnego, fosforanów.	PSD	V klasa stan zły	Dobry	Zły
	chlorofil "a"	IV klasa stan słaby							
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	wskaźnik B	V klasa stan zły							
2010	Fitoplankton		V klasa stan zły	I klasa	poniżej stanu dobrego (PSD) ze względu na wartości przezroczystości, nasycenia tlenem, BZT_5, OWO, pH, azotu amonowego, azotu azotanowego, azotu mineralnego, azotu ogólnego, fosforu ogólnego	Nie badano	V klasa stan zły	Nie badano	Zły
	chlorofil "a"	IV klasa stan słaby							
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	wskaźnik B	V klasa stan zły							
2011	Fitoplankton		V klasa stan zły	I klasa	poniżej stanu dobrego (PSD) ze względu na wartości przezroczystości, nasycenia tlenem, BZT5, OWO, pH, azotu amonowego, azotu azotanowego, azotu mineralnego, azotu ogólnego, fosforu ogólnego	Nie badano	V klasa stan zły	Nie badano	Zły
	chlorofil "a"	IV klasa stan słaby							
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	wskaźnik B	V klasa stan zły							
	Ichtiofauna								
	wskaźnik SI	III klasa stan umiarkowany							
2012	Fitoplankton		V klasa stan zły	I klasa	poniżej stanu dobrego (PSD) ze względu na wartości przezroczystości, tlenu rozpuszczonego nad dnem, OWO, nasycenia powierzchniowej warstwy wód tlenem, azotu amonowego, azotu ogólnego	II klasa	V klasa stan zły	Dobry	Zły
	chlorofil "a"	IV klasa stan słaby							
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	wskaźnik B	V klasa stan zły							
	Ichtiofauna								
	wskaźnik SI	III klasa stan umiarkowany							
2013	Fitoplankton		V klasa stan zły	I klasa	poniżej stanu dobrego (PSD) ze względu na wartości przezroczystości, tlenu rozpuszczonego nad dnem, nasycenia wód tlenem, OWO, azotu amonowego, azotu ogólnego	II klasa	V klasa stan zły	Dobry	Zły
	chlorofil "a"	IV klasa stan słaby							
	Makrobezkręgowce bentosowe								
	wskaźnik B	V klasa stan zły							
	Ichtiofauna								
	wskaźnik SI	III klasa stan umiarkowany							

2. Wody otwartego morza – Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej

2.1. Wstęp

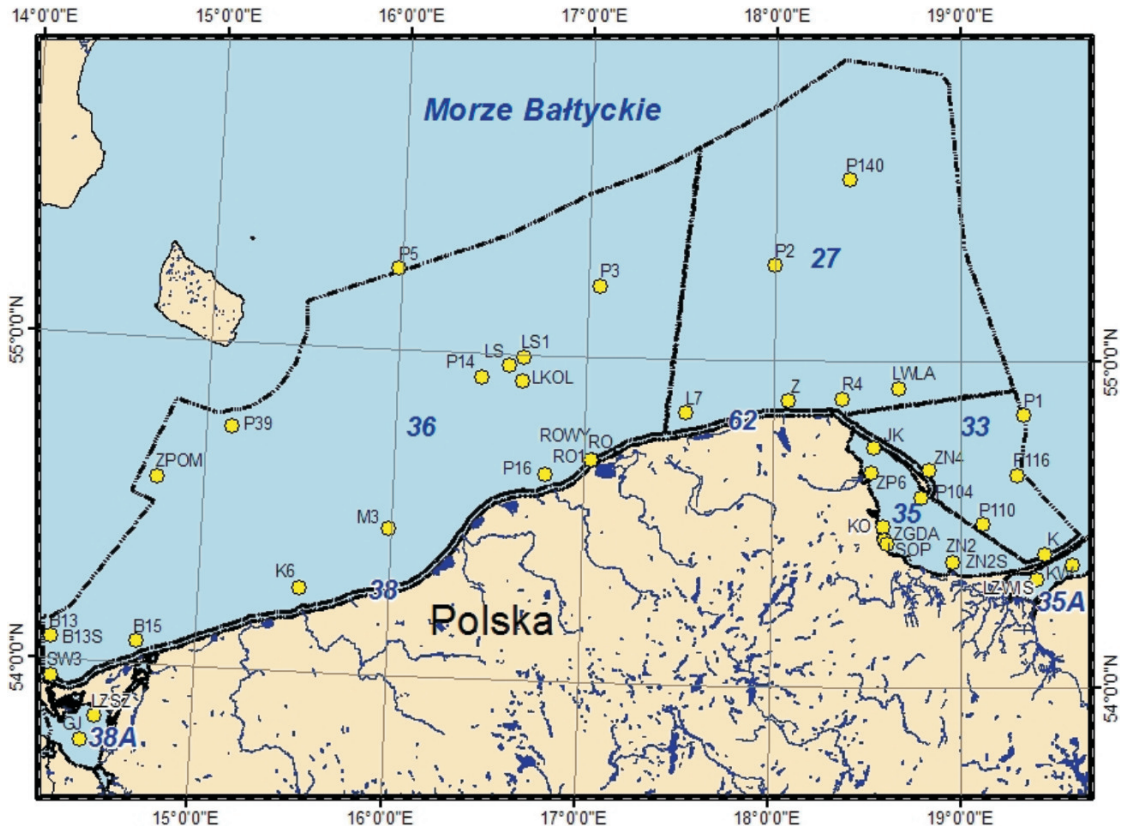
Poprawa stanu środowiska Morza Bałtyckiego jest problemem, w którego rozwiązanie zaangażowane są wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Ramy formalne tego celu uregulowane są w zobowiązaniach względem ustaleń Konwencji Helsińskiej (o ochronie środowiska morskiego Bałtyku), a od chwili przystąpienia do Wspólnoty Europejskiej, także w unijnych aktach prawnych, z których jednym z podstawowych jest Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM, 2008/56/WE) odnosząca się do zrównoważonego wykorzystywania mórz zintegrowanego z zachowaniem ekosystemów morskich w stanie jak najmniej zmienionym. Jej podstawowymi celami są: (i) ochrona i zachowanie środowiska morskiego, (ii) zapobieganie pogarszaniu się stanu środowiska morskiego oraz (iii) poprawa i docelowo osiągnięcie **dobrego stanu środowiska** (*Good Environmental Status* – GES). Zgodnie z definicją RDSM przez dobry stan środowiska należy rozumieć: „…*taki stan środowiska wód morskich tworzących zróżnicowane i dynamiczne pod względem ekologicznym oceany i morza, które są czyste, zdrowe i urodzajne w odniesieniu do panujących w nich warunków, zaś wykorzystanie środowiska morskiego zachodzi na poziomie, który jest zrównoważony i gwarantuje zachowanie możliwości użytkowania i prowadzenia działań przez obecne i przyszłe pokolenia*". Wspólnota Europejska stawia przed krajami członkowskimi ambitny cel w zakresie osiągnięcia dobrego stanu środowiska wód morskich do 2020 roku. Proces dojścia do tego celu ujęty został w Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM, 2008/56/WE), a kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich zostały określone w Decyzji Komisji Europejskiej (2010/477/UE).

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 roku. Ocena stanu środowiska została przeprowadzona 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: **wskaźników stanu** (C1, C3, C4 i C6) i **wskaźników presji** (C2, C5, C7, C8, C9, C10 i C11). Obie grupy traktowane są równoważnie. Dla wskaźników opisowych/cech zostały opracowane kryteria i wskaźniki dobrego stanu środowiska morskiego (Decyzja Komisji Europejskiej, 2010/477/UE), które w pracach grupy roboczej HELCOM CORESET zostały zweryfikowane i zharmonizowane dla obszaru Morza Bałtyckiego. Wynikiem prac grupy było także zaproponowanie **wskaźników podstawowych**. Harmonizacja regionalna dotyczyła również wydzielenia w Morzu Bałtyckim wspólnych większych obszarów oceny (rys. 2.1, tab. 2.1).

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. 2.2).



Rys. 2.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone w polskiej strefie ekonomicznej wg HELCOM CORESET; na mapie podano także położenie aktualnych stacji pomiarowo-badawczych monitoringu jakości wód Bałtyku COMBINE

Tabela 2.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone w polskiej strefie ekonomicznej wg HELCOM CORESET wraz z zaproponowanymi dodatkowymi podakwenami: 35A – Zalew Wiślany i 38A Zalew Szczeciński

Numer podakwenu	**Nazwa polska**	**Nazwa angielska**
27	Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	*Eastern Baltic Proper Offshore waters*
33	Wody otwarte Zatoki Gdańskiej	*Gulf of Gdańsk Offshore waters*
35	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej	*Gulf of Gdańsk Polish Coastal waters*
36	Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	*Bornholm Basin Offshore waters*
38	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	*Bornholm Basin Polish Coastal waters*
62	Polskie wody przybrzeżne wschodniej części Bałtyku Właściwego	*Eastern Baltic Proper Polish Coastal waters*
35A	Polska część Zalewu Wiślanego	*Vistula Lagoon Polish part*
38A	Polska część Zalewu Szczecińskiego	*Szczecin Lagoon Polish part*

Tabela 2.2. Współzależność klasyfikacji stanu środowiska wg Ramowej Dyrektywy Wodnej i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej

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

W ten sposób, zgodnie z zasadami RDW, każdy wskaźnik podstawowy był klasyfikowany w systemie 5-klasowym w odniesieniu do wartości referencyjnych, natomiast klasyfikacji ogólnej w ramach cechy/deskryptora dokonywano na zasadzie agregacji (na ogół uśredniania) wartości liczbowych przypisanych klasom (tab. 2.2).

Aby móc realizować 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 wskaźników opisowych. Dotychczas stan środowiska polskiej strefy Bałtyku był kontrolowany regularnie od 1979 r. (od 1991 r. w ramach PMŚ). Pomiary i obserwacje były wykonywane sześciokrotnie w ciągu roku na stacjach położonych w strefie głębokowodnej i płytkowodnej (rys. 2.1) oraz 12 razy w roku na 1 stacji wysokiej częstotliwości. 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.

W 2012 roku Polska podjęła prace mające na celu opracowanie programu monitoringu zgodnie z art. 11 RDSM, w celu przystosowania go do wymagań RDSM w zakresie wskaźników poddawanych ocenie, jak również ocenianych obszarów. Nowy program w zakresie bioróżnorodności obejmujący wskaźniki opisowe: C1, C4 i C6 zostanie rozszerzony (w stosunku do prowadzonego dotychczas monitoringu siedlisk pelagicznych i bentosowych) o monitoring gatunków ryb innych niż eksploatowane komercyjnie, ptaków i ssaków. Program uwzględni badania hydromorfologiczne, obejmujące stan gatunków i siedlisk, skład chemiczny wody morskiej i osadów dennych, jak również uwzględni rozszerzenie aktualnie prowadzonego monitoringu o nowe lokalizacje. Nowy program monitoringu rekomenduje gromadzenie informacji i rejestrowanie nowopojawiających się gatunków obcych, których obecność powinna być kontrolowana w ramach cechy C2. Realizacja monitoringu w ramach cechy C3 dotyczącej komercyjnie eksploatowanych gatunków ryb i bezkręgoqwców zakłada wykorzystanie danych dostarczanych w ramach Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich realizowanego przez Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Postęp w zakresie dostosowania programu monitoringu i ocen do wymagań RDSM ilustruje „Projekt oceny stanu ekologicznego środowiska morskiego za rok 2013 na podstawie ichtiofauny" przygotowany przez zespół autorów z Morskiego Instytutu Rybackiego – PIB w Gdyni, którego skrócone wyniki przedstawiono w rozdziale „2.5. Podsumowanie". Program monitoringu dotyczący eutrofizacji w ramach C5 zostanie poszerzony o nowe lokalizacje w celu zapewnienia właściwej informacji przestrzennej. Rozszerzono również zakres monitoringu substancji zanieczyszczających w zakresie cech C8 i C9 o nowe związki, ze szczególnym uwzględnieniem związków organicznych rekomendowanych jako wskaźniki podstawowe i/lub substancje priorytetowe oraz o nowe obszary poboru próbek w celu zapewnienia właściwego pokrycia przestrzennego wszystkich ocenianych obszarów. Zaproponowano również programy monitoringowe w zakresie odpadów w środowisku morskim (C10) i hałasu (C11), które dotychczas nie były realizowane.

Niniejsza ocena odnosząca się do stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2013 roku jest kontynuacją wstępnej oceny przygotowanej w 2012 roku Przeprowadzono ją zgodnie z zasadami wstępnej oceny RDSM. Ocena została wykonana głównie na podstawie wyników programu monitoringu wód Bałtyku w strefie głębokowodnej, 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, którego pracownicy realizują badania monitoringowe, a także brali udział w opracowaniu wstępnej oceny RDSM. Badania monitoringowe polskiej strefy Bałtyku prowadzone są 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. Ocena nie uwzględnia szeregu parametrów, które nie były objęte dotychczasowym monitoringiem. W związku z tym ocena w zakresie niektórych wskaźników np. cech stanu: różnorodność biologiczna (C1) i łańcuchy pokarmowe (C4) nie została przeprowadzona zgodnie z kryteriami stosowanymi w ocenie wstępnej i ma charakter opisowy ukazujący zmiany obserwowane w dziesięcioleciu 2003–2012 i dane z 2013 odniesione do tego okresu. Jednocześnie, w odniesieniu do wskaźników opisowych stanu wykonanie oceny było możliwe jedynie dla cechy C6 (integralność dna morskiego) w oparciu o wskaźniki charakteryzujące kryterium stan zbiorowiska bentosowego: indeks stanu makrofitów SM_1 i multimetryczny indeks stanu zoobentosu B. W grupie wskaźników presji ocenę polskich wód południowego Bałtyku przeprowadzono tylko z zakresie eutrofizacji (C5), substancji zanieczyszczających (C8) oraz substancji szkodliwych w rybach (C9).

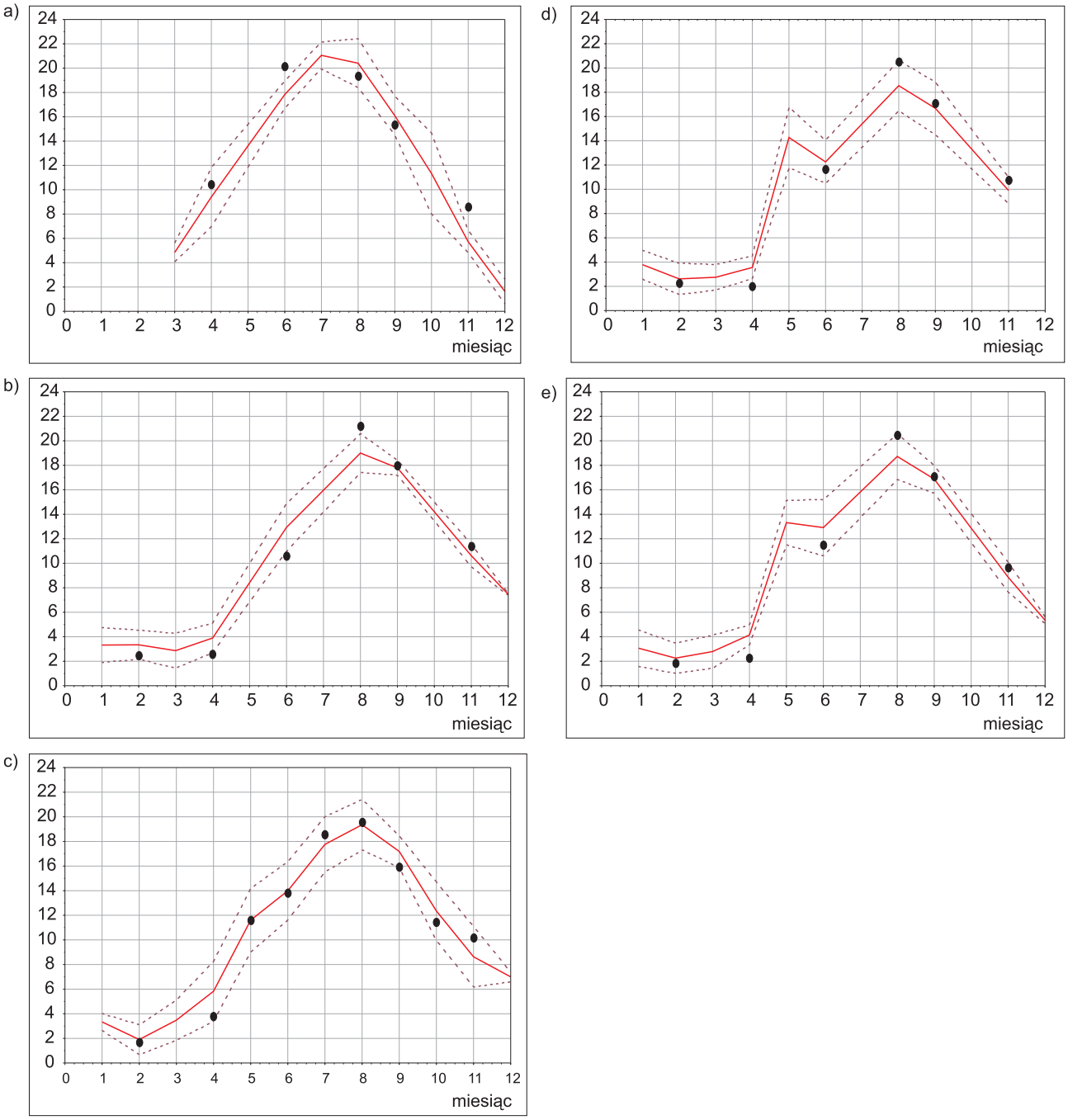
2.2. Ogólne warunki hydrologiczne/hydrograficzne

2.2.1. Temperatura wody morskiej

Podczas rejsów w 2013 r., temperatura wody morskiej w powierzchniowej warstwie morza (0–10 m) różniła się od średniej z okresu 2003–2012. Zaobserwowano sezonowość zmian różnicy temperatury od średniej wieloletniej. W pierwszej połowie roku temperatura wody była niższa od średniej wieloletniej o około 2°C w obrębie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 35), wód otwartych Zatoki Gdańskiej (podakwen 33), wód otwartych zachodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) oraz w obszarze polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (podakwen 36). Najniższą temperaturę wody w akwenach wolnych od lodu w zimie zmierzono w kwietniu 2013 r. w otwartym Basenie Bornholmskim i była ona niższa niż w lutym (rys. 2.2.1.1). Natomiast w drugiej połowie roku sytuacja w tych obszarach zmieniła się o tyle, że temperatura wody powierzchniowej była wyższa od średniej z dziesięciolecia, a maksymalne różnice pojawiły się w sierpniu i wynosiły również około 2°C. Odwrotna sytuacja wystąpiła w Zalewie Wiślanym: w pierwszej połowie roku wody były cieplejsze, w drugiej chłodniejsze niż w wieloleciu. W polskiej części Zalewu Wiślanego, pomimo występowania zlodzenia jeszcze w pierwszych dniach kwietnia i lodu dryfującego nawet do połowy miesiąca, woda w kwietniu była cieplejsza niż w wieloleciu, a w czerwcu osiągnęła maksimum roczne (rys. 2.2.1.1a).

W miesiącach letnich najwyższa temperatura wody, 20,5–21,8°C, występowała w sierpniu, przy czym najcieplejszą stwierdzono w wodach przybrzeżnych w Zatoce Gdańskiej (podakwen 35), a następnie w kolejności w Basenie Bornholmskim (podakwen 36), w otwartych wodach Bałtyku Właściwego (podakwen 27) i w otwartej Zatoce Gdańskiej (podakwen 33).

Od września występowało ochładzanie wody powierzchniowej. W listopadzie 2013 r. temperatura wody we wszystkich podakwenach była wyższa niż w wieloleciu 2003–2012. W otwartym morzu wahała się wokół 10°C, zaś najniższą wartość osiągnęła w Zalewie Wiślanym, gdzie mimo tego była zdecydowanie wyższa od średniej wieloletniej (rys. 2.2.1.1).



Rys. 2.2.1.1. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2013 r. w wydzielonych podakwenach polskiej strefy Bałtyku; a) polska część Zalewu Wiślanego (35A), b) wody otwarte Zatoki Gdańskiej (33), c) polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (35), d) wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego (27), e) wody otwarte Basenu Bornholmskiego (36); linia ciągła – średnia 2003–2012; linia przerywana – odchylenie standardowe 2003–2012; punkty – dane z 2013 r.

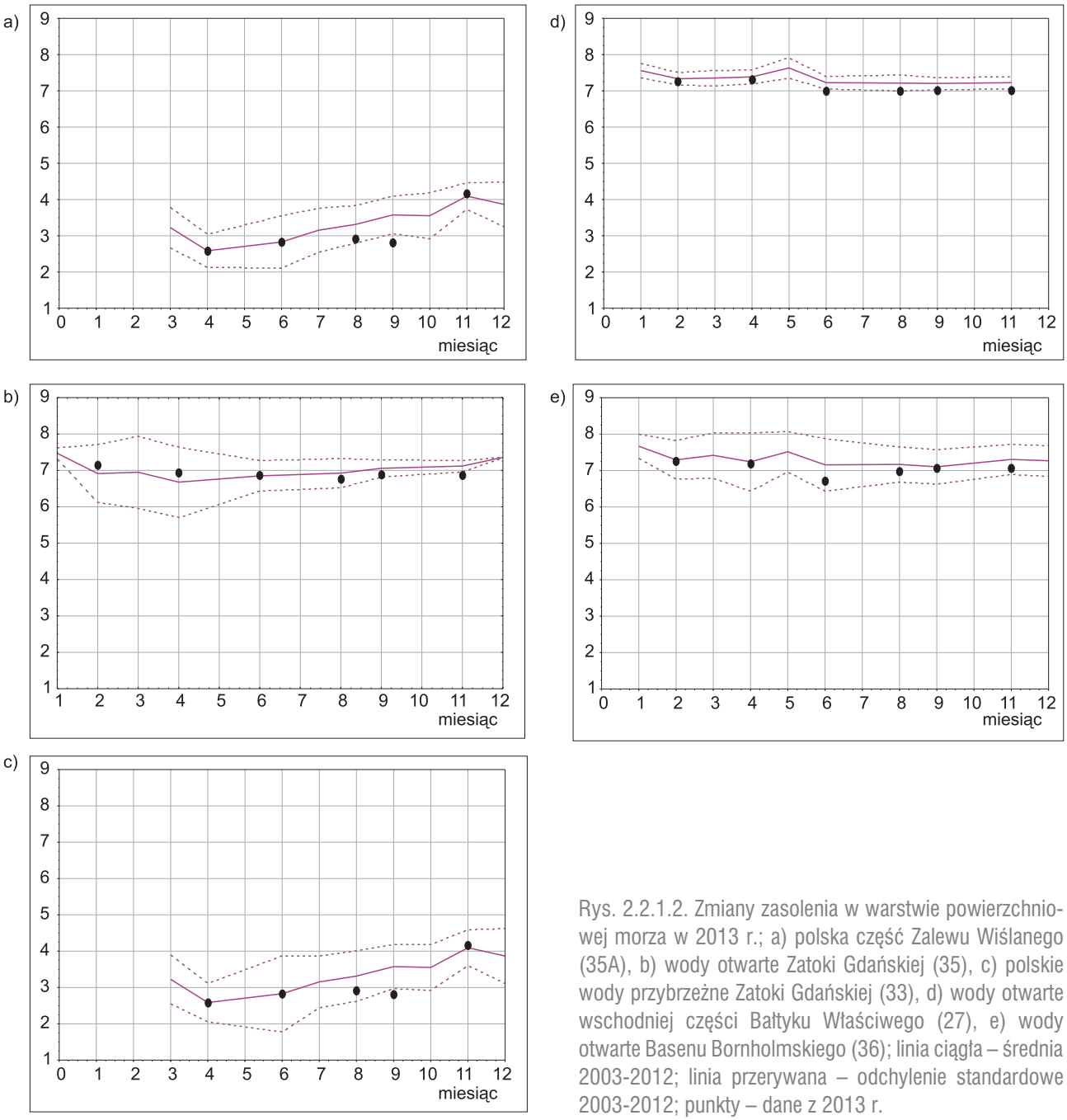
2.2.2. Zasolenie

Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej w 2013 r. było najbardziej zbliżone do wartości średniej z okresu 2003–2012 w wodach otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27). W pozostałych podakwenach zasolenie zmieniało się w granicach jednego odchylenia standardowego od średniej wieloletniej, chociaż przeważnie było niższe. Zasolenie wyższe od średniej z wielolecia zanotowano jedynie w lutym i kwietniu w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 35) oraz w lutym, w kwietniu i czerwcu w wodach otwartych Zatoki Gdańskiej

(podakwen 33). Największe ujemne odchylenia zasolenia wystąpiły w Zalewie Wiślanym (podakwen 35A) (rys. 2.2.1.2).

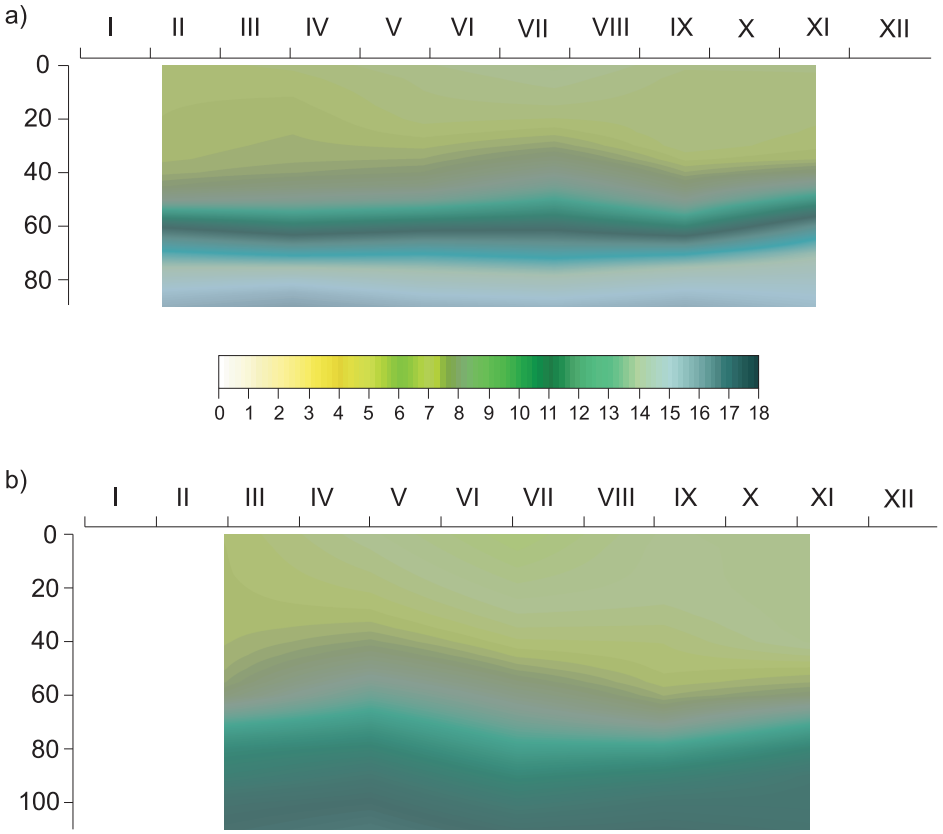
Zasolenie wód powierzchniowych (0–10 m) w 2013 r., podobnie jak w dziesięcioleciu 2003–2012, było zróżnicowane regionalnie. Najniższe średnie zasolenie w wieloleciu wystąpiło w polskiej części Zalewu Wiślanego, a najwyższe – w wodach otwartych Bałtyku Właściwego (rys. 2.2.1.2).

W warstwie przydennej basenów głębokowodnych zasolenie jest kształtowane przez wlewy bardziej zasolonych wód z Morza Północnego. W 2013 r. słabe wlewy miały miejsce dopiero na początku i pod koniec października oraz w grudniu, czyli pod ko-



Rys. 2.2.1.2. Zmiany zasolenia w warstwie powierzchniowej morza w 2013 r.; a) polska część Zalewu Wiślanego (35A), b) wody otwarte Zatoki Gdańskiej (35), c) polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (33), d) wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego (27), e) wody otwarte Basenu Bornholmskiego (36); linia ciągła – średnia 2003-2012; linia przerywana – odchylenie standardowe 2003-2012; punkty – dane z 2013 r.

niec roku. W 2013 r. zasolenie wód przy dnie w Głębi Gdańskiej malało od 11,10 [PSS'78] w kwietniu do 10,80 [PSS'78] w listopadzie. W Głębi Bornholmskiej zasolenie naprzemiennie rosło i spadało od lutego do sierpnia, osiągając maksimum 15,55 [PSS'78] w tym ostatnim miesiącu, a następnie spadało do listopada do rocznego minimum 15,14 [PSS'78]. Podniesienie o kilka metrów górnej granicy halokliny w Głębi Bornholmskiej w listopadzie 2013 r. świadczy o dotarciu w ten rejon mas wód wlewowych (rys. 2.2.1.3).



Rys. 2.2.1.3. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2013 r.; a) Głębia Bornholmska (podakwen 36), b) Głębia Gdańska (podakwen 27)

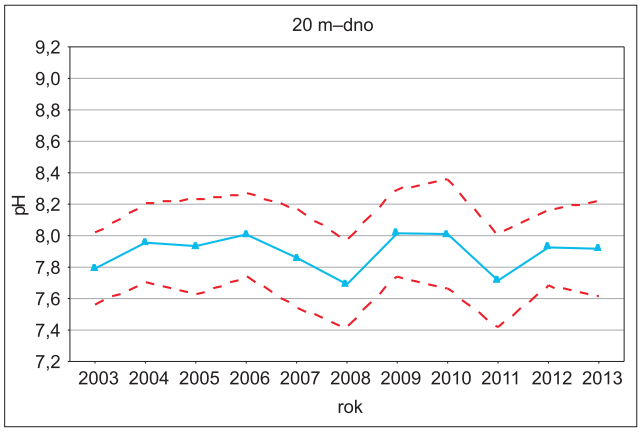
2.2.3. Odczyn wody morskiej – pH

Odczyn – pH – jest skalą kwasowości i zasadowości roztworów wodnych, opartą na aktywności jonów wodorowych. Parametr ten jest powszechnie wykorzystywany do opisu procesu zakwaszania wód na skutek antropogenicznej emisji CO_2 i jego rozpuszczania w wodzie.

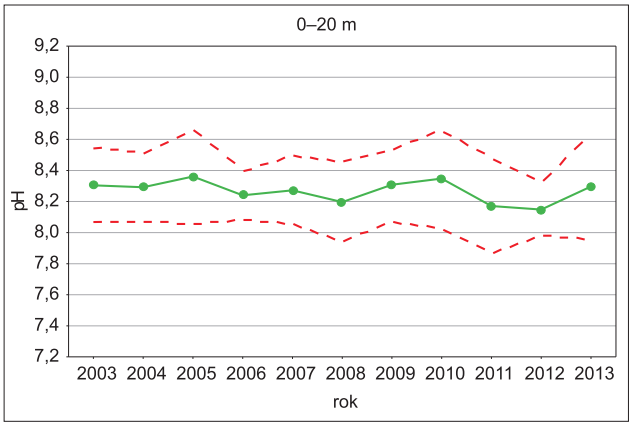
Pomiary pH są wykonywane w programie monitoringu jakości wód Morza Bałtyckiego regularnie od wielu lat. W latach 2003–2013 pH było mierzone na 23 stacjach (rys. 2.1). Analizę zmienności pH przeprowadzono w odniesieniu do wydzielonych akwenów: Zalew Wiślany (akwen 35A), wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (akwen 35), otwarte wody Zatoki Gdańskiej (akwen 33), otwarte wody wschodniej części Bałtyku Właściwego (akwen 27) i otwarte wody Basenu Bornholmskiego (akwen 36) (rozdz. 2.1 – Wstęp). Zależnie od batymetrii akwenu, zmiany pH badano w górnej – eufotycznej – warstwie wody (0–20 m) i w warstwie od 20 m do dna, natomiast w akwenach płytkich, jak Zalew Wiślany brano pod uwagę całą kolumnę wody.

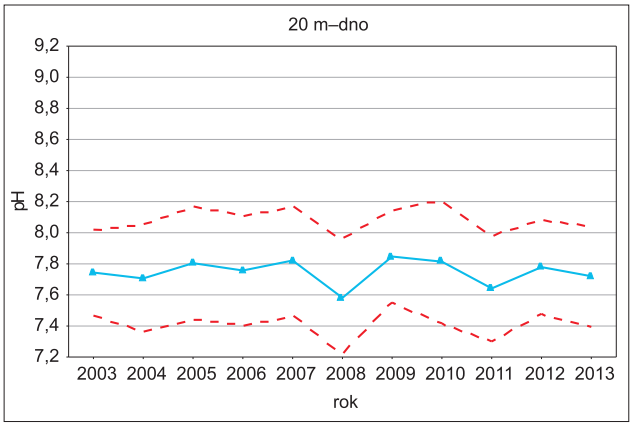
W Zalewie Wiślanym, w 2013 r., odnotowano spadek pH aż o 0,07 w stosunku do lat wcześniejszych (rys. 2.2.3.1). W strefie głębokowodnej, w warstwie poniżej 20 m, najwyższy spadek pH (o 0,043) w stosunku do lat 2003–2012 odnotowano w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego (akwen 36) (rys. 2.2.3.5).

Rys. 2.2.3.1. Zmiany średniej wartości pH w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2003–2013; linia ciągła ze znacznikami – średnia roczna, linie przerywane – odchylenie standardowe

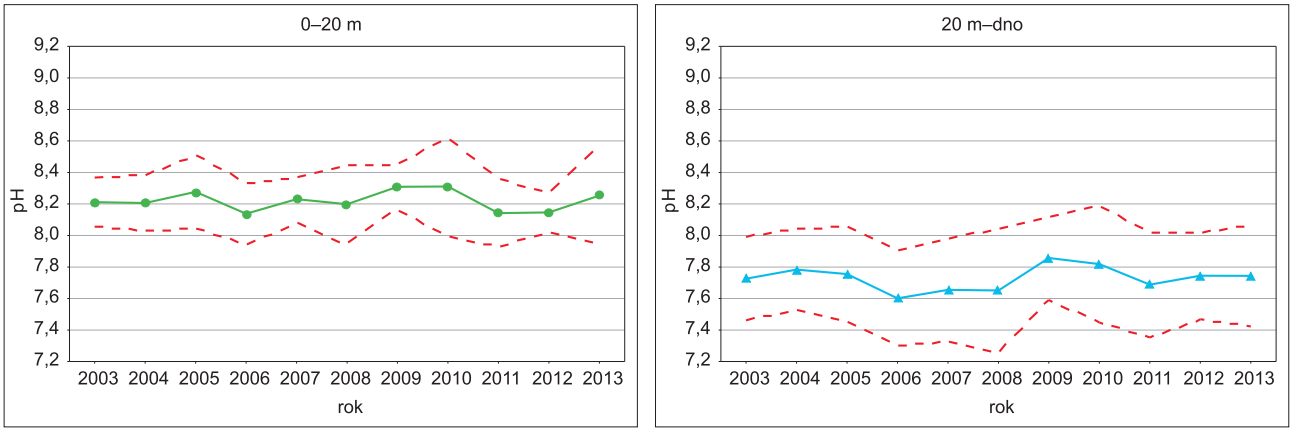


Rys. 2.2.3.2. Zmiany średniej wartości pH w warstwie eufotycznej (0–20 m) i poniżej (20 m–dno) w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej w latach 2003–2013; oznaczenia jak dla rys. 2.2.3.1

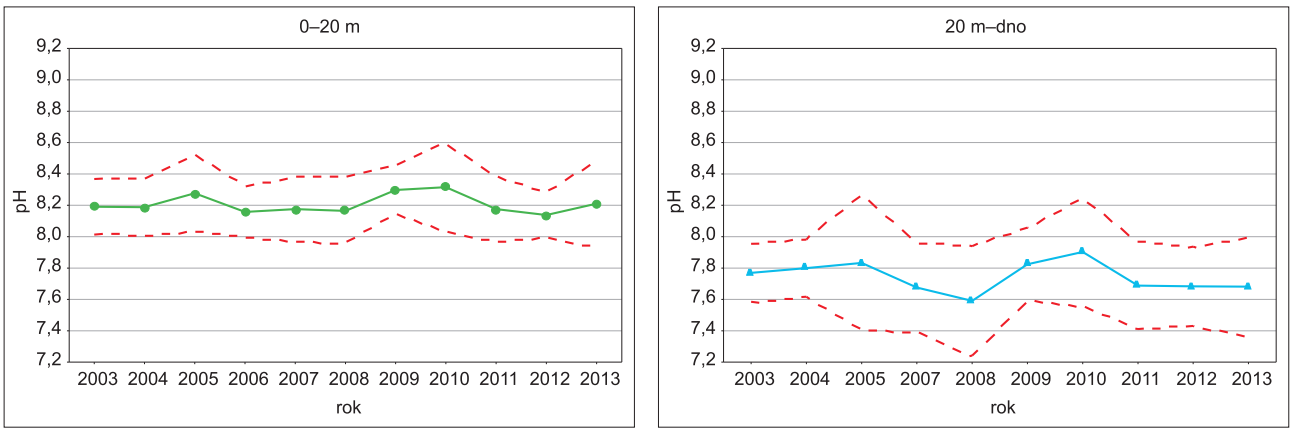




Rys. 2.2.3.3. Zmiany średniej wartości pH w warstwie eufotycznej (0–20 m) i poniżej (20 m–dno) w otwartych wodach Zatoki Gdańskiej w latach 2003–2013; oznaczenia jak dla rys. 2.2.3.1



Rys. 2.2.3.4. Zmiany średniej wartości pH w warstwie eufotycznej (0–20 m) i poniżej (20 m–dno) w wodach otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego w latach 2003–2013; oznaczenia jak dla rys. 2.2.3.1

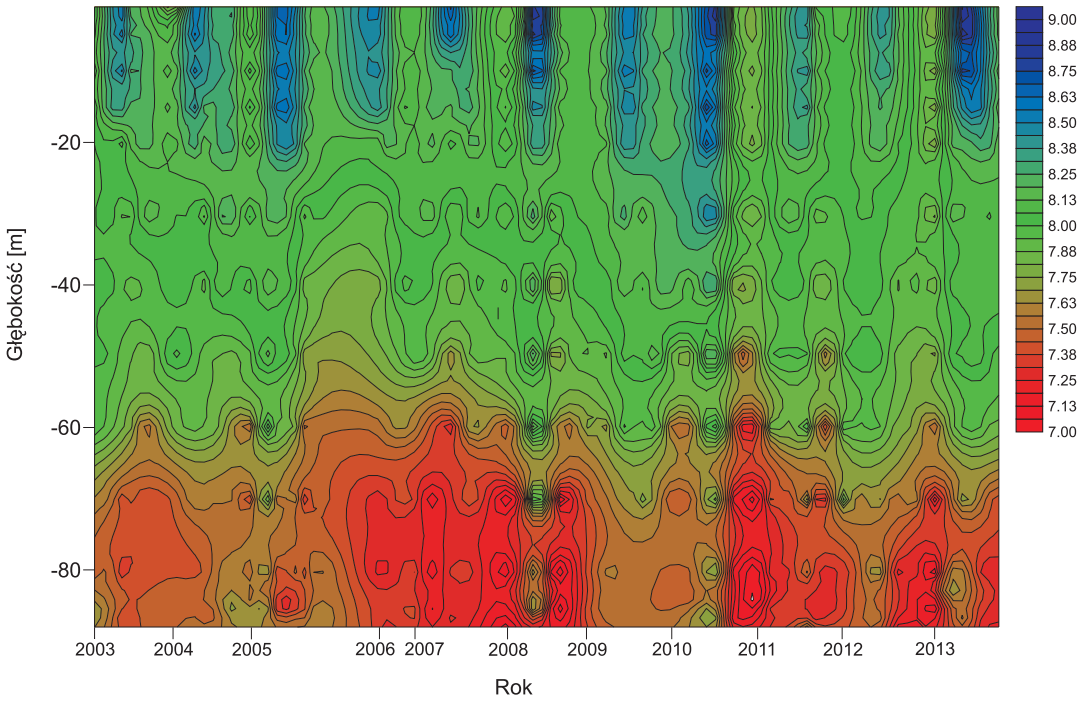


Rys. 2.2.3.5. Zmiany średniej wartości pH w warstwie eufotycznej (0–20 m) i poniżej (20 m–dno) w wodach otwartych wodach otwartych Basenu Bornholmskiego w latach 2003–2013; oznaczenia jak dla rys. 2.2.3.1

W dziesięcioleciu 2003–2012 średnia wartość pH w powierzchniowej warstwie wody (0–20 m) wynosiła 8,24 i była o 5,9% wyższa niż w warstwie głębszej, poniżej 20 m (7,75). Natomiast w roku 2013, średnia wartość pH w warstwie powierzchniowej wynosiła 8,26 i była wyższa już o 6,5% niż w warstwie głębszej (7,73). W warstwie poniżej 20 m średnia wartość pH w roku 2013 była o 0,024 (0,3%) niższa niż w latach 2003–2012.

Najwyższe wartości pH, wskazujące na zwiększoną alkaliczność wody morskiej, były notowane w warstwie 0–20 m w okresach kwiecień–maj, co było związane z intensywnym rozwojem fitoplanktonu i znacznym przesyceniem wody tlenem. Proces ten miał również wpływ na głębszą warstwę wody, gdzie wiosną także mierzono wysokie wartości pH. W procesie fotosyntezy ze środowiska pochłaniany jest CO_2, czego skutkiem jest wzrost zasadowości wody – wzrost pH. Przy wysokim pH dominuje układ jonowy HCO_3^- i CO_3^{2-}.

W głębszych warstwach morza przeważa proces rozkładu materii organicznej nad jej produkcją. Proces ten nasila się jesienią, kiedy obumarła w warstwie eufotycznej materia organiczna ulega sedymentacji do głębszych warstw, a następnie rozkładowi ze zużyciem tlenu. Skutkiem tego jest podwyższanie kwasowości wód – obniżanie pH (rys. 2.2.3.6). Przy niskim pH w wodzie wzrasta zawartość CO_2 w postaci rozpuszczonego gazu.



Rys. 2.2.3.6. Zmiany pH w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2003–2013

2.2.4. Ekspozycja na fale

Z ekspozycją na fale wiąże się stopień oddziaływania falowania wiatrowego oraz zmiany poziomu morza i występowanie spiętrzeń sztormowych. Charakterystykę zmian poziomu morza oraz kierunku i prędkości wiatru opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2003–2013, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

Stany ostrzegawcze występowały w 2013 r. rzadziej, pojawiały się od 0,4% do 2,4%, podczas gdy w poprzedzającym dziesięcioleciu 2003–2012 występowały od 0,7% do 5,1%. W 2013 r. stany ostrzegawcze wzdłuż polskiego wybrzeża były pojawiły się i były przekraczane w styczniu, listopadzie i grudniu a w Gdańsku Porcie Północnym i we Władysławowie również we wrześniu. Najczęściej, na każdej stacji, stany ostrzegawcze były przekraczane w grudniu, z częstością wyższą niż w poprzedzającym wieloleciu.

W dziesięcioleciu 2003–2012 stany ostrzegawcze były osiągane i przekraczane od stycznia do kwietnia i od października do grudnia na wszystkich z analizowanych stacji. Stany ostrzegawcze zarówno w 2013 r. jak i w wieloleciu nie występowały na stacji w Gdańsku Porcie Północnym (podakwen 35) w maju i czerwcu, we Władysławowie (podakwen 62) i Krynicy Morskiej (podakwen 33) w maju, czerwcu i lipcu, w Świnoujściu (podakwen 38) w lipcu i w sierpniu. Najdłuższy okres bez stanów ostrzegawczych wystąpił w 2013 r. w Ustce (podakwen 38) – od maja do sierpnia (tab. 2.2.4.1).

Stany alarmowe były przekraczane w 2013 r. jedynie w grudniu, z częstością od 1,08% w Ustce i Krynicy Morskiej do 6,6% w Gdańsku Porcie Północnym. Były one osiągane i przekraczane częściej niż w wieloleciu 2003–2012, dla którego częstość wynosi od 0% (w Ustce i Krynicy Morskiej) do 1,0% w Gdańsku Porcie Północnym. W dziesięcioleciu odniesienia stany alarmowe nie były osiągane i przekraczane od maja do lipca i we wrześniu w Gdańsku Porcie Północnym, od maja do sierpnia w Świnoujściu, od lutego do września w Ustce, od maja do września we Władysławowie oraz w marcu i od maja do września w Krynicy Morskiej (tab. 2.2.4.2).

Tabela 2.2.4.1.Częstość (Z) występowania ostrzegawczych stanów wody 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	2003–2012	19,785	5,183	3,925	0,944			0,108	0,806	3,833	8,333	8,717	8,925	5,064
		2013	4,301								1,695		6,111	17,127	2,438
Świnoujście	560	2003–2012	6,129	1,001	1,237	0,667	0,054	0,056			0,944	1,828	2,667	2,419	1,424
		2013	2,151											5,914	0,686
Ustka	570	2003–2012	4,839	0,589	0,430	0,056						0,753	1,111	0,914	0,730
		2013												5,914	0,502
Władysławowo	550	2003–2012	13,978	2,768	2,796	0,778				0,323	1,778	5,484	6,000	5,484	3,299
		2013	3,763								0,556		2,778	9,770	1,377
Krynica Morska	560	2003–2012*	9,476	2,165	0,546	0,870				0,123	0,185	3,288	2,409	1,277	1,646
		2013												4,839	0,412

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

Tabela 2.2.4.2. Częstość (%) występowania alarmowych stanów wody 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	550	2003–2012	6,398	1,178	0,215	0,333				0,054		1,290	1,555	1,022	1,008
		2013												6,630	0,552
Świnoujście	560	2003–2012	1,828	0,236	0,269	0,056					0,333	0,591	0,611	0,699	0,388
		2013												2,688	0,229
Ustka	570	2003–2012	0,538									0,054	0,333		0,078
		2013												1,075	0,091
Władysławowo	550	2003–2012	4,785	0,471	0,161	0,389						0,806	1,111	0,591	0,698
		2013												6,322	0,505
Krynica Morska	560	2003–2012*	2,621	0,328		0,311						0,658	0,432		0,351
		2013												1,075	0,091

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

Ekspozycję na wiatr, a tym samym oddziaływanie falowania wiatrowego na linię brzegową poszczególnych podakwenów, opracowano na podstawie danych kierunku i prędkości wiatru zmierzonych na stacjach sieci hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB, zgromadzonych w Centralnej Bazie Danych Historycznych (CBDH) i Systemie Hydrologia (SH).

Wzdłuż polskiego wybrzeża przeważający kierunek i prędkość wiatru były zróżnicowane regionalnie, zarówno w 2013 r. jak i w poprzedzającym dziesięcioleciu 2003–2012. W 2013 r., wiatr wiał najczęściej z kierunku południowego (S) i południowo-zachodniego (SW) na stacjach Świnoujście i Ustka, z kierunku południowego (S) i zachodniego (W) na stacjach Gdańsk Port Północny i Elbląg. Na stacjach Łeba i Hel wiatr wiał najczęściej z kierunku zachodniego (W) i wschodniego (E). W dziesięcioleciu 2003–2012 przeważający kierunek wiatru jest bardziej wyraźny. Przesuwając się wzdłuż wybrzeża z zachodu na wschód, dominowały wiatry z kierunku południowo-zachodniego (SW) na stacjach Świnoujście i Ustka, na stacji w Łebie przeważał wiatr z kierunku zachodniego (W) ze znacznym udziałem wiatru z kierunku południowo-zachodniego (SW), podczas gdy w Helu jest już wyraźna przewaga wiatru z kierunku zachodniego (W). W Gdańsku Porcie Północnym, w wieloleciu przeważały wiatry południowe (S), natomiast w Elblągu były to wiatry z kierunku południowo-wschodniego (SE) (rys. 2.2.4.1).

Wzdłuż polskiego wybrzeża, najwyższą średnią prędkością w 2013 r. charakteryzowały się wiatry z sektora północnego. Były to kierunki: północny (N) – w Gdańsku Porcie Północnym (około 7 m s^{-1}), od północno-zachodniego (NW) poprzez północny (N) do północno-wschodniego (NE) – w Ustce i Świnoujściu (ze średnimi prędkościami odpowiednio ponad 5 m s^{-1} i 6 m s^{-1}). W Łebie najwyższa średnia prędkość wiatru występowała z kierunku zachodniego (W) i wynosiła około 7 m s^{-1}. Lokalizacje w Helu i Elblągu charakteryzowały się równomiernie rozłożoną w ośmiu kierunkach stosunkowo niską średnią prędkością wiatru (odpowiednio: ok. 4 m s^{-1} oraz 3 m s^{-1}). Dominujące kierunki średniego wiatru o najwyższej prędkości w roku 2013 były takie same jak w wieloleciu 2003–2012.

Średnia prędkość wiatru na analizowanych stacjach w roku 2013 była zbliżona do średniej wieloletniej (tab. 2.2.4.3). Na 4 stacjach: Świnoujście (0,2 m s^{-1}), Łeba (0,1 m s^{-1}), Gdańsk Port Północny (0,3 m s^{-1}) oraz Elbląg (0,1 m s^{-1}) średnia prędkość w 2013 r. była wyższa, natomiast na dwóch: Ustka (–0,4 m s^{-1}) i Hel (–0,3 m s^{-1}) była niższa od średniej wieloletniej (w nawiasach podano różnicę pomiędzy średnią w 2013 r. i wieloleciem 2003–2012).

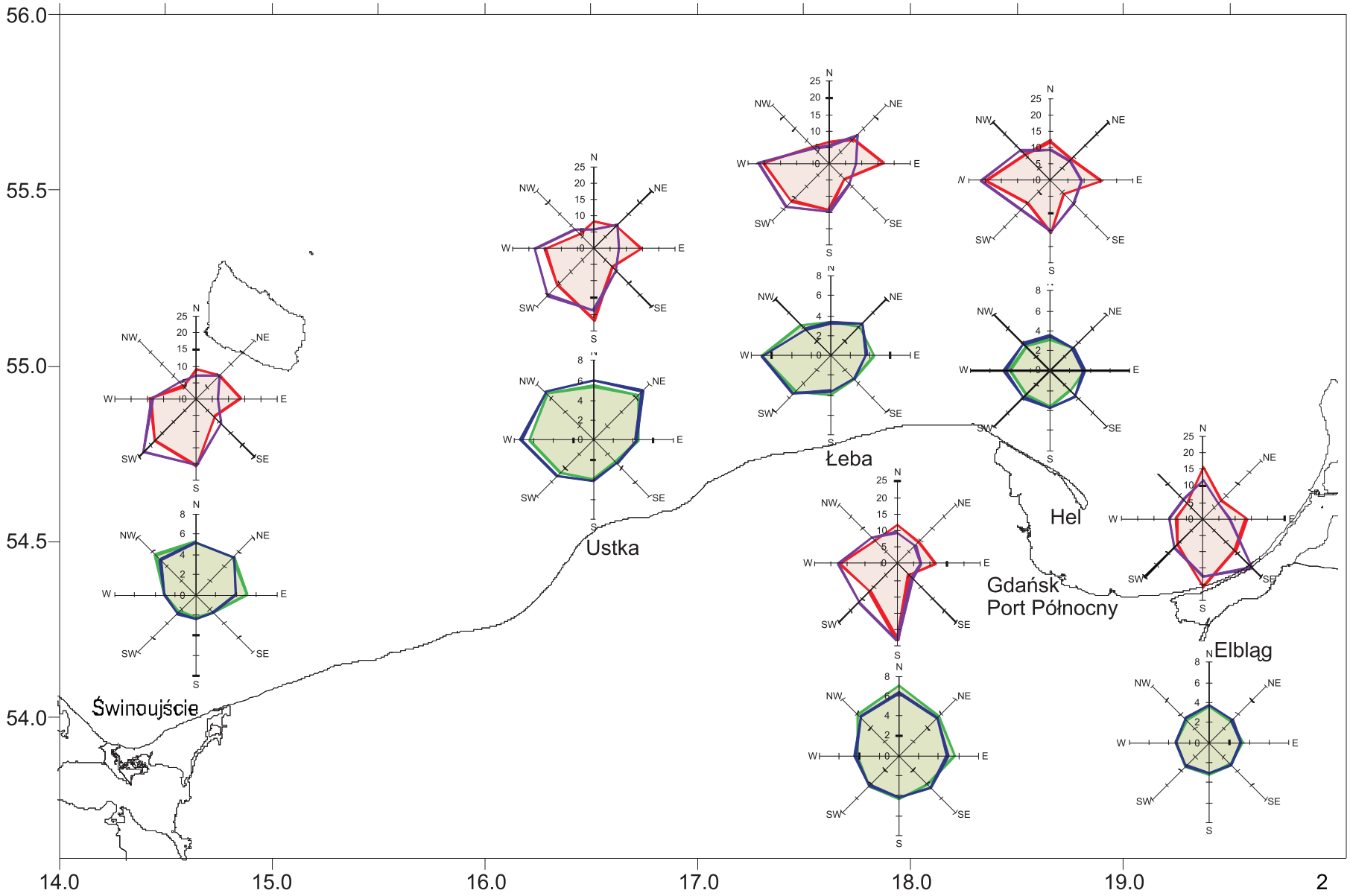
Tabela 2.2.4.3. Średnia prędkość wiatru (ms^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2013 r. i w wieloleciu 2003–2012 (z ośmiu terminów na dobę)

Stacja Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny	Elbląg
2013	3,5	5,0	4,7	3,5	5,0	3,2
2003–2012	3,3	5,4	4,6	3,8	4,7	3,1

Zjawisko ciszy – czyli występowanie wiatru o zerowej prędkości, było również zróżnicowane regionalnie (tab. 2.2.4.4). Znalazło to odzwierciedlenie w częstości występowania ciszy w 2013 r. oraz w dziesięcioleciu 2003–2012. Bezwietrznie było najczęściej w Elblągu (odpowiednio 2,3% i 3,6%), a najrzadziej na stacji Hel (odpowiednio 0,4% i 0,7%).

Tabela 2.2.4.4 Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2013 roku i wieloleciu 2003–2012 (z ośmiu terminów na dobę)

Stacja Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny	Elbląg
2013	1,3	0,5	2,0	0,4	0,5	2,3
2003–2012	2,0	0,9	2,9	0,7	0,9	3,6

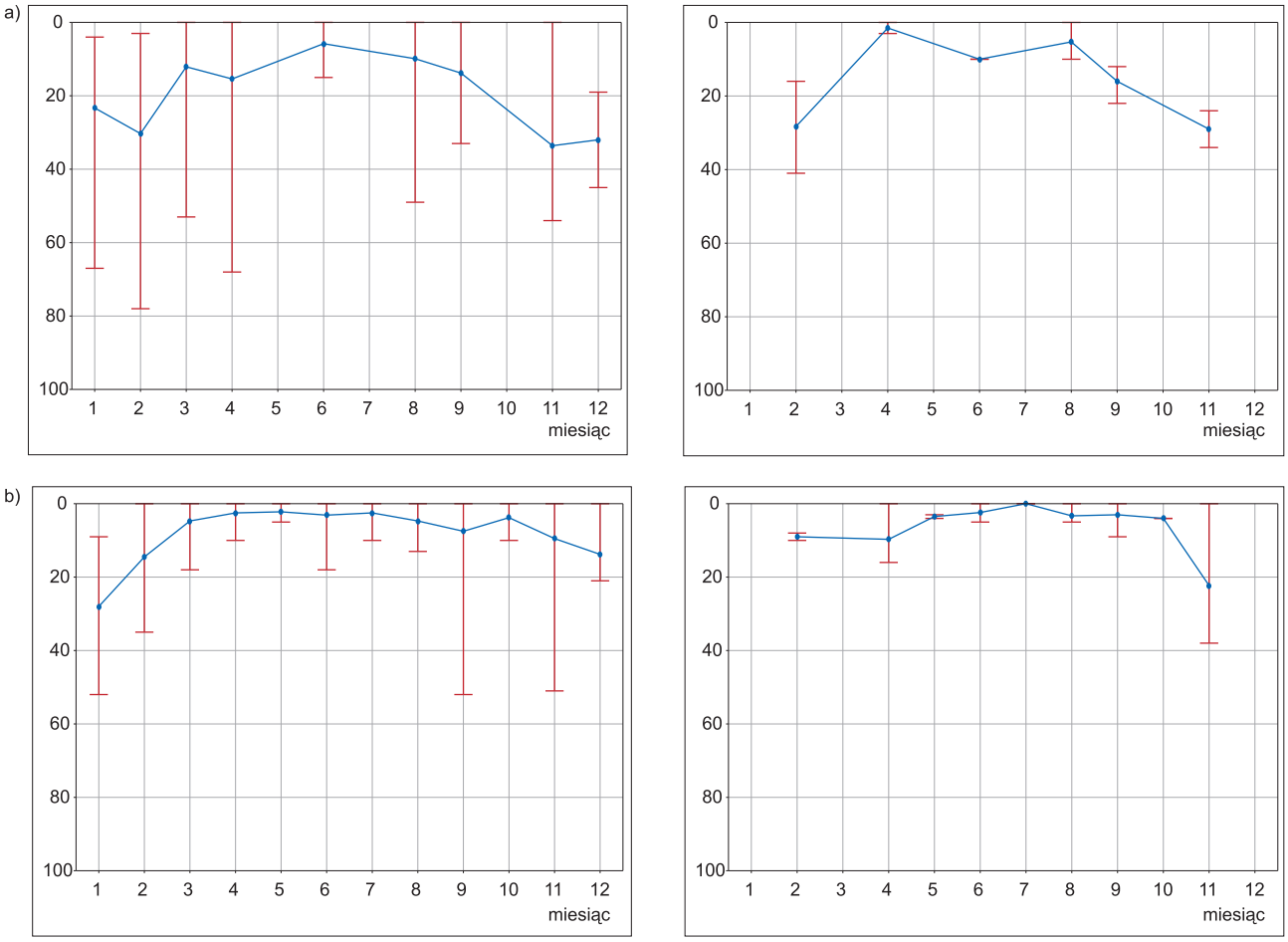


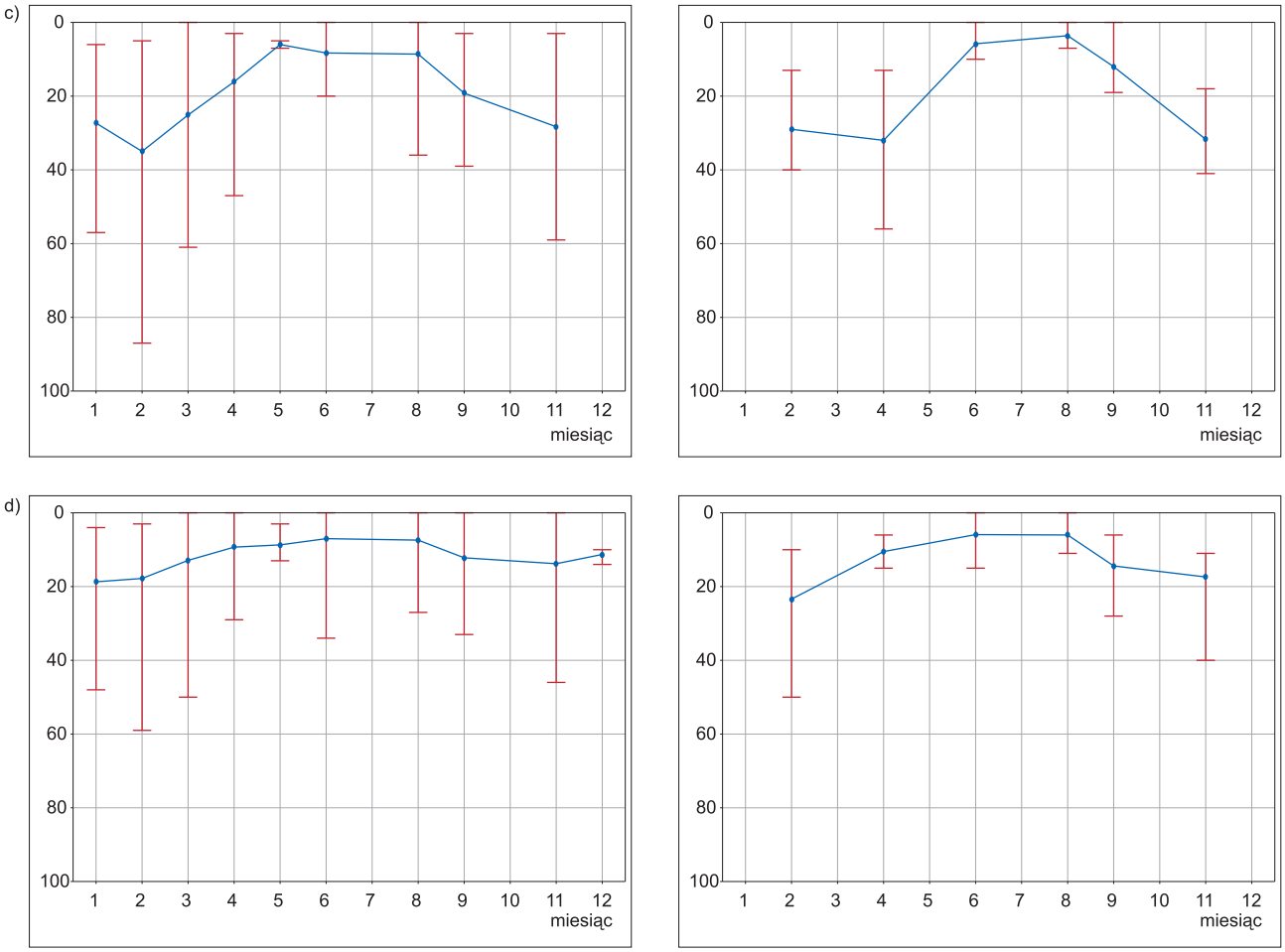
Rys. 2.2.4.1. Róże wiatrów dla wybranych stacji wzdłuż polskiego wybrzeża. Wykres górny: częstość występowania kierunków (kolor czerwony – dane z 2013 r., kolor fioletowy – wielolecie 2003–2012), wykres dolny: średnia prędkość wiatru w sektorach (kolor zielony – dane z 2013 r., kolor granatowy – wielolecie 2003–2012)

2.2.5. Mieszanie wód

Pionowe mieszanie się wód w Bałtyku jest wynikiem mieszania wiatrowego w ciągu roku lub konwekcji w okresie jesiennego ochładzania się wód w warstwie powierzchniowej. Temperatura wody w strefie płytkowodnej jest zwykle jednorodna od powierzchni wody do dna. W podakwenach o znacznych głębokościach, jak otwarte wody wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27), otwarte wody Zatoki Gdańskiej (podakwen 33), wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (podakwen 35) i otwarte wody Basenu Bornholmskiego (podakwen 36), pionowa stratyfikacja termiczna sięga znacznie głębiej w zależności od pory roku. Największe głębokości stratyfikacji są rejestrowane w okresie zimowym i na początku wiosny oraz w okresie jesiennym, zaś najmniejsze od maja do sierpnia (rys. 2.2.5.1).

Porównując warunki panujące podczas rejsów w 2013 r. z okresem 2003–2012 można stwierdzić, że praktycznie podczas wszystkich rejsów maksymalne głębokości warstwy wymieszania oraz rozstęp były znacznie mniejsze od obserwowanych w wieloleciu. Szczególnie w okresie letnim nie notowano dużych głębokości tej warstwy. W okresie jesiennym 2013 r., szczególnie w wodach otwartych Zatoki Gdańskiej (podakwen 33) i wodach otwartych Bałtyku Właściwego (podakwen 27) rozpiętość głębokości warstwy wymieszania była wyraźnie mniejsza niż w wieloleciu.





Rys. 2.2.5.1. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w okresie 2003–2012 oraz w 2013 r. w wybranych podakwenach: a) otwarte wody wsch. części Bałtyku Właściwego (podakwen 27), b) wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (podakwen 35), c) otwarte wody Zatoki Gdańskiej (podakwen 33), d) otwarte wody Basenu Bornholmskiego (podakwen 36)

2.2.6. Wymiana wód

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 przydennych z Morza Północnego przez cieśninę Kattegat.

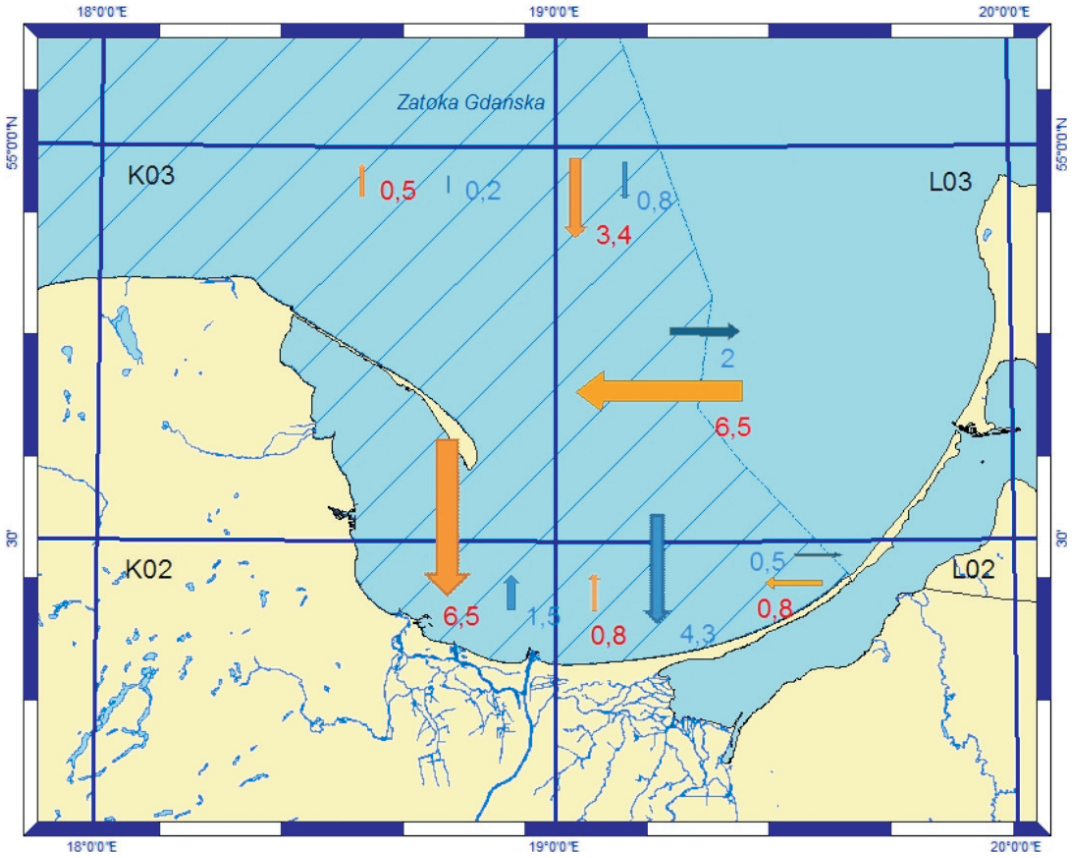
Z danych ogólnie dostępnych na stronie Instytutu Badań Bałtyku im. Leibniza w Warnemünde w Niemczech (http://www.io-warnemuende.de) wynika, że w rejonie południowo-zachodniego Bałtyku od 2003 do 2012 roku odnotowano kilka silnych wlewów słonych wód z Morza Północnego. Najważniejszy z nich został zaobserwowany w styczniu 2003 r., który wniósł do Bałtyku około 200 km^3 wody i 2 Gt soli.

Mniejsze wlewy obserwowano kolejno w styczniu, marcu i listopadzie 2007 r. oraz od stycznia do września 2008 r., dzięki którym miał miejsce transport ok. 200 kmł silnie zasolonej i dobrze natlenionej wody morskiej. W rejonie niemieckich wód Bałtyku, w 2011 r. – na przełomie stycznia i lutego, marca i kwietnia, w maju oraz na przełomie listopada i grudnia, ponownie zarejestrowano występowanie znacznych wlewów słonych wód atlantyckich, które wniosły do Bałtyku od 100 do 300 km^3 wody. Najsilniejszy był wlew z przełomu listopada i grudnia, odpowiedzialny za transport 1 Gt soli, który wpływał na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r.

W porównaniu z wieloletnimi pomiarami (2003–2012), sytuacja wlewowa w roku 2013 była stosunkowo słaba, wszystkie wartości zasolenia znajdowały się w zakresie właściwym dla poszczególnych warstw oraz lokalizacji, co jest poparte badaniami niemieckich naukowców prowadzonymi w zachodnim sektorze Bałtyku. Najwyższe wartości zasolenia odnotowano przy dnie w rejonie Basenu Bornholmskiego i nie przekroczyły 15,5 [PSS'78], utrzymując się przez cały rok w pobliżu tej wartości. W rejonie Zatoki Gdańskiej najwyższe wartości zasolenia utrzymywały się przez cały rok na poziomie około 10 [PSS'78], a w rejonie Głębi Gdańskiej około 11 [PSS'78] w warstwach przydennych.

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. Wieloletnie pomiary prądów metodą ciągłego profilowania od warstwy podpowierzchniowej do warstwy naddenej, wykonywane podczas rejsów monitoringowych przy pomocy ADCP, pozwalają na dokonanie oceny skali wymiany poziomej wód w rejonie Zatoki Gdańskiej podczas rejsów monitoringowych. Na rys. 2.2.6.1 zilustrowano wynik obliczeń objętościowego natężenia przepływu wody (w tys. $m^3 s^{-1}$) w warstwie podpowierzchniowej, na głębokości od 7,5 do 12,5 m wzdłuż osi północ-południe oraz wschód-zachód w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w wieloleciu 2004–2012 oraz w 2013 r.

W 2013 r. w warstwie podpowierzchniowej dominował dopływ wód z otwartego morza (3400 $m^3 s^{-1}$) oraz ze wschodniej części Zatoki (6500 $m^3 s^{-1}$). Intensywna wymiana wód miała miejsce także w strefie przybrzeżnej (kwadrat K02). We wschodniej części polskiej strefy przybrzeżnej napływ wód z kierunku wschodniego równoważony był odpływem w kierunku północnym.



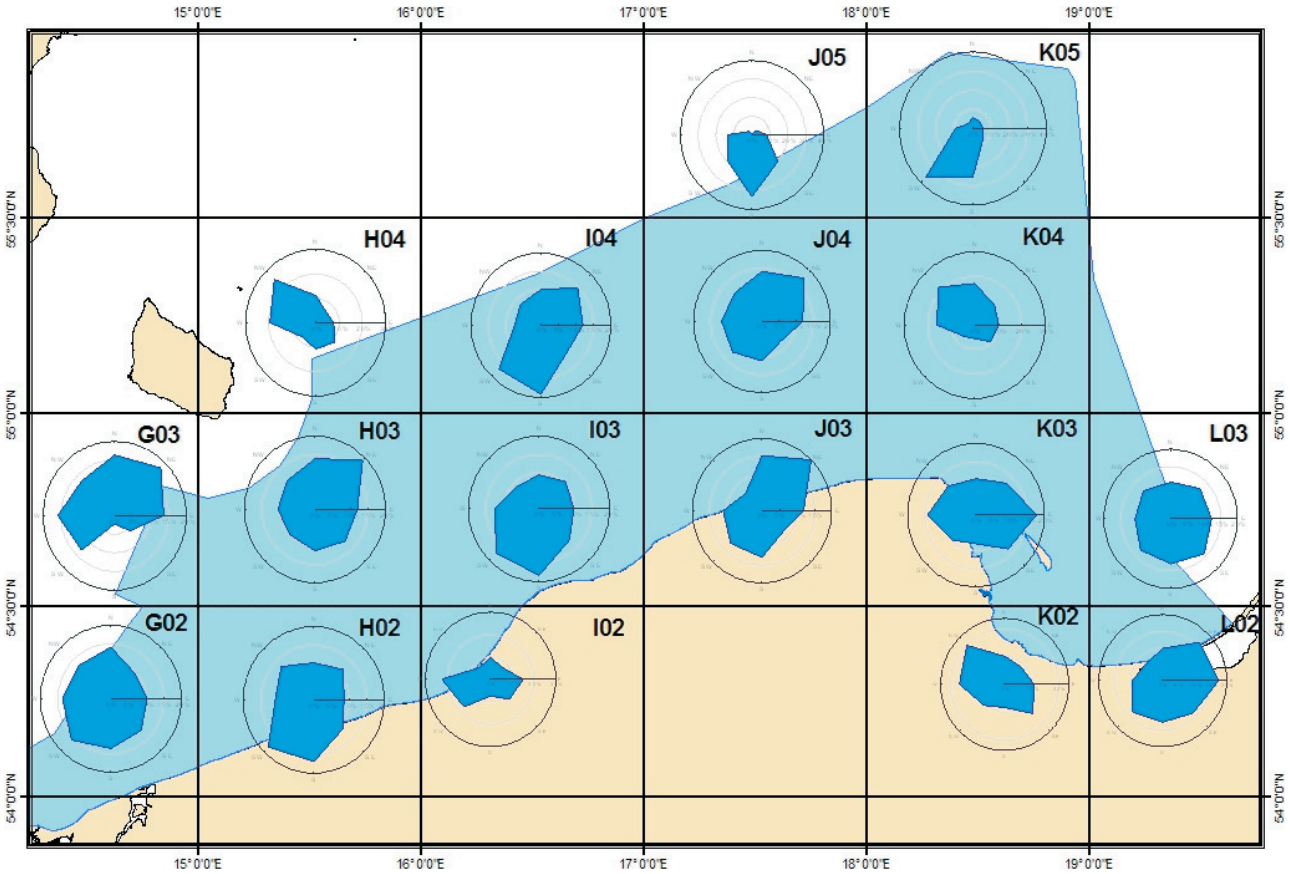
Rys. 2.2.6.1. Natężenie przepływu wody (w tys. $m^3 s^{-1}$) w warstwie na głębokości od 7,5 do 12,5 m w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w wieloleciu 2004–2012 (strzałki niebieskie) oraz w roku 2013 (strzałki pomarańczowe) wzdłuż osi północ–południe oraz wschód-zachód przez granice polskiej strefy ekonomicznej

W wieloleciu, na północnej granicy Zatoki dopływ był w zasadzie równoważony odpływem, odpowiednio 800 $m^3 s^{-1}$ i 200 $m^3 s^{-1}$, Natomiast na wschodzie dominował odpływ wód w kierunku rosyjskiej części Zatoki, zarówno w centralnej części (2000 $m^3 s^{-1}$), jak i w strefie przybrzeżnej (500 $m^3 s^{-1}$).

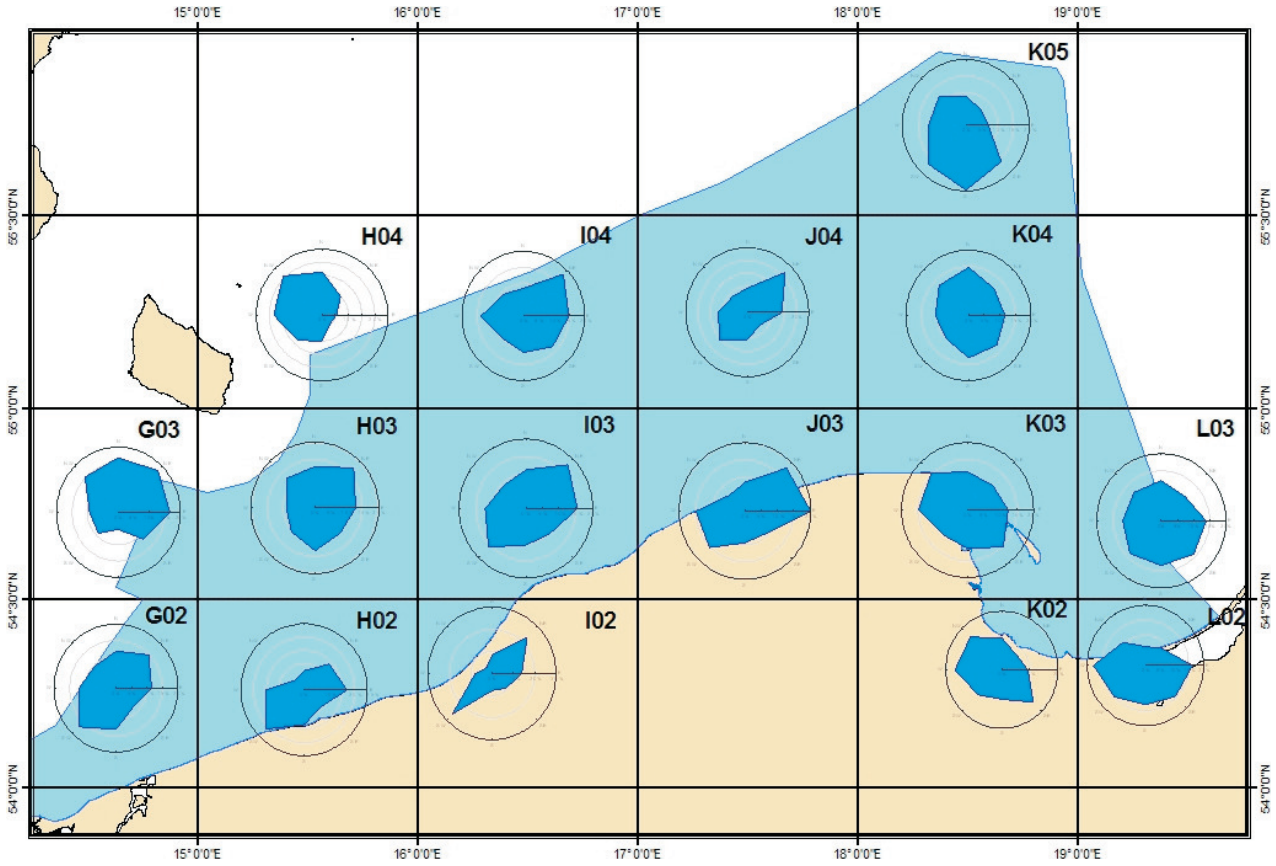
2.2.7. Prądy morskie

Dane pomiarowe na podstawie, których dokonano oceny warunków hydrodynamicznych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku są dostępne od 2004 roku. Są to pomiary profilowe wykonywane przy pomocy prądomierza ADCP RDI podczas ruchu statku. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe mierzono w warstwie od 7,3 do 9,8 m głębokości, zaś w rejonach o głębokości większej od 25 m – w warstwie od 7,1 do 12,1 m. Ogólną charakterystykę prądów w 2013 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (rys. 2.2.7.1). Dla porównania wyznaczono róże prądów dla okresu 2004–2012 przedstawione na rys. 2.2.7.2.

Prądy podpowierzchniowe w polskiej strefie przybrzeżnej (kwadraty G02, H02, I02, I03 i J03) odbiegały w 2013 r. od dominujących kierunków w wieloleciu. O ile wieloletni rozkład prądów zgodny był z przebiegiem linii brzegowej, to w 2013 r. dominowały prądy prostopadłe do brzegu, skręcające na południowy-zachód (rys. 2.2.7.1) z wyjątkiem obszaru Zatoki Pomorskiej i przedpola Mielna.



Rys. 2.2.7.1. Róże prądów w kwadratach bałtyckich w warstwie podpowierzchniowej 7,5–12,5 m w 2013 r.



Rys. 2.2.7.2. Róże prądów w kwadratach bałtyckich w warstwie podpowierzchniowej 7,5–12,5 m opracowane na podstawie pomiarów ADCP w latach 2004–2012

W strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej (K02, L02), która charakteryzuje się występowaniem przeważających prądów wzdłuż brzegowych, w 2013 r. prądy miały podobny układ jak w wieloleciu.

Na rozkład kierunków prądów w rejonie Głębi Gdańskiej, znajdującej się w kwadracie bałtyckim L03, zasadniczy wpływ mają cyklonalne lub antycyklonalne układy przepływu wód powstające podczas oddziaływania wiatru z różnych kierunków. W wyniku tego występują tam prądy rozkładające się w jednakowym stopniu we wszystkich kierunkach (rys. 2.2.7.1 i 2.2.7.2), co szczególnie dobrze widoczne jest dla pomiarów z 2013 roku. W wieloleciu najrzadziej występowały tam prądy północno-wschodnie. Z kolei w rejonie Głębi Bornholmskiej przeważały prądy północno-zachodnie, a południowo-wschodni stok Głębi Gotlandzkiej charakteryzował się dominacją południowych kierunków prądu w omawianym okresach.

W kwadracie I03 (Rynna Słupska) w 2013 r. przeważały prądy południowe, a w wieloleciu północno-wschodnie i południowo-zachodnie.

Poza strefą przybrzeżną, gdzie warunki hydrodynamiczne w warstwie podpowierzchniowej odbiegały w 2013 r. od charakterystycznych układów w wieloleciu, w pozostałych rejonach układy prądów występujące podczas badań monitoringowych były zgodne z wieloletnimi.

2.3. Wskaźniki deskryptorów stanu

2.3.1. Fitoplankton

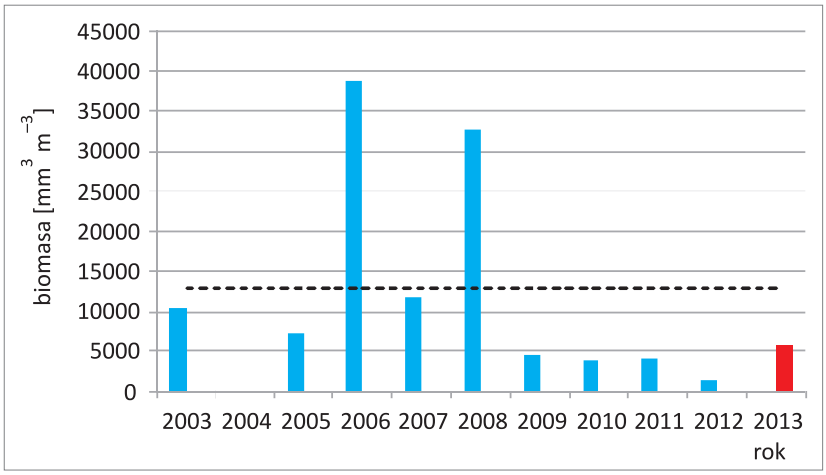
W ramach programu monitoringu Bałtyku w 2013 r. badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w rejonie centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) – podakwen 33, w Głębi Gdańskiej (st. P1), w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża w okolicach Łeby (st. Ł7) i w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) – podakwen 27, a także w zachodniej części strefy płytkowodnej (st. P16 i K6), w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) i w Głębi Bornholmskiej (st. P5) – podakwen 36 oraz w zalewach: Wiślanym (st. KW) – podakwen 35A i Puckim (st. ZP6) – podakwen 35.

Dotychczas, zarówno w pracach grupy HELCOM CORESET, jak i ekspertów krajowych, nie zaproponowano żadnego skutecznego wskaźnika do oceny stanu środowiska morskiego w oparciu o strukturę gatunkową, biomasę lub liczebność fitoplanktonu. Problem polega na dużej zmienności struktur fitoplanktonu w ciągu roku, oraz zbyt małej częstości poboru prób, co przekłada się na brak możliwości jednoznacznego skorelowania zmian biomasy grup kluczowych, jak i całkowitej biomasy fitoplanktonu z czynnikami presji. Stosowane aktualnie wskaźniki oceny stanu fitoplanktonu opierają się głównie na całkowitej biomasie 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 2003–2012 z wynikami uzyskanymi w 2013 r.

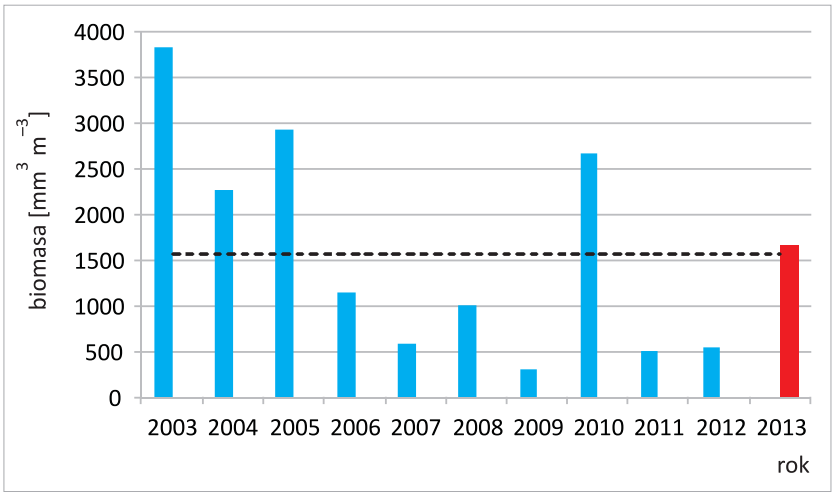
W 2013 r. wartości biomasy fitoplanktonu w obszarze Zalewu Puckiego (st. ZP6), Głębi Gdańskiej (st. P1) i Głębi Bornholmskiej (st. P5) oraz w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) oscylowały w granicach średniej biomasy z wielolecia dla każdego z obszarów (rys. 2.3.1.1, 2.3.1.7 i 2.3.1.9). Zdecydowanie wyższe wartości biomasy w stosunku do średnich z dziesięciolecia zanotowano w przypadku centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) (rys. 2.3.1.3)

i otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) (rys. 2.3.1.6). W przypadku Zatoki Gdańskiej wysokie wartości biomasy spowodowane były masowym pojawieniem się przedstawicieli okrzemek. W Zalewie Wiślanym (st. KW) (rys. 2.3.1.1) oraz w strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża (st. Ł7, K6 i P16) zanotowano, podobnie jak w 2012 r., niższe wartości biomasy w stosunku do średniej z wielolecia (rys. 2.3.1.4 i 2.3.1.5). Z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż w poszczególnych regionach polskiej strefy południowego Bałtyku całkowita biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich nie ulega znaczącym zmianom w ostatnim dziesięcioleciu. Pojawiające się w serii danych większe wartości biomasy (rys. 2.3.1.3, 2.3.1.4 i 2.3.1.5) mają związek z epizodycznymi zakwitami fitoplanktonu, które deformują wartości średnie z dziesięciolecia i w zasadzie powinny być usunięte przy obliczaniu średnich jako wartości odstające. Jedynym regionem, który charakteryzuje się znacznymi wahaniami biomasy na przestrzeni ostatnich 7 lat jest Zatoka Pomorska (st. B13) (rys. 2.3.1.6). Należy jednak podkreślić znaczące różnice w wielkości biomasy produkowanej w poszczególnych regionach na co wskazują różnice w przyjętych na wykresach wartościach skali biomasy.

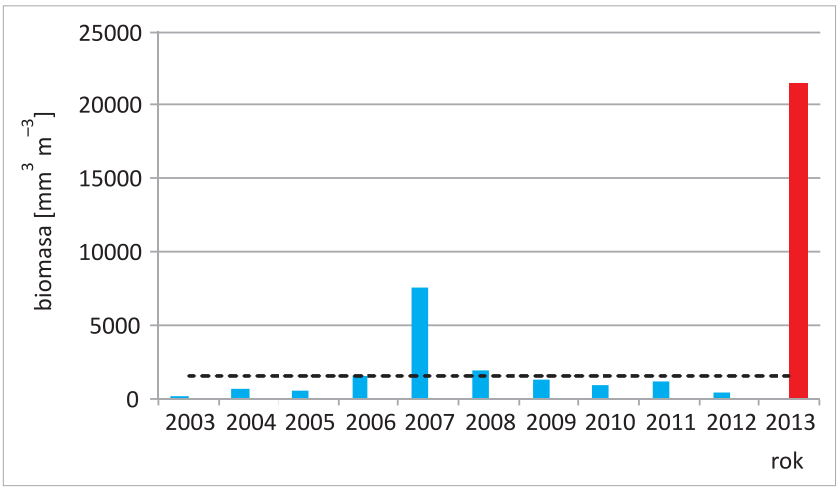
Liczba 121 gatunków, zanotowanych w populacji fitoplanktonu w polskiej strefie Bałtyku w miesiącach letnich 2013 r. była zdecydowanie wyższa niż w roku 2012 (99), ale porównywalna z poziomem z lat poprzednich, odpowiednio 142 i 112 gatunków w 2010 i 2011 roku.



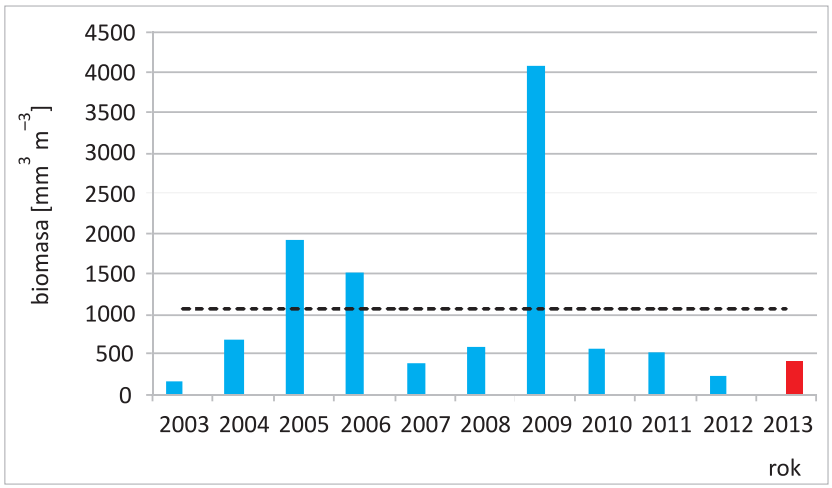
Rys. 2.3.1.1. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2003–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2003–2012



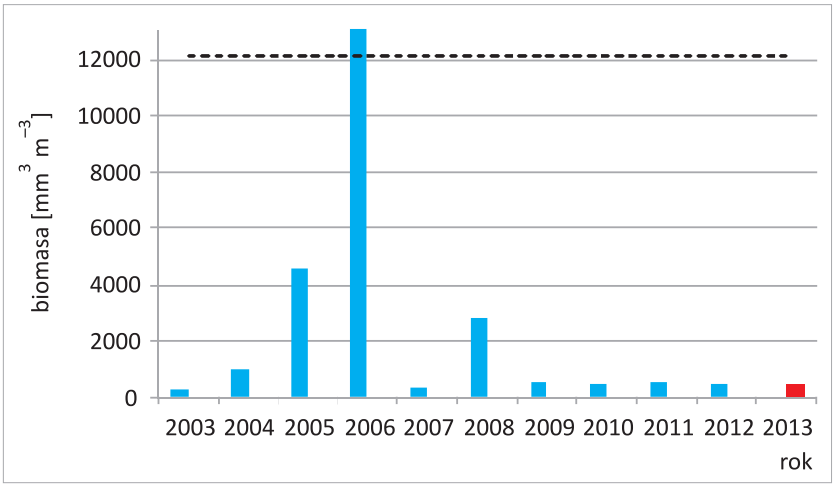
Rys. 2.3.1.2. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2003–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2003–2012



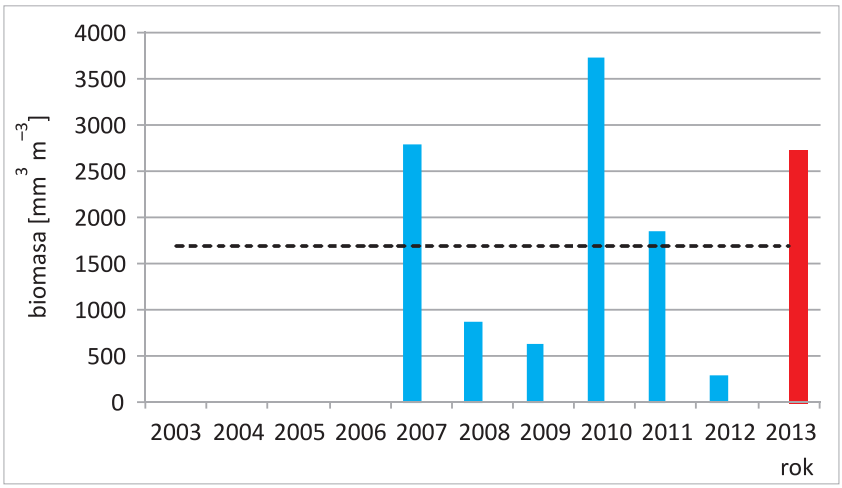
Rys. 2.3.1.3. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2003–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2003–2012



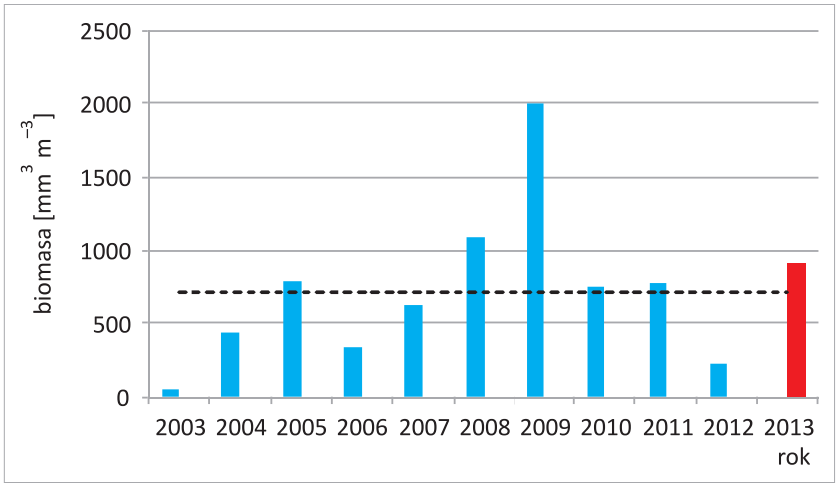
Rys. 2.3.1.4. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2003–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2003–2012



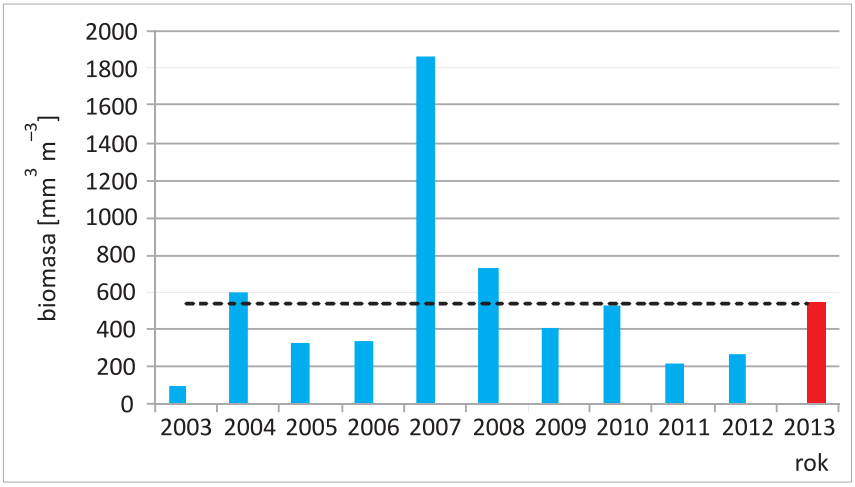
Rys. 2.3.1.5. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6 i P16) w latach 2003–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2003–2012



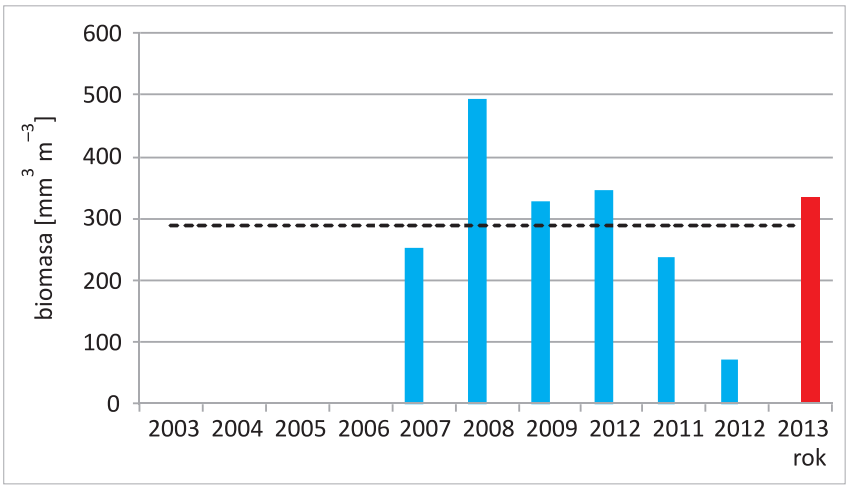
Rys. 2.3.1.6. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2007–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2007–2012



Rys. 2.3.1.7. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st.P1) w latach 2003–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2003–2012



Rys. 2.3.1.8. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2003–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2003–2012



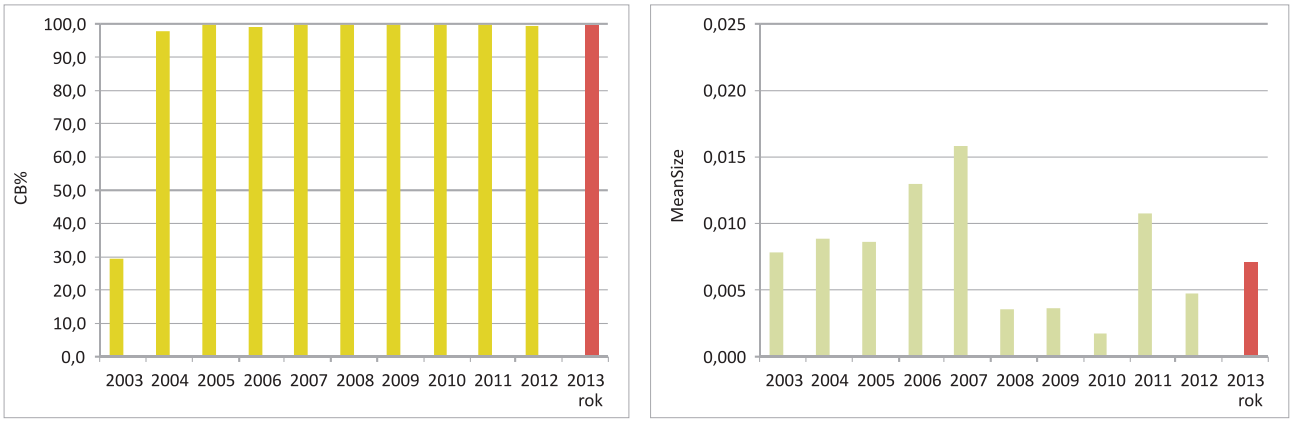
Rys. 2.3.1.9. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2007–2012 (słupki – niebieskie) i w 2013 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia biomasa w miesiącach letnich w wieloleciu 2007–2012

2.3.2. Zooplankton

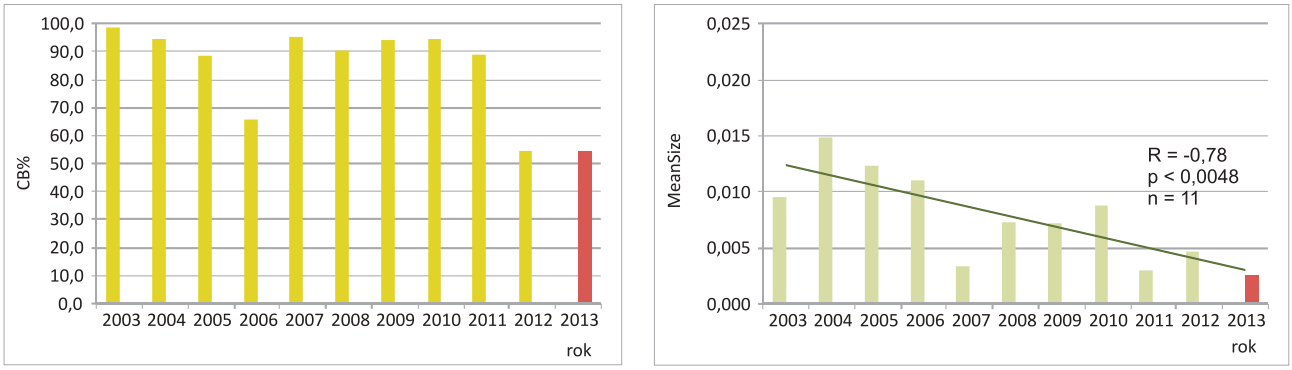
Zooplankton jest monitorowany w programie monitoringu Bałtyku w zakresie oznaczania składu gatunkowego, liczebności i biomasy, tj. w zakresie spełniającym wymagania RDSM. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2013 r. prowadzono na 10 stacjach: w Zalewie Wiślanym (st. KW) i Zalewie Puckim (st. ZP6), w Zatoce Gdańskiej (st. P110), w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7, P16 i K6), w otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13) oraz w strefie pełnomorskiej: w Głębi Gdańskiej (st. P1), w Głębi Bornholmskiej (st. P5) oraz w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140). We wszystkich próbach biologicznych zbadanych w 2013 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 2011 r., gdy znaleziono 24 taksony, a nieco uboższy niż w 2012 r. (30 taksonów). Najbardziej zróżnicowana populacja zooplanktonu, 22 taksony, występowała w Zalewie Puckim oraz w otwartej części Zatoki Pomorskiej (21 taksonów). Zróżnicowane gatunkowo (20 taksonów) zbiorowości stwierdzono także w obszarach Głębi Gdańskiej (st. P1) i Głębi Bornholmskiej (st. P5). Zalew Wiślany (st. KW), gdzie znaleziono 12 taksonów, ponownie okazał się najmniej przyjaznym dla zooplanktonu. Na wszystkich stacjach znaleziono widłonoga *Acartia bifilosa var. Inermis*, stadia rozwojowe nauplius i copepodit I–III, wioślarkę *Bosmina longispina* oraz stadia larwalne mięczaków i wieloszczetów. Zwraca uwagę ponowne pojawienie się nierodzimej, drapieżnej wioślarki – *Cercopagis pengoi*, która pojawiła się w Zalewie Wiślanym, gdzie była już notowana dosyć regularnie, jak i w Zalewie Puckim, gdzie występowała sporadycznie, a nawet w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej. *Cercopagis pengoi* odżywia się stadiami larwalnymi Copepoda i Cladocera, przyczynia się zatem do spadku liczebności przedstawicieli tych grup.

W pracach grupy HELCOM COREST zaproponowano 4 wskaźniki (*candidate indicators*) związane z zooplanktonem: i) biomasa widłonogów, ii) biomasa mikrofagowego mezozooplanktonu, iii) różnorodność gatunkowa zooplanktonu oraz iv) średnie rozmiary zooplanktonu. Wskaźniki te są istotne dla oceny zbiorowości zooplanktonu w ramach cechy C1 – bioróżnorodność i zasobów pożywienia dla ryb planktonożernych – cecha C4 – sieci troficzne. Dla potrzeb niniejszego opracowania podjęto próbę przedstawienia stanu zooplanktonu za pomocą 2 spośród wymienionych wskaźników: biomasy widłonogów, a dokładnie procentowego udziału biomasy widłonogów w całkowitej biomasie mezo-zooplanktonu (CB%) w odniesieniu do średnich rocznych, oraz średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize),

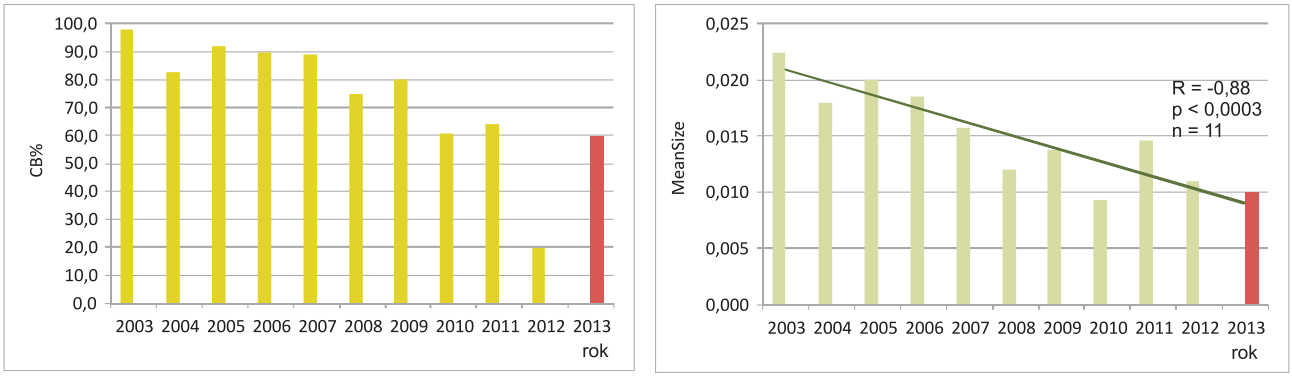
wyrażonej przez stosunek całkowitej biomasy do całkowitej liczebności, również w odniesieniu do średnich rocznych. Wskaźnik CB% charakteryzuje stan zooplanktonu jako bazy pokarmowej dla ryb odżywiających się zooplanktonem, np.: szprota i młodych osobników śledzi. Z kolei wskaźnik MeanSize wskazuje na stan zooplanktonu wynikający z zawansowania eutrofizacji, ponieważ wykazano, że w miarę postępu eutrofizacji w populacji zooplanktonu zaczynają przeważać niewielkie organizmy, bardziej konkurencyjne w wyżeraniu nano- i piko-planktonu. Zmiany obydwu wskaźników na poszczególnych stanowiskach badawczych w wieloleciu 2003–2012 oraz ich poziom w 2013 r. przedstawiono na wykresach (rys. 2.3.2.1–2.3.2.9).



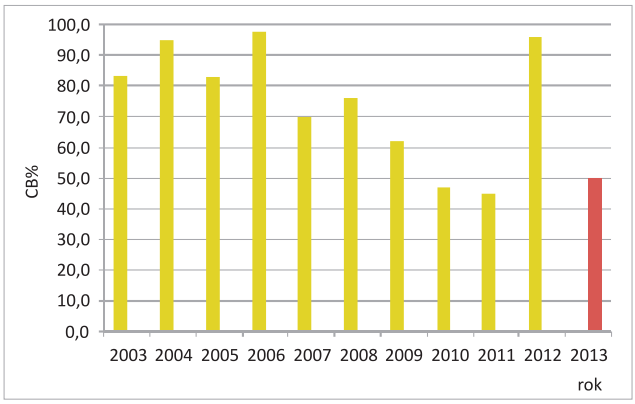
Rys. 2.3.2.1. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012

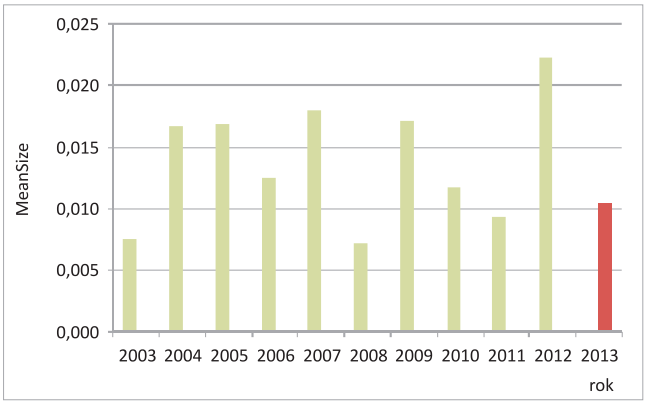


Rys. 2.3.2.2. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012; linia ciągła ilustruje istotny trend

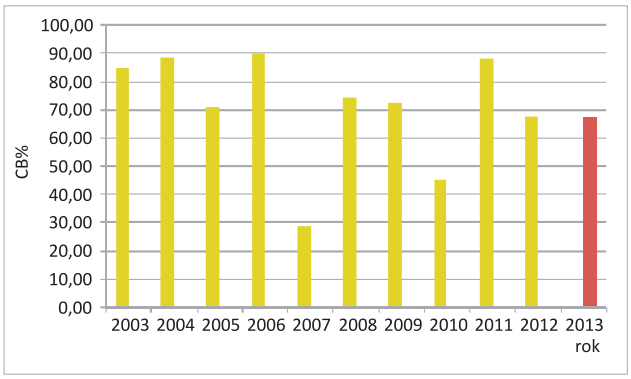


Rys. 2.3.2.3. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012; linia ciągła ilustruje istotny trend

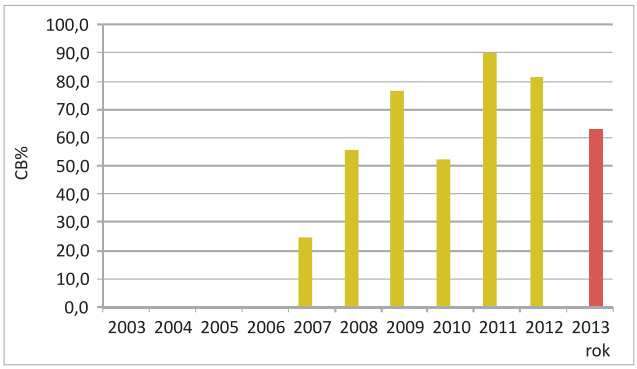


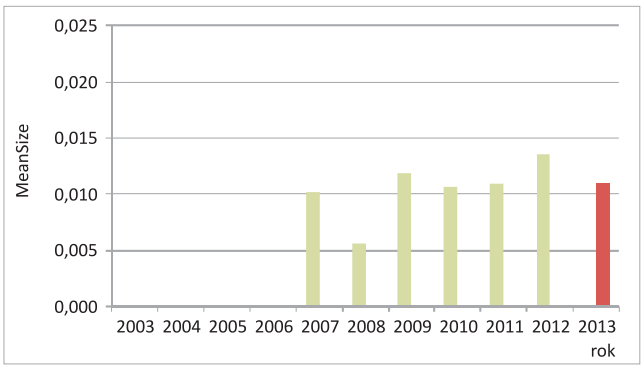


Rys. 2.3.2.4. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012

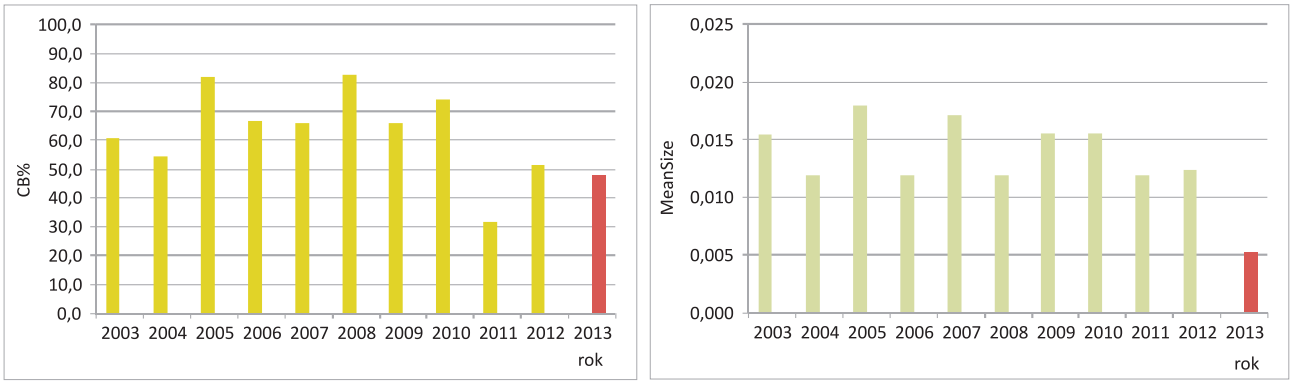


Rys. 2.3.2.5. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (uśrednione dla st. P16 i K6) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012

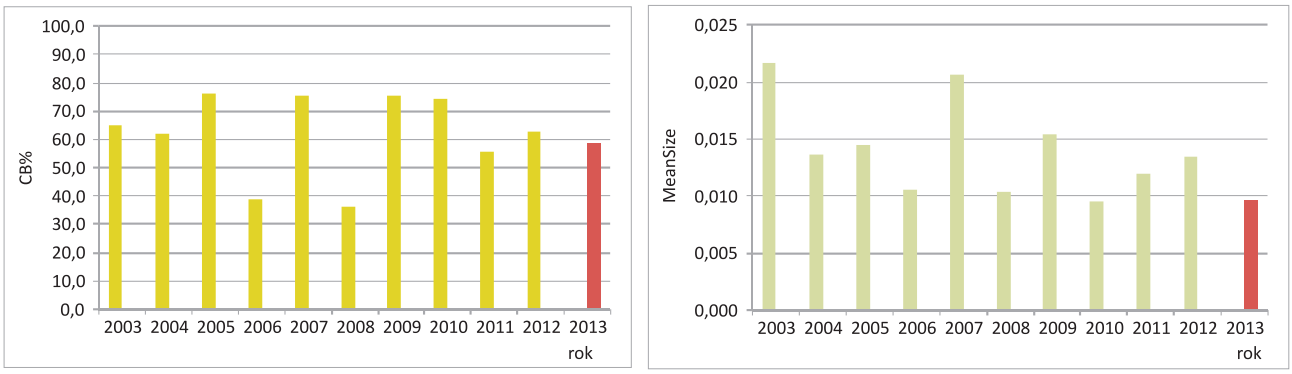




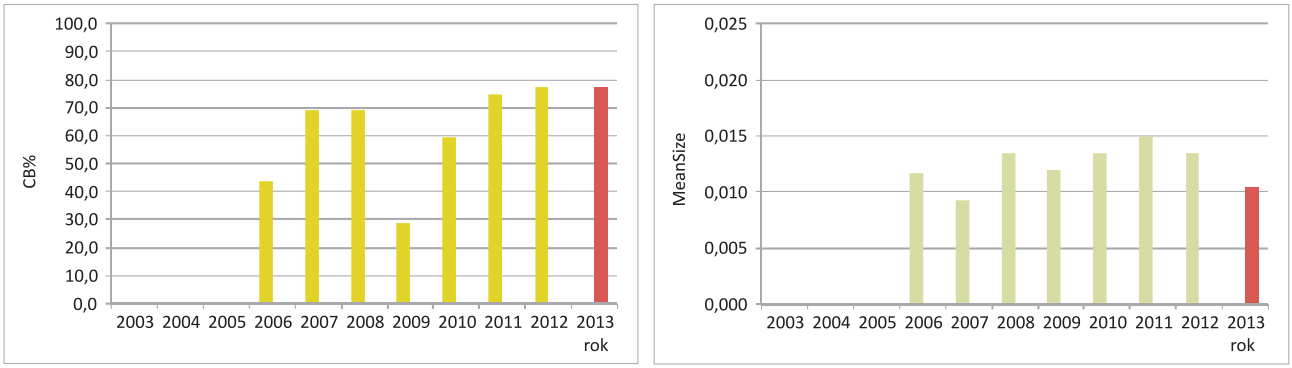
Rys. 2.3.2.6. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012



Rys. 2.3.2.7. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012



Rys. 2.3.2.8. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012



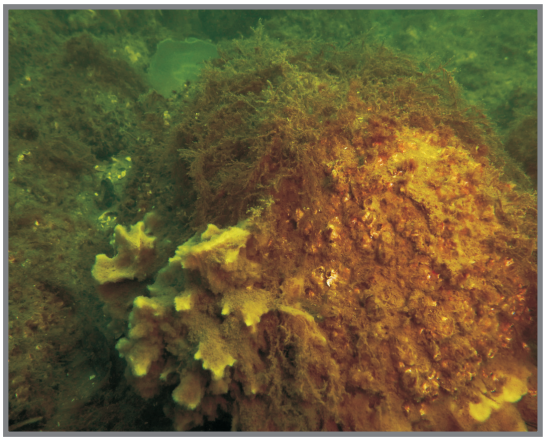
Rys. 2.3.2.9. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasie zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w 2013 r. (słupek czerwony) na tle wielolecia 2003–2012

Widłonogi (Copepoda) stanowią dominującą grupę, pod względem biomasy (CB%), w populacji zooplanktonu w polskiej strefie Bałtyku, ich udział wzrasta w akwenach o mniejszym zasoleniu (Zalew Wiślany, Zalew Pucki, Zatoka Gdańska) (rys. 2.3.2.1, 2.3.2.2 i 2.3..2.3). Wydaje się, że obserwowane w wieloleciu fluktuacje tego wskaźnika zależą głównie od zmienności warunków klimatycznych. Analiza wskaźnika średniego rozmiaru (MeanSize) wskazuje na znacznie większe zróżnicowanie zooplanktonu w poszczególnych regionach polskiej strefy Bałtyku. Najniższe wartości wskaźnika występują w przypadku Zalewu Wiślanego i Zalewu Puckiego (rys. 2.3.2.1, 2.3.2.2), co oznacza, że przy znacznej liczebności organizmy zooplanktonowe osiągają w tych akwenach niewielką biomasę – jest to sytuacja

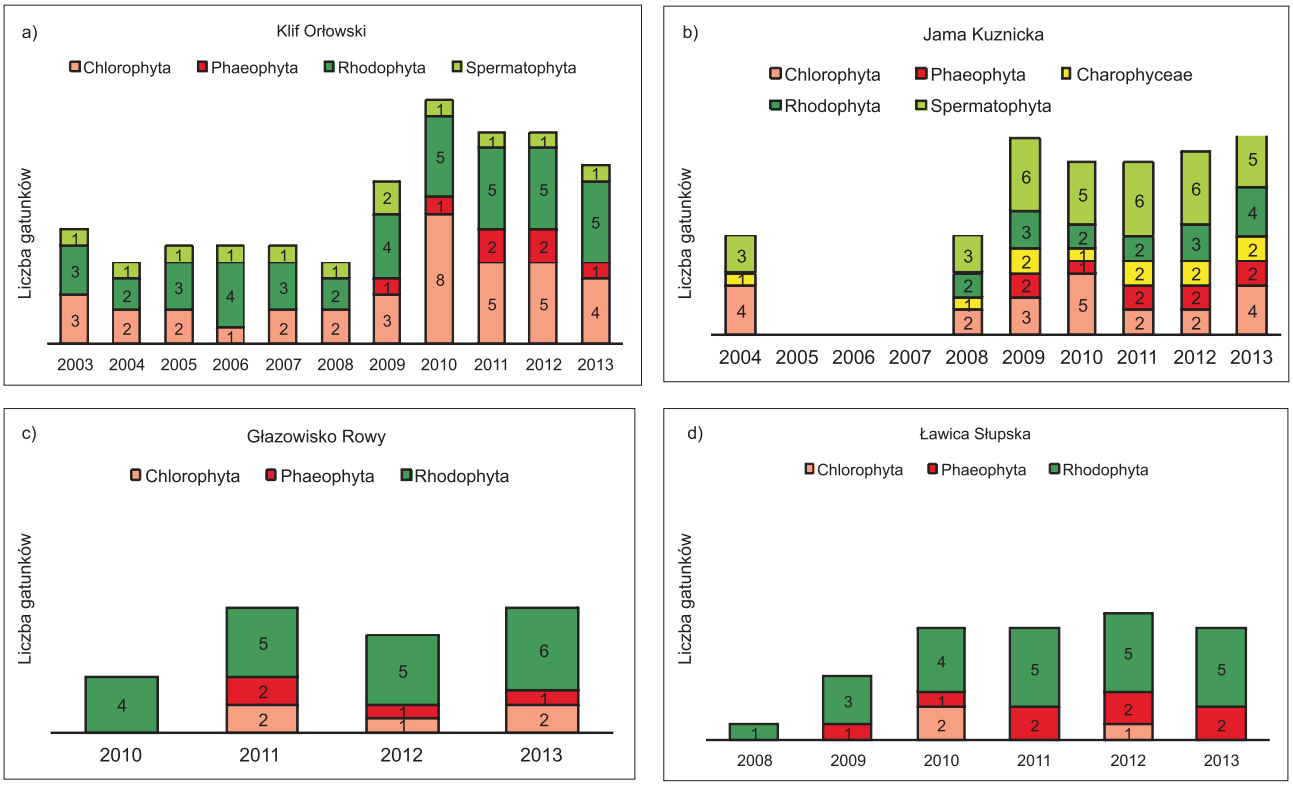
charakterystyczna dla środowisk silnie zeutrofizowanych. Ponadto w obszarach Zalewu Puckiego (st. ZP6) i centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) wskaźnik MeanSize wykazuje istotne statystycznie trendy ujemne (rys. 2.3.2.2 i 2.3.2.3), czyli systematyczne pogarszanie się stanu zooplanktonu. Jednocześnie zwraca uwagę fakt, że wartości tego wskaźnika należały w 2013 r. do niższych w porównaniu z wieloleciem, co oznacza, że zarówno liczebności, jak i wartości biomasy mezozooplanktonu były w 2013 r. na niższym poziomie.

2.3.3. Fitobentos

W roku 2013, podobnie jak w latach wcześniejszych, monitoring makrofitobentosu prowadzono w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski w Zatoce Gdańskiej (stacja KO), Jama Kuźnicka w Zalewie Puckim (stacja ZP5), w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w obrębie Głazowiska Rowy (stacja RO) oraz w rejonie Ławicy Słupskiej (stacja ŁS) (rys. 2.1). W roku 2013 na poszczególnych transektach pomiarowych odnotowano podobną liczbę gatunków jak w latach 2011–2012.



Na profilach Klif Orłowski oraz Ławica Słupska występowało w roku 2013 mniej gatunków zielenic niż w latach wcześniejszych (rys. 2.3.3.1a,d), natomiast na transektach Jamy Kuźnickiej i Głazowiska Rowy pojawiła się większa liczba taksonów należących do zielenic niż w latach poprzednich (rys. 2.3.3.1 b, c).



Rys. 2.3.3.1. Zmiany liczby gatunków makrofitobentosu na profilach monitorowanych w 2013 r. i w latach poprzednich; a) Klif Orłowski (Zatoka Gdańska), b) Jama Kuźnicka (Zalew Pucki), c) Głazowisko Rowy (strefa płytkowodna środkowego wybrzeża), d) Ławica Słupska (otwarte wody Basenu Bornholmskiego)

Na podstawie wyników analizy taksonomicznej i oznaczeń biomasy próbek roślin zebranych w dwóch okresach: w czerwcu, tj. w szczycie rozwoju roślin zakorzenionych i makroglonów, oraz we wrześniu – w okresie spowolnionego wzrostu makrofitobentosu, obliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1). Wskaźnik stanu makrofitów oparty jest na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do całkowitej biomasy makrofitów, wartości średnich wyznaczonych z dwóch sezonów pomiarowych.

$$SM_1 = \frac{\sum_{i=1}^{n} B_p}{\sum_{i=1}^{n} B_c}$$

gdzie:

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

B_c – całkowita biomasa makrofitów,

n – liczba gatunków roślin.

Wartość $SM_1 = 0{,}8$ przyjęto jako granicę pomiędzy stanem dobrym (GES) a stanem poniżej dobrego (subGES), wg zasad klasyfikacji Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM). Jest to jednocześnie wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg klasyfikacji Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW). Wskaźnik SM_1 stosowany do oceny stanu makrofitów w RDW, pogrupowano w pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (tab. 2.3.3.1)

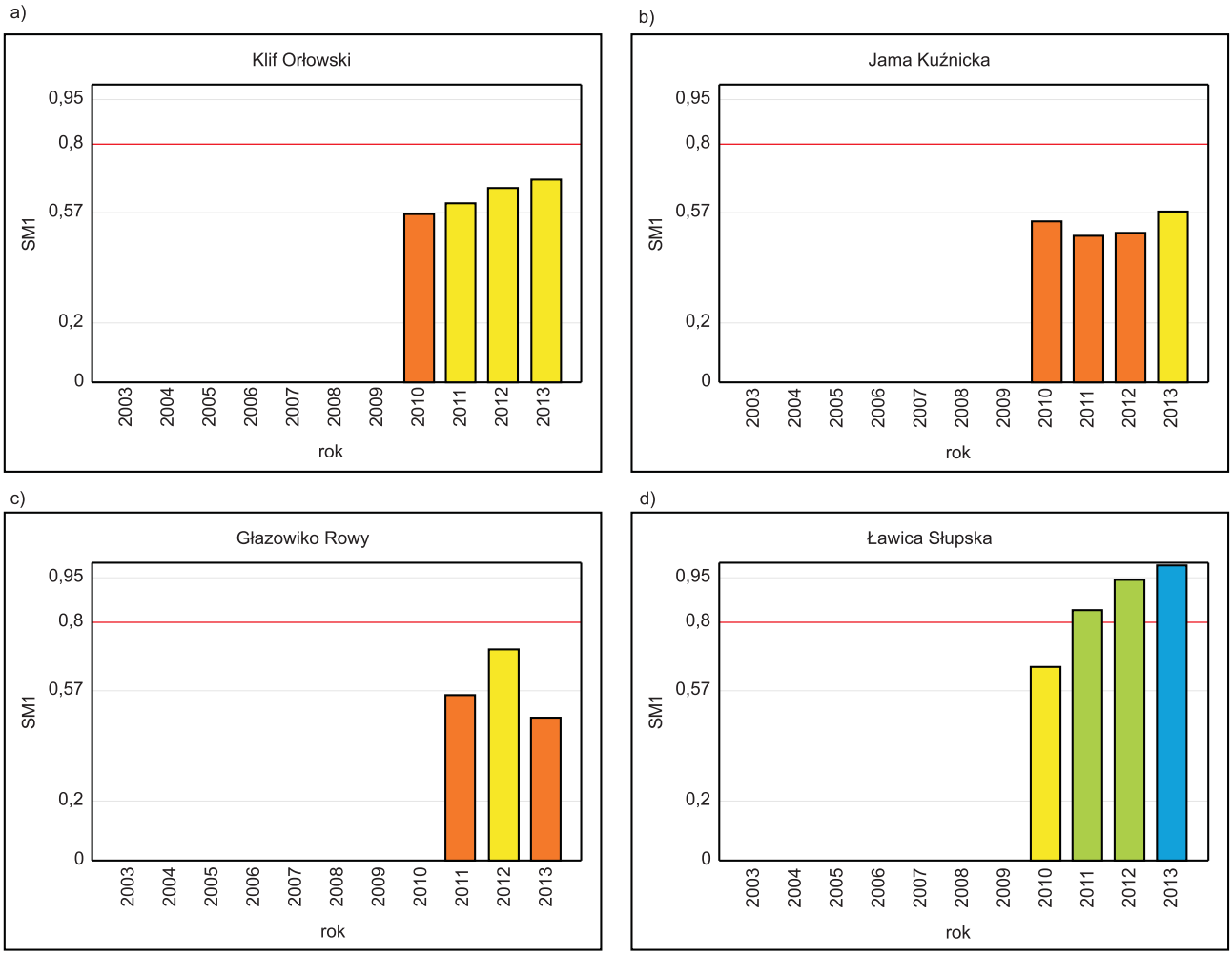
Tabela 2.3.3.1. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1, wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM)

Przedział wartości wskaźnika SM_1	**Stan ekologiczny**	
	wg RDW	**wg RDMS**
$0{,}95_1 < SM_1 \leq 1{,}0$	bardzo dobry (5)	GES
$0{,}80_1 < SM_1 \leq 0{,}95$	dobry (4)	
$0{,}57_1 < SM_1 \leq 0{,}80$	umiarkowany (3)	subGES
$0{,}2_1 < SM_1 \leq 0{,}57$	słaby (2)	
$0 \leq SM_1 \leq 0{,}2$	zły (1)	

Wśród czterech monitorowanych lokalizacji makrofitów, poprawę stanu roślinności podwodnej w 2013 r. stwierdzono na dwóch transektach – w Jamie Kuźnickiej ze stanu słabego na umiarkowany oraz w obszarze Ławicy Słupskiej ze stanu dobrego do bardzo dobrego (rys. 2.3.3.2b i 2.3.3.2d). Stan makrofitów w obrębie Głazowiska Rowy (rys. 2.3.3.2c) był w 2013 r. gorszy (słaby) w porównaniu z rokiem poprzednim (umiarkowany).

W obrębie Ławicy Słupskiej brunatnice pojawiły się jedynie w czerwcu, podobnie jak w poprzednich latach. Całkowita biomasa brunatnic – wskaźników pogarszającego się stanu środowiska, w czerwcu 2013 r. była na poziomie zbliżonym jak w 2012 r., jednak ich udział w całkowitej biomasie był o 20% niższy ze względu na bujniejszy rozrost roślin pozytywnych. Wzrost udziału krasnorostów w całkowitej biomasie spowodował, że po raz pierwszy od rozpoczęcia monitoringu makrofitobentosu (2010 r.), w tym obszarze stwierdzono stan bardzo dobry. W obszarze wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej, w rejonie Klifu Orłowskiego, stan makrofitów utrzymuje sie od kilku lat na poziomie umiarkowanym, a stan słaby notowano ostatnio w 2010 r. (rys. 2.3.3.2a). W tej ogólnej tendencji poprawy stanu ekologicznego wyjątkiem był jedynie fragment na głębokości 1–2 m, gdzie pojawiły się zielenice, uzyskując największą biomasę od 2010 roku.

Za poprawę stanu makrofitów w obszarze Zatoki Gdańskiej odpowiada głównie ich sytuacja w Zalewie Puckim (rys. 2.3.3.2b). W 2013 r., w Jamie Kuźnickiej odnotowano podobną biomasę roślin naczyniowych jak w latach 2011–2012, jednak biomasa brunatnic była w analizowanym roku prawie 8 razy niższa niż w roku 2012. O poprawie stanu ekologicznego świadczy również zasięg głębokościowy występowania roślin naczyniowych. W latach 2010–2011 rośliny naczyniowe występowały w przedziale głębokości 5–6 m, a w roku 2013 zasięg głębokości wynosił już 6–7 m.



Rys. 2.3.3.2. Ocena stanu makroglonów i okrytozalążkowych na podstawie indeksu SM_1 w 2013 r. na tle poprzedniego okresu; a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Głazowisko Rowy, d) Ławica Słupska; klasyfikacja SM1 jak w tab. 2.3.3.1

W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, w rejonie Głazowiska Rowy (rys. 2.3.3.2.c), klasyfikacja wykazała obniżenie stanu makrofitów z umiarkowanego do słabego. Mimo iż udział glonów „negatywnych" w całkowitej biomasie w był w 2013 r. niższy o 16% niż w 2012 r., to równomierne rozmieszczenie przestrzenne zielenic i brunatnic zdecydowało o słabszym stanie ekologicznym tych wód w stosunku do lat wcześniejszych.

2.3.4. Makrozoobentos

Wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach deskryptorów C1 (bioróżnorodność), C4 (łańcuchy pokarmowe) i C6 (integralność dna morskiego) RDSM 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 ekologicznego (GES) przyjęto wartość wskaźnika pomiędzy umiarkowanym a dobrym stanem ekologicznym klasyfikacji według Ramowej Dyrektywy Wodnej zgodnie z Zał. 3 *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 9.11.2011 r. w sprawie*

sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dz.U. Nr 257, poz. 1545 (tab. 2.3.4.1).

Tabela 2.3.4.1. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Zał. 3 *Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód*

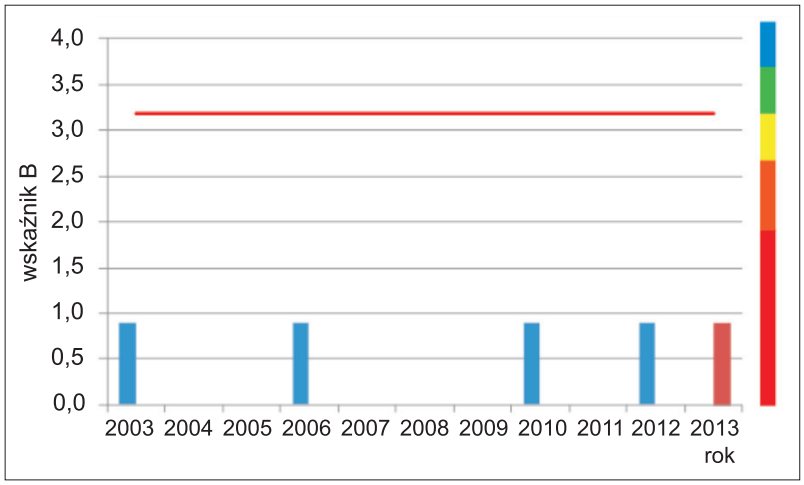
Przedział wartości wskaźnika B	Klasa	Stan ekologiczny wg RDW
> 3,72	5	*bardzo dobry*
≥ 3,18	4	*dobry*
≥ 2,70	*3*	*umiarkowany*
≥ 1,91	2	*słaby*
< 1,91	1	*zły*

Powyższą klasyfikację zastosowano dla podakwenów wydzielonych w polskiej strefie Bałtyku (rys. 2.1):
27 – wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego – stacje P1, P140, Z i Ł7,
33 – wody otwarte Zatoki Gdańskiej – stacje P110, ZN4,
35 – polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej – stacje P104, ZP6,
36 – wody otwarte Basenu Bornholmskiego – stacje B13, K6, M3, P16 oraz P5.

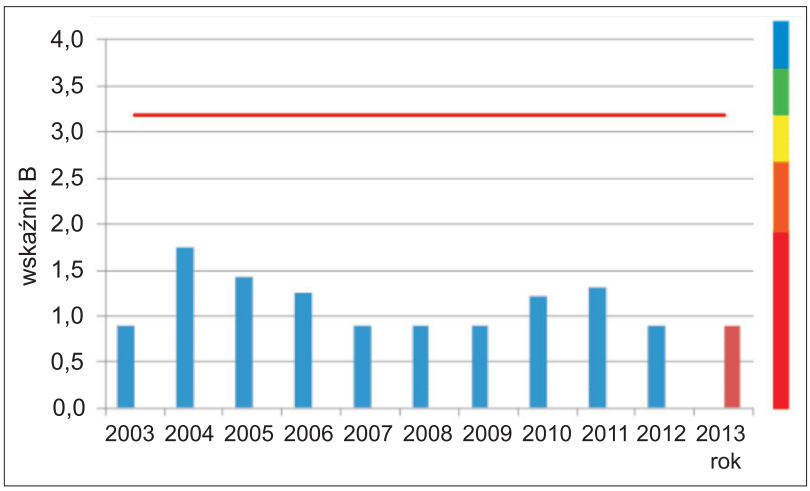
Na wykresach przedstawiono wartość wskaźnika B w 2013 r. na tle jego zmian w dziesięcioleciu 2003–2012 dla stacji z odpowiednio długą serią danych pomiarowych. Czerwona linia na wykresach ilustruje granicę dobrego stanu środowiska (GES) w rozumieniu RDSM.

W przypadku otwartych wód wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) wyniki na tle dziesięciolecia 2003–2012 przedstawiono dla stacji głębokowodnej P1 (Głębia Gdańska) (rys. 2.3.4.1), P140 z rejonu południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (rys. 2.3.4.2) oraz stacji Z z rejonu Żarnowca w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (rys. 2.3.4.3). W całym podakwenie 27 w analizowanym okresie stan makrozoobentosu pozostawał zły, w rozumieniu RDW, głównie z uwagi na zły stan fauny dennej w obrębie Głębi Gdańskiej (st. P1) i płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140). Obszar Głębi Gdańskiej (rys. 2.3.4.1), charakteryzuje się wyjątkowo niekorzystnymi warunkami bytowania organizmów dennych ze względu na przeważające przez większą część roku warunki beztlenowe lub silnego deficytu tlenowego w wodach przydennych. Na pozostałych stanowiskach monitorowania fauny dennej w tym podakwenie – płytkowodnych stacjach Z i Ł7 wartości wskaźnika B, a co za tym idzie stan makrozobentosu znacznie się różnił od strefy głębokowodnej. W 2013 r. zoobentos na stacji Z (rys. 2.3.4.3) charakteryzował się bardzo dobrym stanem ekologicznym w rozumieniu RDW jak również Strategii Morskiej (RDSM), natomiast na stacji Ł7 zoobentos wykazywał stan umiarkowany.

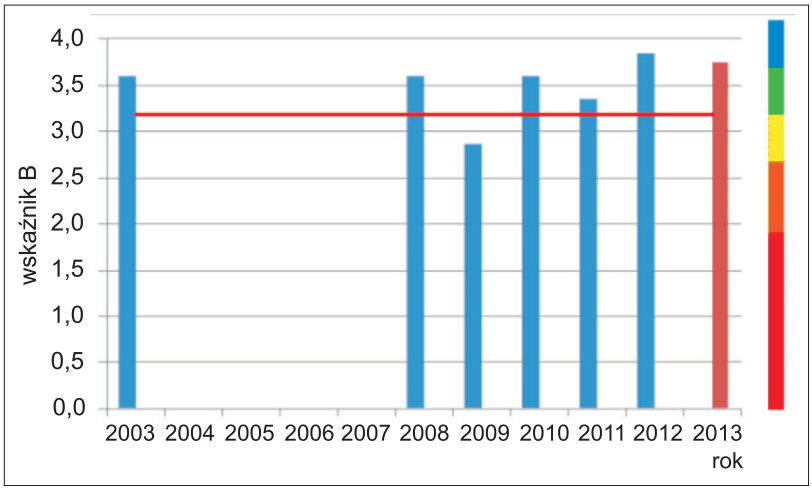
Ogólny stan makrozoobentosu w wodach wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) należy uznać za słaby wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitorigowych – klasa 2 oraz za nieodpowiedni (subGES) wg zasad RDSM.



Rys. 2.3.4.1. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2013 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2003–2012 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku



Rys. 2.3.4.2. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2013 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2003–2012 (słupki niebieskie) w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140)

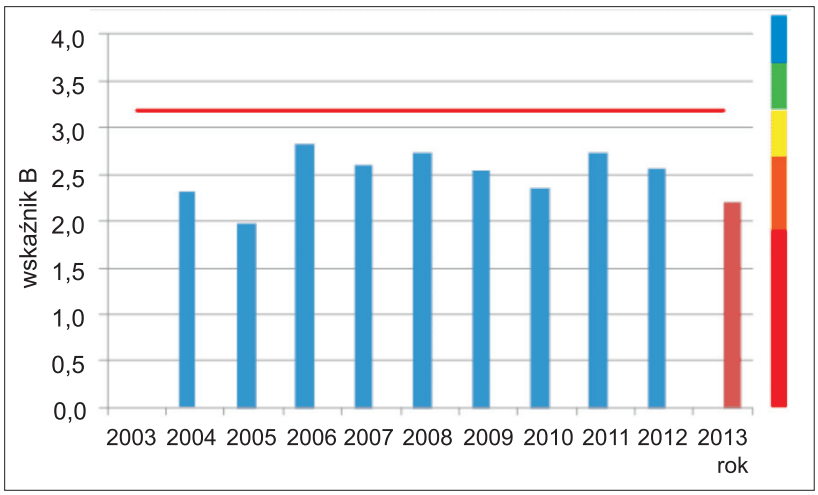


Rys. 2.3.4.3. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2013 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2003–2012 (słupki niebieskie) w rejonie Żarnowca (st. Z)

W wodach otwartych Zatoki Gdańskiej (podakwen 33) znajdują się dwie stacje monitoringu makrozoobentosu – P110 i ZN4. Ze względu na ograniczony zakres danych nie jest możliwe przedstawienie wyników oceny stanu makrozoobentosu w odniesieniu do średniej wieloletniej dla tego podakwenu. W 2013 r. stan fauny dennej na tych stacjach został oceniony jako słaby, zarówno w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Morskiej (RDW), jak również Ramowej Dyrektywy w Sprawie Strategii Morskiej (RDSM).

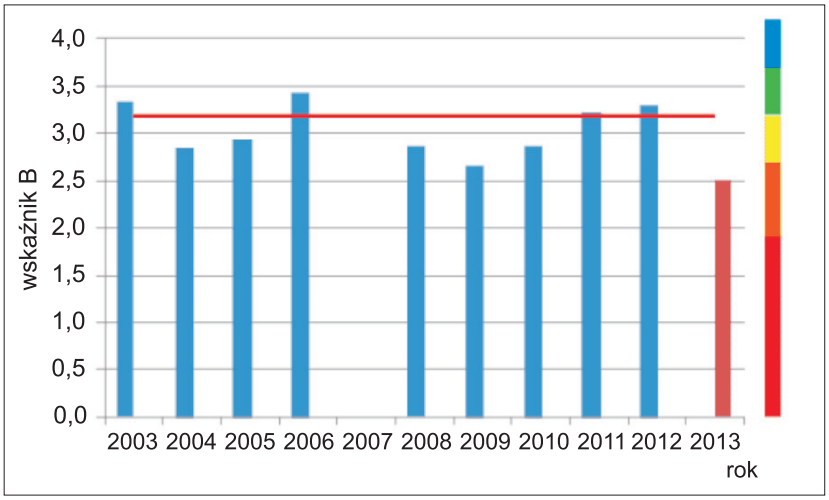
Podakwen wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 35), w zakresie makrozoobentosu reprezentowny jest przez stacje: P104, znajdującą się w okolicach cypla Helu, oraz stację ZP6, położoną w obrębie Zalewu Puckiego (wewnętrznej Zatoki Puckiej). Na stacji P104 fauna denna charakteryzowała się stanem poniżej dobrego (subGES) zarówno w 2013 r., jak i na przestrzeni dziesięciolecia 2003–2012 (rys. 2.3.4.4). Jest to specyficzna stacja, ponieważ pomimo lokalizacji w wodach przybrzeżnych, jej głębokość wynosi 56 m, co może znacząco wpływać na stan fauny dennej, a co za tym idzie na wartości wskaźnika B w tym podakwenie. Makrozoobentos na stacji ZP6 znajdującej się w płytkich wodach Zatoki Puckiej wykazywał w 2013 r. stan dobry (GES). Stan makrofauny dennej w całym podakwenie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej został oceniony w 2013 r. jako umiarkowany według RDW i poniżej dobrego (subGES) wg RDSM.

Zbiorowiska zoobentosu na stacjach w podakwenie otwartych wód Basenu Bornholmskiego (podakwen 36) wykazywały cały zakres klasyfikacji wg RDW od stanu dobrego w pasie płytkowodnym na wysokości Kołobrzegu (st. K6), poprzez stan umiarkowany – obszar płytkowodny na wysokości Mielna i Ustki (st. M3 i P16) i słaby – otwarte wody Zatoki Pomorskiej (st. B13) po zły w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5). W Zatoce Pomorskiej, w dziesięcioleciu odniesienia, zbiorowiska fauny dennej na stacji B13 (rys. 2.3.4.5) charakteryzowały się fluktuacjami stanu powyżej i po-



Rys. 2.3.4.4. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2013 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2003–2012 (słupki niebieskie) w rejonie przybrzeżnym Zatoki Gdańskiej (st. P104)

niżej granicy GES, jednakże w 2013 r. zanotowano najniższe wartości wskaźnika B w całej serii pomiarowej. Stan makrozoobentosu na stcji M3 (rys. 2.3.4.7) jedynie w 2013 r. wykazywał stan ekologiczny poniżej dobrego i jest to pojedynczy przypadek w posiadanej serii danych z tego rejonu. Jedynym zdecydowanie odstającym obszarem wśród stacji monitoringowych w tym podakwenie jest Głębia Bornholmskiej (st. P5), gdzie zoobentos charakteryzował się złym stanem w całym dziesięcioleciu 2003–2012, jak i w 2013 r. (rys. 2.3.4.8). Spowodowane jest to przewagą występowania w wodach przydennych Głębi warunków deficytu tlenowego lub całkowicie beztlenowych z obecnością siarkowodoru, uniemozliwiających bytowanie faundy dennej, a te warunki z kolei wynikają głównie z przyczyn hydrodynamicznych.

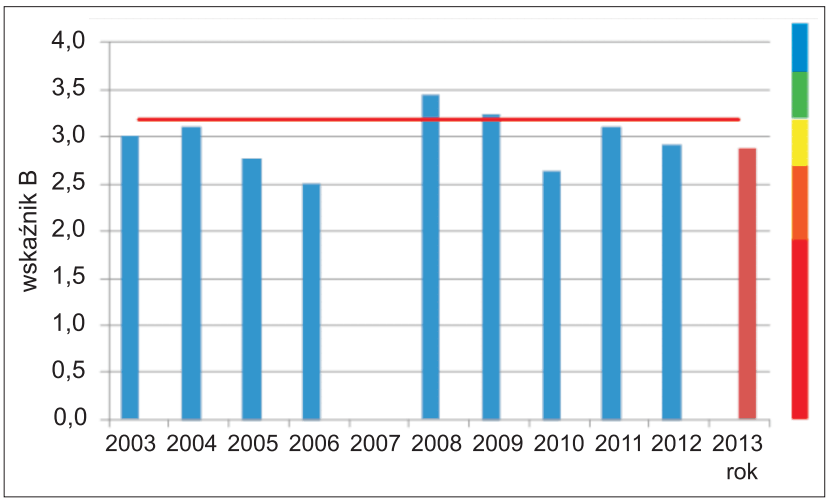


Rys. 2.3.4.5. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2013 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2003–2012 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13)

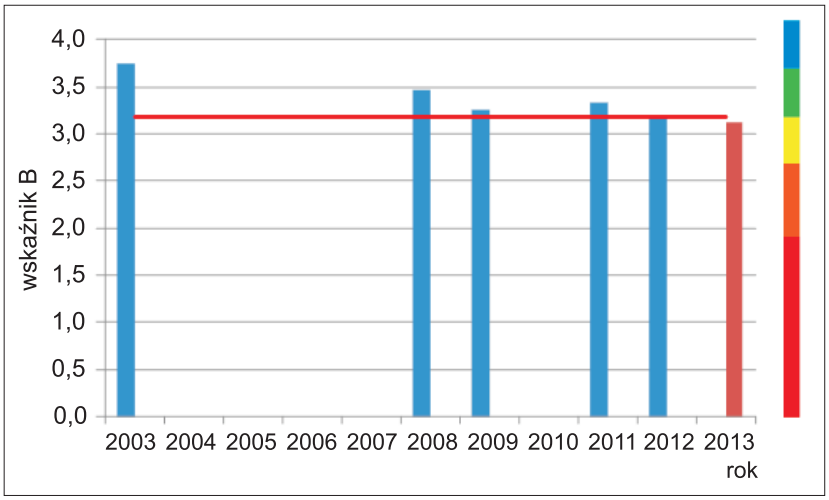
Ogólny stan makrozoobentosu w podakwenie otwarte wody Basenu Bornholmskiego (podakwen 36) został sklasyfikowany jako słaby wg zasad RDW, średnia klasyfikacja z poszczególnych stanowisk monitorigowych wynosi 2, oraz jako nieodpowiedni (subGES) wg zasad RDSM.

W żadnym z monitorowanych podakwenów stan makrozoobentosu nie osiągnął wartości docelowej RDSM – stanu dobrego.

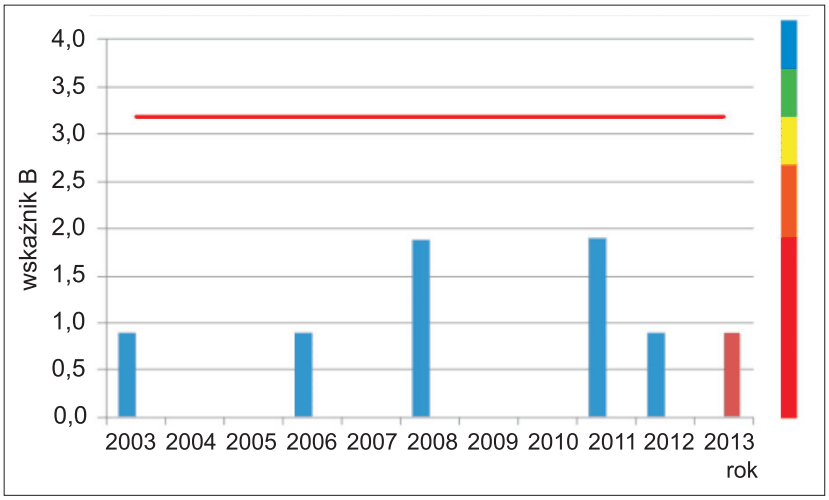
Podsumowując, należy stwierdzić, że dobór i rozmieszczenie stacji pomiarowych może mieć duże znaczenie dla oceny stanu makrofauny bezkręgowców dennych w analizowanych podakwenach. Z analizy rozmieszczenia stacji nasuwa się jednoznaczna konkluzja, iż w przypadku obszarów reprezentowanych jedynie przez stacje głębokowodne, gdzie stan fauny dennej jest wypadkową nie tylko czynników antropogenicznych, ale głównie hydrodynamicznych, ogólna klasyfikacja może być zaniżona w stosunku do rejonów, w których znajduje się więcej stacji płytkowodnych, gdzie stan ekologiczny fauny dennej jest lepszy.



Rys. 2.3.4.6. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2013 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2003–2012 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki (st. P16)



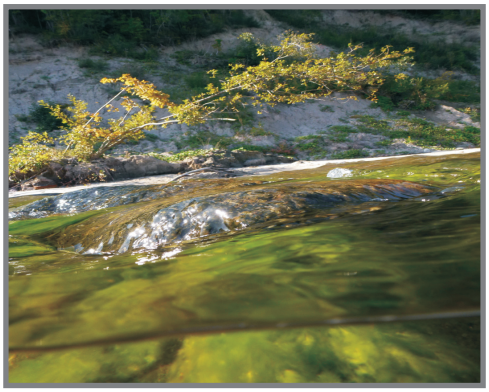
Rys. 2.3.4.7. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2013 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2003–2012 (słupki niebieskie) na stacji M3



Rys. 2.3.4.8. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2013 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2003–2012 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5); brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku

2.4. Wskaźniki deskryptorów presji

2.4.1. 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*, do których zaliczane są wskaźniki podstawowe określające 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.

Wymienione wskaźniki podstawowe, 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 2013 r. przeprowadzono ponownie wyłącznie na podstawie wyników programu COMBINE, dlatego brak oceny dla akwenów – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego (38) i przybrzeżne wody wsch. części Bałtyku Właściwego (62) (rys. 2.1), gdyż podlegają one monitoringowi w ramach RDW, który jest realizowany przez regionalne WIOŚ i nie zostały jeszcze opracowane mechanizmy przekazywania danych niezbędnych do wykonania oceny. 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 2013 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 (rys. 2.1).

Kontrolę zimowej puli substancji biogennych przeprowadzono w rejsie r/v „Baltica" w pierwszej dekadzie lutego 2013 r. (tab. 2.4.1.1).

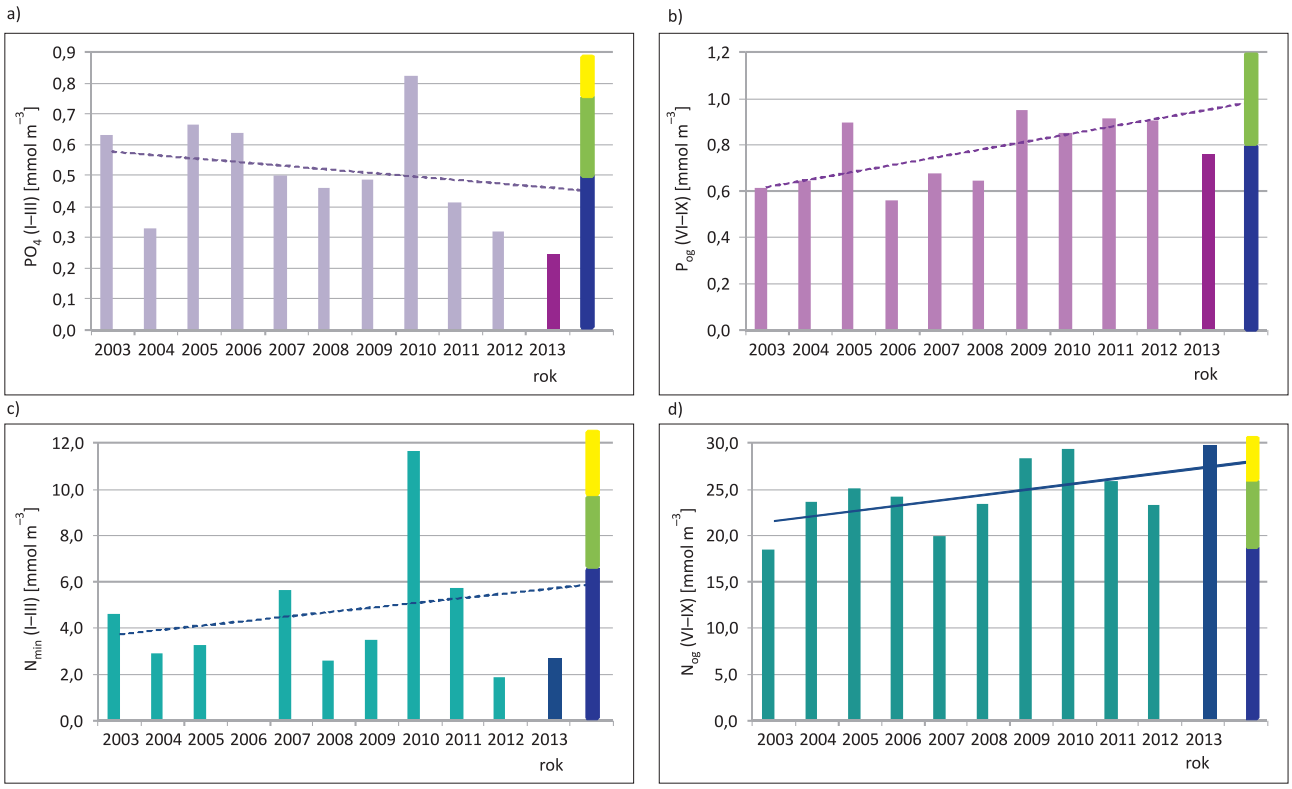
Tabela 2.4.1.1. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] nieorganicznych form fosforu i azotu w warstwie powierzchniowej (0–10 m) w miesiącach zimowych (I–III) w 2013 r., średnie roczne* stężenia w zalewach przymorskich oraz średnie stężenia fosforu i azotu ogólnego w miesiącach letnich (VI–IX) 2013 r. (w nawiasach podano średnie z dziesięciolecia 2003–2012)

Akwen	Stacja	PO_4^{3-}	P_{og}	N-in	N_{og}
Zalew Wiślany (35A)	KW	0,39* (0,60*)	2,83* (4,11*)	6,00* (7,45*)	59,89* (81,85*)
przybrzeżne wody Zatoki Gdańskiej (35)	ZP6	0,14* (0,19*)	1,13* (2,76*)	0,76* (0,96*)	29,81* (30,72*)
	P104	0,34 (0,48)	0,73 (0,82)	4,34 (5,07)	32,32 (24,43)
wody otwarte Zatoki Gdańskiej (33)	P110, P116	0,24 (0,48)	0,61 (0,72)	2,68 (4,45)	29,82 (24,31)
wody otwarte wsch. części Bałtyku Właściwego (27)	P1	0,21 (0,51)	0,83 (0,68)	2,32 (4,42)	30,89 (22,65)
	P140	0,36 (0,57)	0,42 (0,60)	2,01 (3,26)	25,65 (21,34)
	Ł7, ZN4, R4	0,31 (0,42)	0,76 (0,82)	2,76 (4,91)	25,47 (22,94)
wody otwarte Basenu Bornholmskiego (36)	P16, K6	0,24 (0,41)	0,65 (0,82)	6,33 (5,72)	26,41 (23,42)
	B13, B15	0,37 (0,36)	0,75 (1,08)	10,95! (12,81)	39,24 (26,88)
	P5	0,37 (0,66)	0,41 (0,70)	2,42 (2,87)	22,73 (22,25)

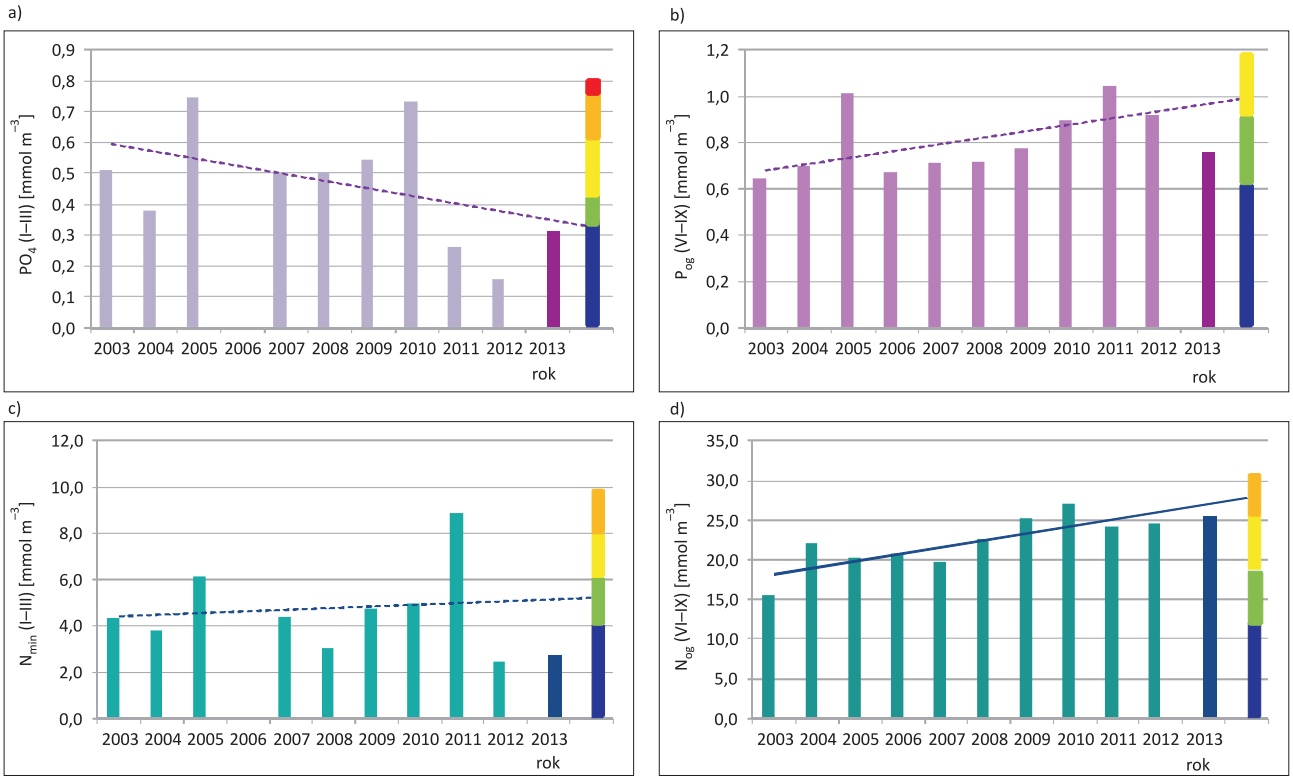
N-in = $NO^-_3 + NO^-_2 + NH^+_4$; P_{og} – fosfor ogólny, N_{og} – azot ogólny

Poziom zmierzonych stężeń nieorganicznych fosforanów był w zimie 2013 r. znacznie niższy, nawet o 50%, niż odpowiednie wartości z dziesięciolecia 2003–2012. Tę samą sytuację zaobserwowano w przypadku średnich rocznych stężeń fosforanów w Zalewach. Jedynie w wodach Zatoki Pomorskiej nie stwierdzono zmiany w stosunku do średniej z wielolecia. Również poziom zimowych stężeń azotu nieorganicznego był zdecydowanie niższy w większości akwenów, z wyjątkiem Zatoki Pomorskiej (tab. 2.4.1.1). Tak niskie stężenia zimowe wynikają zapewne z faktu wyjątkowo ciepłych warunków pogodowych jesienią 2012 r., o czym świadczyła utrzymująca się na podwyższonym poziomie produkcja pierwotna, co prowadziło do bieżącego zużycia regenerowanych substancji odżywczych. Inną z przyczyn niskiego poziomu fosforanów, jak i azotanów (które stanowią główny składnik sumy nieorganicznych soli azotu w zimie) jest fakt zmiany terminów rejsów monitoringowych w okresie zimowym, które od kilku lat są organizowane na przełomie stycznia i lutego lub na początku lutego, kiedy regeneracja substancji biogennych z materii organicznej nie zawsze dobiegła końca; w latach 1979–1999 rejsy zimowe były organizowane w trzeciej dekadzie lutego, a ponadto badania prowadzono także w marcu.

Utrzymuje się spadkowa tendencja zimowej puli fosforanów w wodach wszystkich regionów polskiej strefy Bałtyku, jak wskazują przykładowe wykresy (rys. 2.4.1.1a–2.4.1.3a). W zachodniej części strefy płytkowodnej środkowego Wybrzeża (stacje P16 i K6) oraz w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) ta tendencja przybrała formę



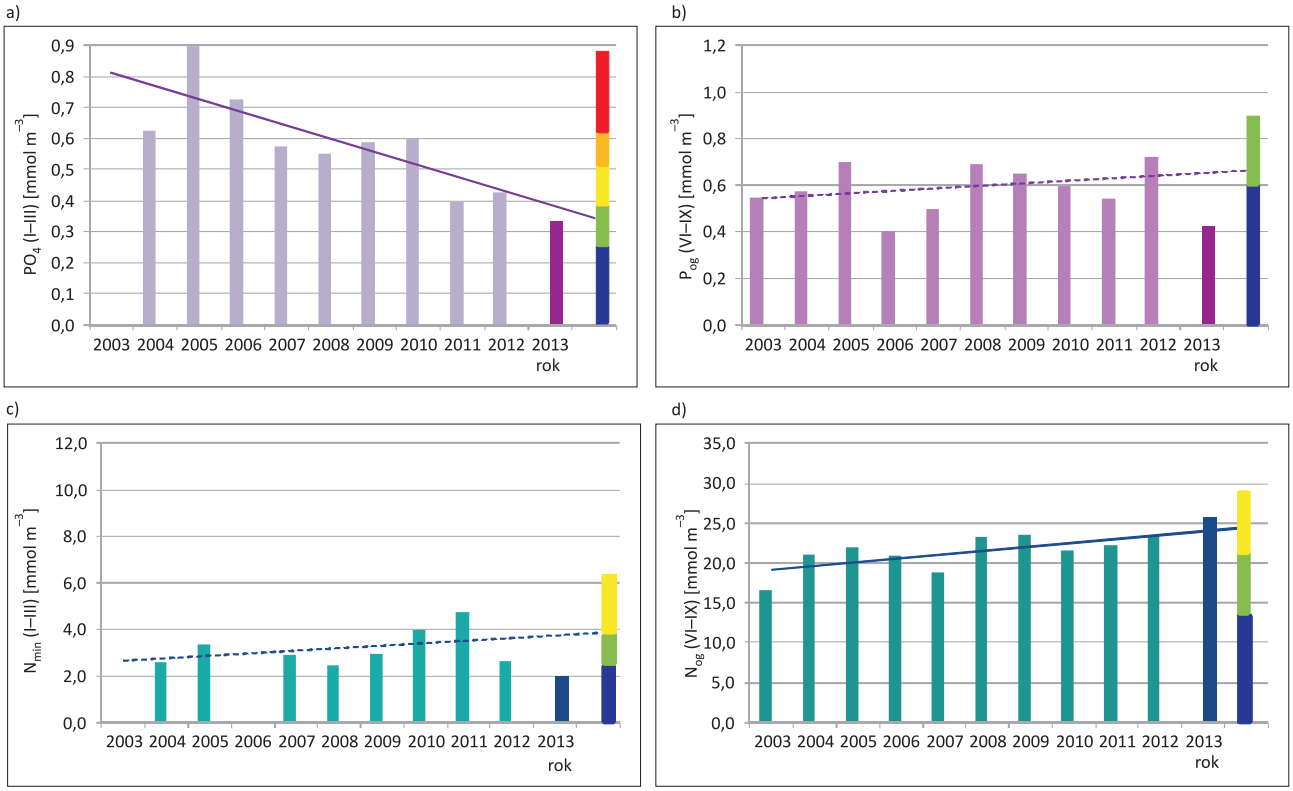
Rys. 2.4.1.1. Zmiany stężeń zimowych (I–III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) w latach 2003–2012 (jaśniejszy odcień słupków) oraz w 2013 r. (ciemniejszy odcień słupków); linie ilustrują tendencje (linia przerywana) lub trendy (linia ciągła), słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



Rys. 2.4.1.2. Zmiany stężeń zimowych (I–III) mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach płytkowodnej strefy środkowego wybrzeża (st. Ł7, R4 i ZN4) w latach 2003–2012 (jaśniejszy odcień słupków) oraz w 2013 r. (ciemniejszy odcień słupków); linie ilustrują tendencje (linia przerywana) lub trendy (linia ciągła), słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

istotnych statystycznie ujemnych trendów; $R_{P116,K6}$ = -0,66 (p,0278) i R_{P140} = -0,83 (p,026). W odniesieniu do zimowych stężeń azotu mineralnego, w wieloleciu 2003–2012 obserwuje się nadal słabą tendencję wzrostową (rys. 2.4.1.1c–2.4.1.3c).

Obniżenie zimowych stężeń substancji odżywczych miało w 2013 r. pewne odzwierciedlenie w produkcji fitoplanktonu, jeśli bierzemy pod uwagę wartości stężeń fosforu ogólnego w miesiącach letnich, które w szeregu regionów były niższe niż średnia z dziesięciolecia 2003–2012 (tab. 2.4.1.1, rys. 2.4.1.1b–2.4.1.3b). Niemniej, fosfor ogólny wykazuje tendencje wzrostowe w tym dziesięcioleciu, a wartości azotu ogólnego w okresie letnim ujawniają bardzo silne trendy dodatnie, np.: w Zatoce Gdańskiej – $R_{P110,P116}$ = 0,64 ($p < 0,0376$), wzdłuż środkowego Wybrzeża – $R_{Ł7}$ = 0,82 ($p < 0,0021$), czy w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim – R_{P140} = 0,76 ($p < 0,0076$). Oznacza to zdecydowany wzrost intensywności zakwitów glonów w tej porze roku.



Rys. 2.4.1.3. Zmiany stężeń zimowych mineralnych połączeń fosforu (a) i azotu (c) oraz form ogólnych (b, d) w miesiącach letnich w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach w latach 2003–2012 (jaśniejszy odcień słupków) oraz w 2013 r. (ciemniejszy odcień słupków); linie ilustrują tendencje (linia przerywana) lub trendy (linia ciągła), słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

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

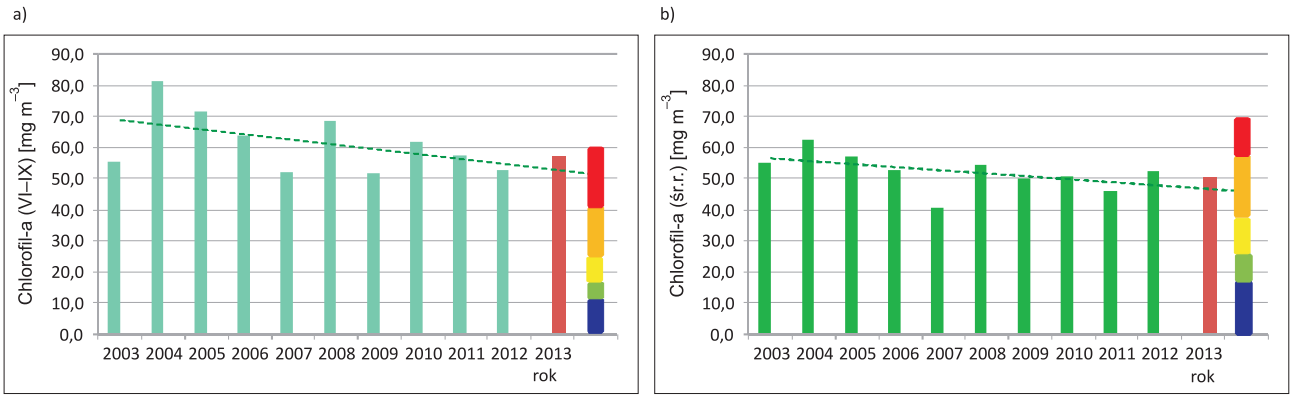
Zawartość chlorofilu-a mierzono w 2013 r. zgodnie z metodyką HELCOM COMBINE, 5 razy w roku w ciepłej porze roku, tzn. od marca do listopada. Metriksami chlorofilu-a stosowanymi w klasyfikacji stanu jest średnie stężenie w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne stężenie, uwzględniające zakwit wiosenny, podczas którego pojawiają się znaczące zawartości chlorofilu-a w wodzie morskiej (tab. 2.4.1.2).

Przedstawione wyniki (tab. 2.4.1.2) wskazują na fluktuacje zawartości chlorofilu-a, które należy przypisać głównie zmienności warunków meteorologicznych w poszczególnych latach, a w szczególności powtarzających się po 2008 r. chłodnych okresach na przełomie wiosny i lata. W 2013 r., w wyniku nietypowego nawrotu warunków zimowych w marcu, kiedy temperatury nocą spadły nawet do -8,0°C i wystąpiły obfite opady śniegu, utrzymujące się do pierwszej dekady kwietnia, obserwowano znaczne zahamowanie rozwoju produkcji pierwotnej wiosną, co zdecydowanie wpłynęło na wartość średnich rocznych stężeń chlorofilu-a w porównaniu z wieloleciem (rys. 2.4.1.4–2.4.1.8). Szereg ocenianych obszarów uzyskało wyższe klasy pod względem zawartości chlorofilu-a niż w roku 2012. Taką samą sytuację zanotowano w odniesieniu do przezroczystości wody morskiej.

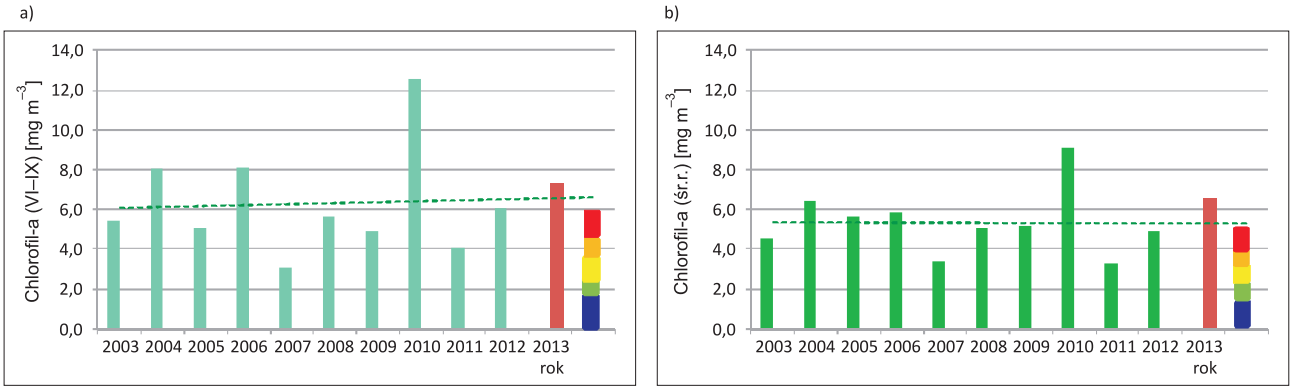
Tabela 2.4.1.2. Średnie stężenia [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr.r.) na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w 2013 r. wg podziału na podakweny HELCOM; w nawiasach podano średnie z okresu 2003–2012

Akwen	Stacja	Chl-a (VI-IX)	Chl-a (śr.r.)
Zalew Wiślany (35A)	KW	56,96 (61,56)	50,52 (52,22)
przybrzeżne wody Zatoki Gdańskiej (35)	ZP6	6,43 (7,33)	6,49 (5,34)
	P104	3,59 (3,21)	3,88 (3,74)
wody otwarte Zatoki Gdańskiej (33)	P110, P116	2,99 (3,78)	3,70 (3,58)
wody otwarte wsch. części Bałtyku Właściwego (27)	P1	3,45 (2,99)	3,25 (3,12)
	P140	2,14 (2,48)	2,18 (2,43)
	Ł7, ZN4, R4	2,46 (2,81)	3,62 (3,47)
wody otwarte Basenu Bornholmskiego (36)	P16, K6	2,79 (3,12)	2,76 (3,75)
	B13, B15	6,51 (5,00)	7,37 (5,80)
	P5	2,51 (2,16)	2,31 (2,52)

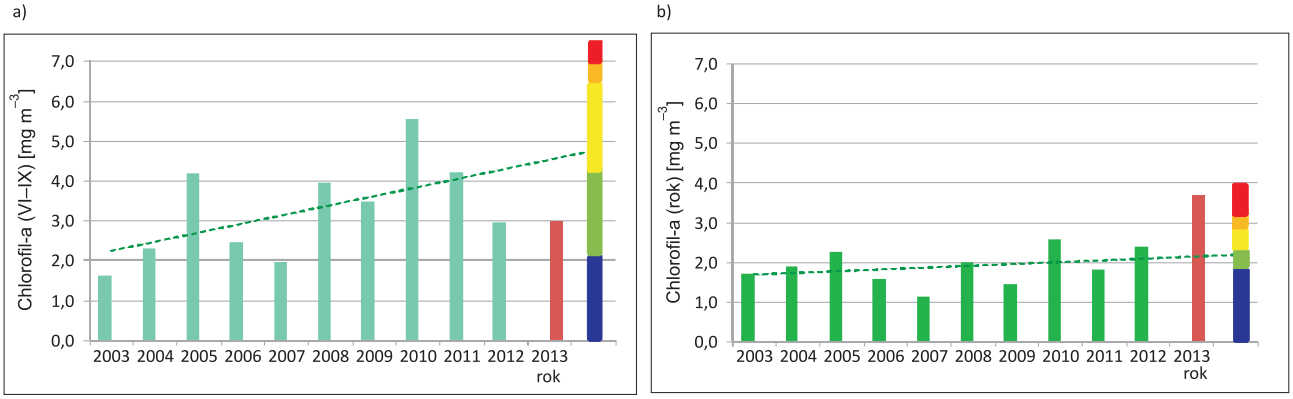
Ważną obserwacją jest fakt, że w dziesięcioleciu 2003–2012 większość istotnych statystycznie, dodatnich trendów w zawartości chlorofilu-a w wodach morskich w okresie letnim, które stwierdzono w latach 1999–2006, zanikнęła i w badanym dziesięcioleciu notuje się w zasadzie tylko tendencje wzrostowe. Przykłady tych tendencji zilustrowano na wykresach rys. 2.4.1.4–2.4.1.8, przy czym dla Zalewu Wiślanego i Zalewu Puckiego wprowadzono odrębne skale. Jedynie w części wschodniej strefy płytkowodnej środkowego Wybrzeża (st. ZN4, R4 i Ł7) chlorofil-a w miesiącach letnich nadal wykazuje istotny statystycznie wzrost zawartości (rys. 2.4.1.7). W przypadku niektórych akwenów, jak Zalew Wiślany, Głębia Gdańska i płd-wsch. Basen Gotlandzki, zanotowano nawet pojawienie się tendencji spadkowej zawartości chlorofilu-a w miesiącach letnich (rys. 2.4.1.4 i 2.4.1.8).



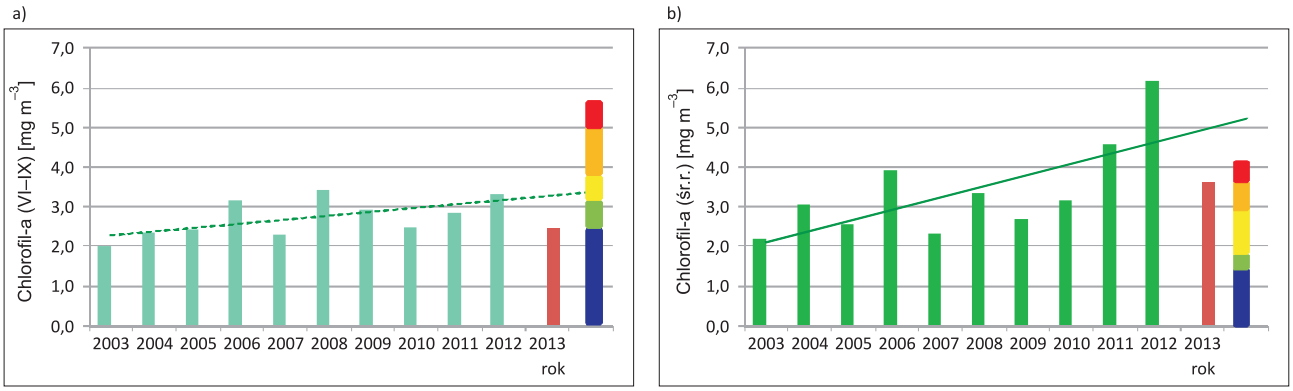
Rys. 2.4.1.4. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) (a) i średnich rocznych stężeń (b) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2003–2012 (słupki w odcieniach zielonego) oraz w 2013 r. (słupek brązowy); linia przerywana ilustruje tendencję, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



Rys. 2.4.1.5. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) (a) i średnich rocznych stężeń (b) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2003–2012 (słupki w odcieniach zielonego) oraz w 2013 r. (słupek brązowy); linia przerywana ilustruje tendencję, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



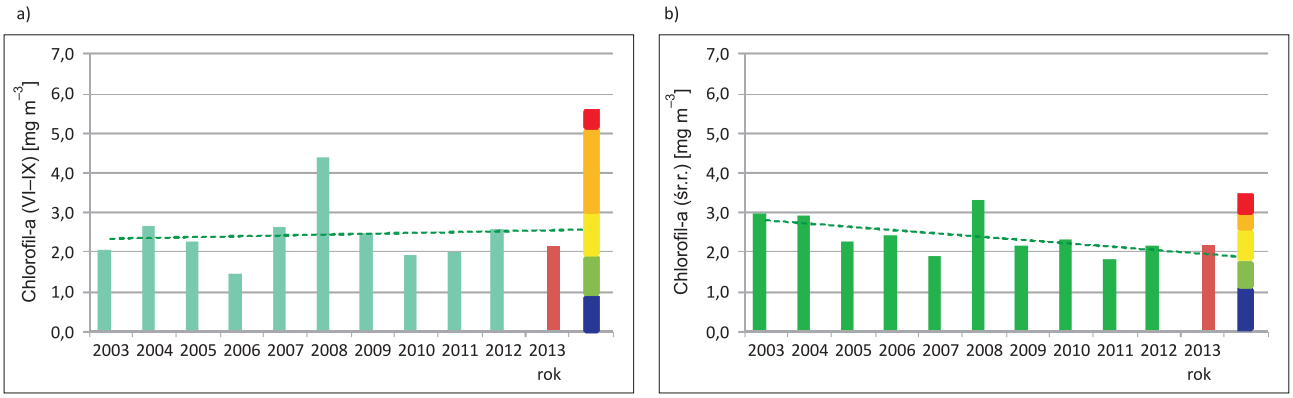
Rys. 2.4.1.6. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) w latach 2003–2012 (słupki w odcieniach zielonego) oraz w 2013 r. (słupek brązowy); linia przerywana ilustruje tendencję, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



Rys. 2.4.1.7. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach płytkowodnej strefy środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2003–2012 (słupki w odcieniach zielonego) oraz w 2013 r. (słupek brązowy); linia przerywana ilustruje tendencję, linia ciągła – istotny statystycznie trend, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

Zmiany przezroczystości wody morskiej zilustrowano w szerszych przedziałach czasowych (rys. 2.4.1.9–2.4.1.11), ponieważ, jak wskazują wartości zamieszczone w tab. 2.4.1.3, 10 lat jest stosunkowo krótkim okresem w obserwacjach tego parametru dla wykazania istotnych zmian.

W 2013 r. przezroczystość wody morskiej wykazywała typowe zmiany sezonowe i fluktuacje, które korespondowały z wielkością produkcji pierwotnej wyrażonej zawartością chlorofilu-a, a zahamowanie tej produkcji wczesną



Rys. 2.4.1.8. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2003–2012 (słupki w odcieniach zielonego) oraz w 2013 r. (słupek brązowy); linia przerywana ilustruje tendencję, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

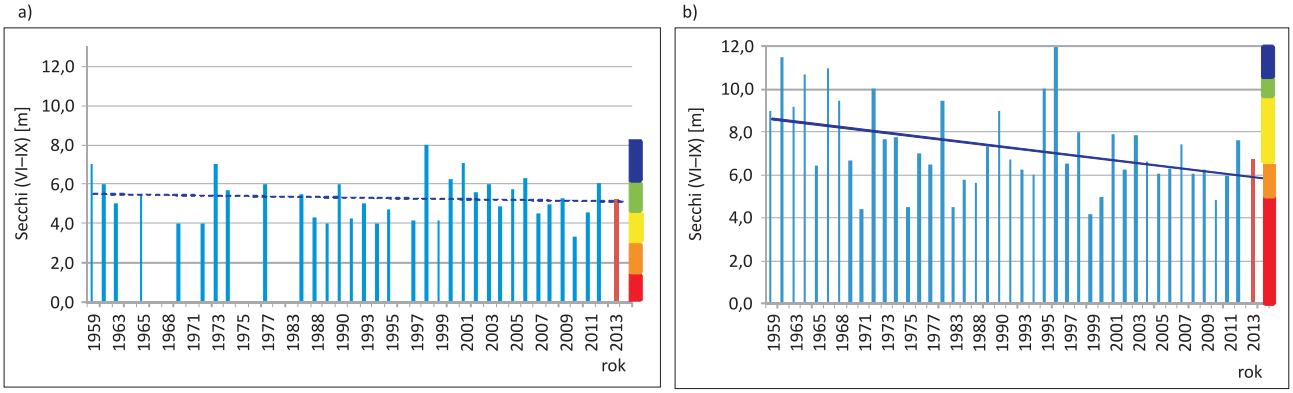
wiosną, w wyniku nawrotu zimy w marcu i na początku kwietnia, zaowocowało znaczną poprawą przejrzystości wody morskiej wyrażonej w średniej rocznej (tab. 2.4.1.3, rys. 2.4.1.9–2.4.1.11), szczególnie w akwenach oddalonych od lądu, jak płd.-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140), Głębia Bornholmska (st. P5), strefa płytkowodna środkowego Wybrzeża (st. ZN4, R4, Ł7, P16, K6), ale także w wewnętrznej Zatoce Gdańskiej (st. P104), w części centralnej Zatoki (st. P110 i P116) oraz w Głębi Gdańskiej (st. P1).

Tabela 2.4.1.3. 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 2013 r. wg podziału na podakweny HELCOM; w nawiasach podano średnie z okresu 2003–2012

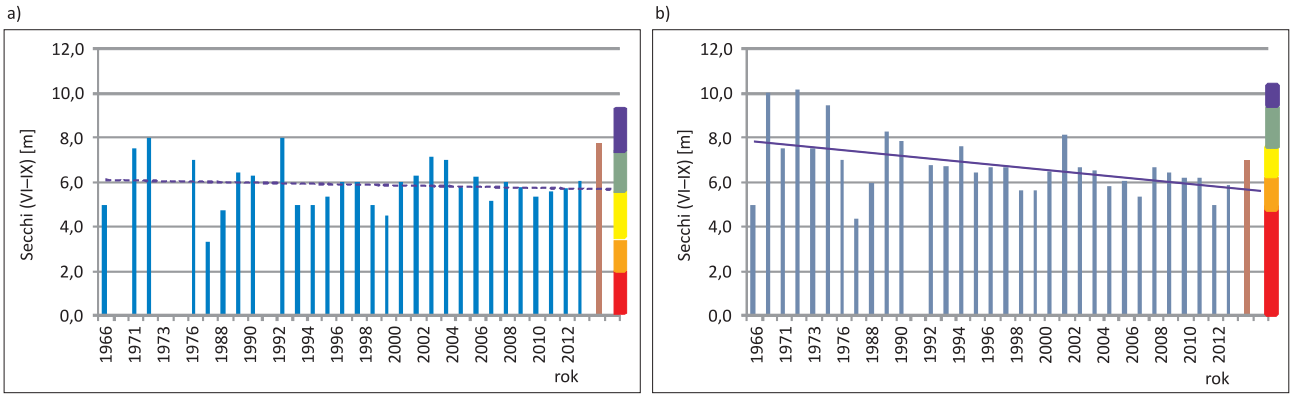
Akwen	Stacja	Secchi (VI–IX) [m]	Secchi (śr.r.) [m]
Zalew Wiślany (35A)	KW	0,50 (0,46)	0,50 (0,50)
przybrzeżne wody Zatoki Gdańskiej (35)	ZP6	3,78 (3,94)	4,18 (4,06)
	P104	5,33 (4,78)	6,42 (5,25)
wody otwarte Zatoki Gdańskiej (33)	P110, P116	5,20 (5,15)	6,71 (6,47)
wody otwarte wsch. części Bałtyku Właściwego (27)	P1	6,50 (6,78)	9,50 (8,04)
	P140	7,83 (8,16)	10,25 (9,10)
	Ł7, ZN4, R4	7,45 (6,22)	7,33 (6,53)
wody otwarte Basenu Bornholmskiego (36)	P16, K6	7,75 (5,89)	7,04 (6,05)
	B13, B15	4,17 (4,30)	4,54 (4,28)
	P5	8,67 (8,00)	9,83 (8,43)

Panujące w 2013 r. warunki klimatyczne spowodowały także nieco mniej intensywny rozwój fitoplanktonu w miesiącach letnich (rys. 2.4.1.4–2.4.1.8), dlatego odpowiednie wartości przezroczystości były w pewnych obszarach polskiej strefy Bałtyku nieco wyższe niż średnia z dziesięciolecia 2003–2012 (tab. 2.4.1.3). Niemniej nadal we wszystkich regionach polskich obszarów morskich występują spadkowe tendencje w przezroczystości w miesiącach let-

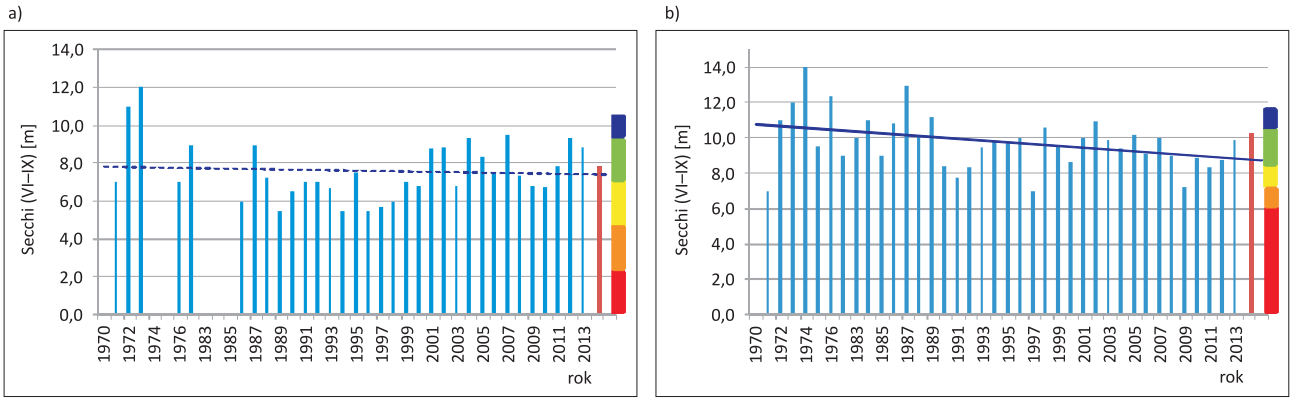
nich (rys. 2.4.1.9–2.4.1.11), a w odniesieniu do średniej rocznej, w akwenach oddalonych od lądu nadal występują istotne statystycznie ujemne trendy zmian przezroczystości (rys. 2.4.1.9b–2.4.1.11b). Jedynym wyjątkiem jest Zalew Pucki, gdzie w okresie badań monitoringowych (1999–2013) obserwuje się istotne statystycznie dodatnie trendy przezroczystości: w miesiącach letnich $R_{VI–IX} = +0{,}53$, p,0467, n=15; a w odniesieniu do średniej rocznej $R_{śr.r.} = +0{,}70$, $p < 0{,}005$, n=15. Poprawę warunków środowiskowych w Zalewie Puckim potwierdzają także badania fitobentosu (rozdz. 2.3.3).



Rys. 2.4.1.9. Zmiany przezroczystości wody morskiej w miesiącach letnich (VI–IX) (a) i średnich rocznych (b) w części centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) w latach 1959–2012 (słupki w niebieskich odcieniach) oraz w 2013 r. (słupek brązowy); linia przerywana ilustruje tendencję, linia ciągła – istotny statystycznie trend, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



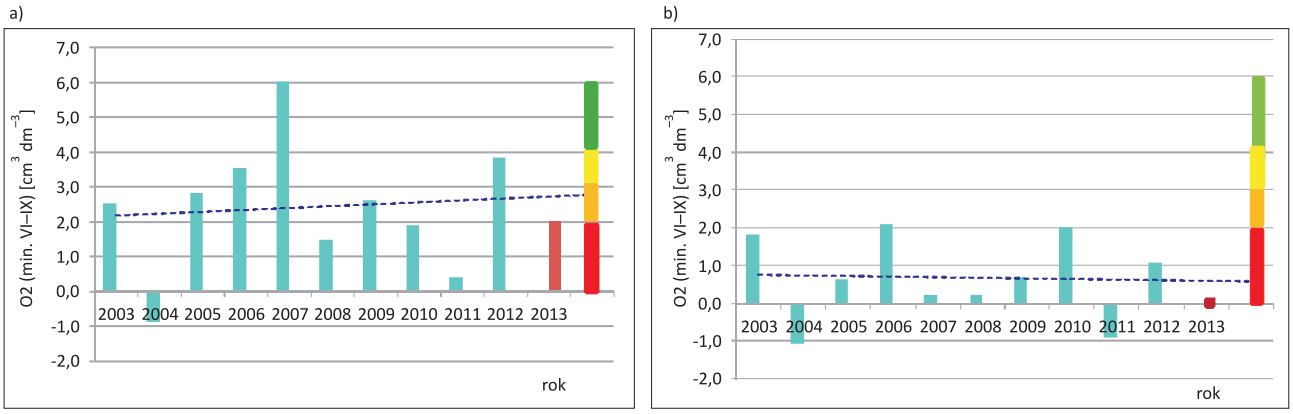
Rys. 2.4.1.10. Zmiany przezroczystości wody morskiej w miesiącach letnich (VI–IX) (a) i średnich rocznych (b) w płytkowodnej strefie środkowego wybrzeża (st. P16 i K6) w latach 1959–2012 (słupki w niebieskich odcieniach) oraz w 2013 r. (słupek brązowy); linia przerywana ilustruje tendencję, linia ciągła – istotny statystycznie trend, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



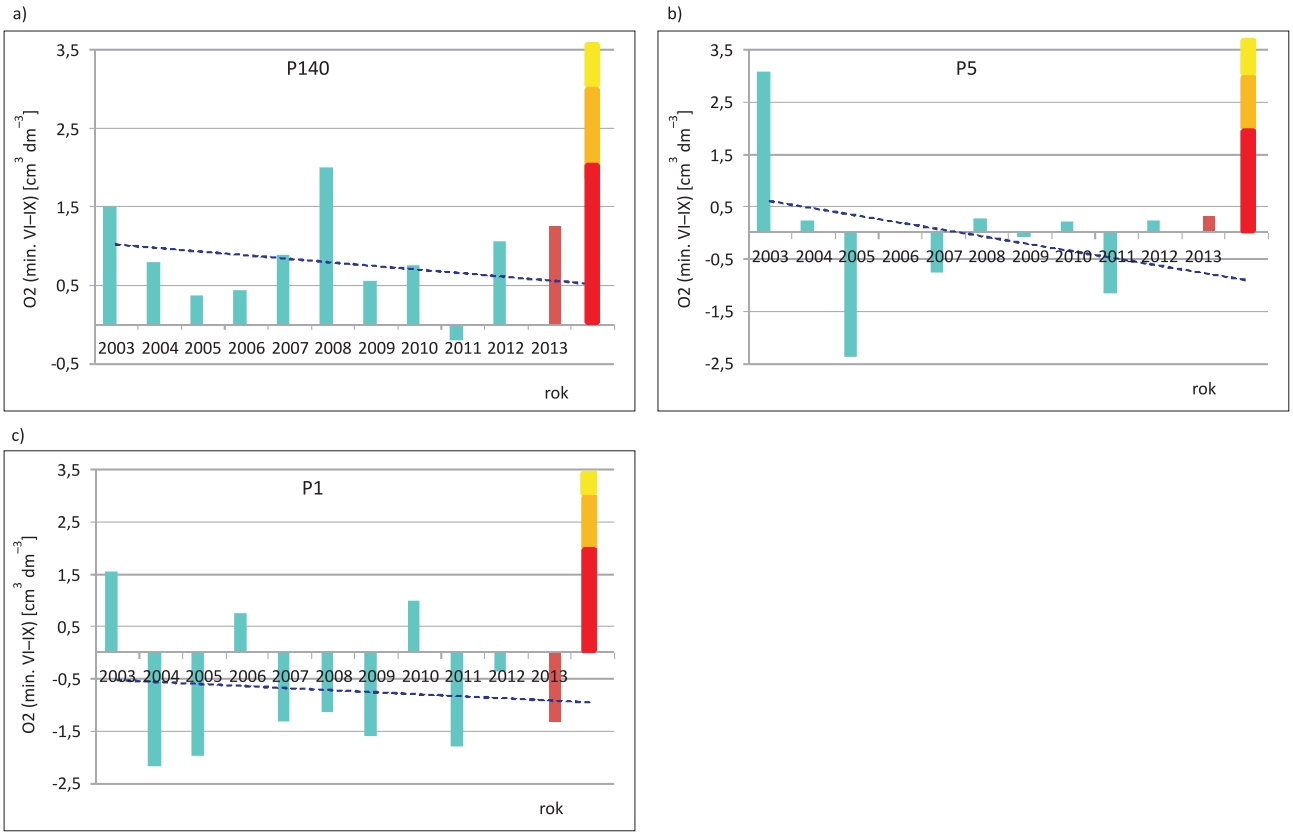
Rys. 2.4.1.11. Zmiany przezroczystości wody morskiej w miesiącach letnich (VI–IX) (a) i średnich rocznych (b) w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w latach 1959–2012 (słupki w niebieskich odcieniach) oraz w 2013 r. (słupek brązowy); linia przerywana ilustruje tendencję, linia ciągła – istotny statystycznie trend, słupek boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

Pośrednie skutki nadmiaru substancji odżywczych: natlenienie wód przydennych

W 2013 r. sezonowa hipoksja, czyli deficyt tlenu w wodach przydennych, pojawiająca się w miesiącach letnich w obszarach płytkowodnych, wystąpiła wyłącznie w obrębie centralnej Zatoki Gdańskiej, na stacjach P110 i P116 (rys. 2.4.1.12 a,b). Natomiast w strefie płytkowodnej środkowego Wybrzeża, w Zatoce Pomorskiej oraz w Zalewie Puckim i w Zalewie Wiślanym wody przydenne pozostawały dobrze natlenione (O_2 > 4,5 cm^3 dm^{-3}) przez cały rok.



Rys. 2.4.1.12. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w centralnej Zatoce Gdańskiej w 2013 r. (słupek brązowy) i w latach 2003–2012; a) st. P110, głębokość 72 m; b) – st. P116, głębokość 92 m; linia przerywana – tendencja zmian



Rys. 2.4.1.13. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w basenach głębokowodnych południowego Bałtyku w 2013 r. (słupek brązowy) i w latach 2003–2012; a) Głębia Bornholmska, b) płd.-wsch. Basen Gotlandzki, c) Głębia Gdańska; linia przerywana – tendencja

W wodach przydennych basenów głębokowodnych – w Głębi Bornholmskiej, płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim i Głębi Gdańskiej – sytuacja tlenowa jest kontrolowana głównie przez warunki hydrodynamiczne. Po stosunkowo dużym wlewie w 2011 r., w 2012 r. w żadnym z tych basenów nie pojawił się siarkowodór, co należy przyjąć jako popra-

wę natlenienia warstwy przydennej na tle wielolecia (rys. 2.4.1.13). Te korzystne warunki natlenienia utrzymały się w Głębi Bornholmskiej i w Głębi Gdańskiej do kwietnia 2013 r. – stężenie tlenu przy dnie wyniosło wówczas, odpowiednio, 3,73 $cm^3\ dm^{-3}$ i 1,74 $cm^3\ dm^{-3}$; w obydwu przypadkach były to wartości maksymalne w roku. Z kolei w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim tylko w lutym stężenie tlenu przy dnie było niższe od 1,00 $cm^3\ dm^{-3}$, a maksimum zanotowano w czerwcu. Jednakże w 2013 r. aktywność wlewowa była stosunkowo słaba, dlatego do końca roku obserwowano sukcesywny spadek natlenienia warstw przydennych we wszystkich basenach głębokowodnych. Dopiero w okresie jesiennym i późno-jesiennym służby monitoringowe Szwecji („Report from the SMHI monitoring cruise with KBV001 Poseidon"; 2013-12-15–2013-12-19) poinformowały o stosunkowo niewielkich wlewach wód słonych na początku i pod koniec października oraz w grudniu, odpowiednio 15 km^3, 40 km^3 i ponownie 15 km^3. Skutki tych wlewów nie uwidoczniły się w polskiej strefie Bałtyku w rejsie monitoringowym, przeprowadzonym w listopadzie 2013 r.

Tak więc niekorzystna sytuacja tlenowa w wodach przydennych basenów głębokowodnych, wyrażona poprzez spadkową tendencję stężeń, utrzymywała się także w 2013 r. (rys. 2.4.1.13).

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 2013 r. odniesiono do odpowiednich wartości referencyjnych i wartości granicznych klas, według zasad obowiązujących w klasyfikacji stanu wód wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), tzn. w odniesieniu do wartości referencyjnych, oznaczających warunki niezaburzone, i w systemie 5 klas jakości, jak to zilustrowano na przykładzie wód strefy płytkowodnej środkowego Wybrzeża należących do akwenu 27 – wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego (tab. 2.4.1.4).

Tabela 2.4.1.4. Klasyfikacja podstawowych wskaźników eutrofizacji w wodach wschodniej części strefy płytkowodnej (akwen – 27; stacje ZN4, R4 i Ł7; wartości uśrednione)

Czynniki sprawcze	**Ref**	**2013**	**EQR**
DIP zimowe (średnia I–III) [mmol $P\text{-}PO_4/m^3$]	0,35	**0,31**	1,000
DIP (średnia roczna) [mmol $P\text{-}PO_4/m^3$]	0,14	**0,15**	0,933
TP (średnia VI–IX) [mmol P/m^3]	0,60	**0,60**	1,000
TP (średnia roczna) [mmol P/m^3]	0,57	**0,76**	0,750
DIN zimowe (średnia I–III) [mmol $N\text{-}NO_3+NO_2+NH_4)/m^3$]	4,00	**2,76**	1,000
DIN (średnia roczna) [mmol $N\text{-}(NO_3+NO_2+NH_4)/m^3$]	0,49	**0,73**	0,671
TN (średnia VI–IX) [mmol N/m^3]	13,00	**25,47**	0,510
TN (średnia roczna) [mmol N/m^3]	8,46	**25,26**	0,335
Skutki bezpośrednie	**Ref**	**2013**	**EQR**
Całkowita biomasa fitoplanktonu (śr. VI–IX) [$mm^3\ m^{-3}$]	b.d.		
Wskaźnik taksonomiczny fitoplanktonu	–		
Chlorofil-a średnia VI–IX (mg m^{-3})	1,20	**2,46**	0,488
Chlorofil-a średnia roczna (mg m^{-3})	1,35	**3,62**	0,373
Przezroczystość wody (średnia VI–IX) [m]	7,50	**7,45**	0,993
Przezroczystość wody (średnia roczna) [m]	10,00	**7,33**	0,733
Skutki pośrednie	**Ref**	**2013**	**EQR**
Tlen rozpuszczony przy dnie (min VI–IX) [cm^3/dm^3]	6,00	**3,84**	**0,640**
Inne skutki	**Ref**	**2013**	**EQR**
Toksyczne gatunki fitoplanktonu	–		
Stan makrofitów (SM1)	0,95	**0,47**	**0,495**

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)

W przypadku, gdy w akwenie znajdowało się kilka stacji pomiarowych o jednakowych wartościach referencyjnych wskaźników, np. w akwenie 27: stacje Ł7, ZN4 i R4, przyjmowano wartość średnią wskaźnika w 2013 r. W sytuacji, gdy wartości referencyjne dla stacji były różne, np. w akwenie 33: stacje ZP6 (część wód przejściowych – Zalew Pucki) i P104 (część wód przejściowych – zewnętrzna Zatoka Pucka), klasyfikację wskaźnika dla akwenu wyznaczano jako średnią klas liczbowych (tab. 2.4.1.5).

Tabela 2.4.1.5. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w wodach otwartych wschodniej części Bałtyku właściwego (akwen 27) w 2013 r.: strefa płytkowodna (st. Ł7, ZN4, R4, Z), Głębia Gdańska (st. P1) i płd.-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140)

Wskaźnik	Ł7,R4,ZN4	P1	P140	Ocena
DIP (I–III)	5	5	4	4,7
DIP (śr–r)	4	5	4	4,3
TP (VI–IX)	5	4	5	4,7
TP (śr–r)	4	4	4	4,0
DIN (I–III)	5	5	5	4,7
DIN (śr–r)	5	5	3	4,3
TN (VI–IX)	3	2	3	2,7
TN (śr–r)	1	1	1	1,0
Chl-a (VI–IX)	2	3	3	2,7
Chl-a (śr–r)	2	3	4	3,0
Secchi (VI–IX)	5	4	5	4,7
Secchi (śr–r)	4	5	4	4,3
O_2 dno (min VI–IX)	3	1	3	2,3
SM1	2	–	–	2,0
			średnia	**3,5**

Tabela 2.4.1.6. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w wodach otwartych Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) w 2013 r. (akwen 33)

Wskaźnik	Ocena
DIP (I–III)	5
DIP (śr–r)	5
TP (VI–IX)	5
TP (śr–r)	2
DIN (I–III)	4
DIN (śr–r)	5
TN (VI–IX)	3
TN (śr–r)	1
Chl-a (VI–IX)	4
Chl-a (śr–r)	2
Secchi (VI–IX)	4
Secchi (śr–r)	3
O_2 dno (min VI–IX)	1
średnia	**3,2**

Tabela 2.4.1.7. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (akwen 35) w 2013 r.: Zewnętrzna Zatoka Pucka (st. P104) i Zalew Pucki (st. ZP6)

Wskaźnik	ZP6	P104	Ocena
DIP (I–III)	n.d.	5	5
DIP (śr–r)	5	4	4,5
TP (VI–IX)	3	4	3,5
TP (śr–r)	4	3	3,5
DIN (I–III)	n.d.	5	5
DIN (śr–r)	5	4	4,5
TN (VI–IX)	3	3	3,0
TN (śr–r)	2	1	1,5
Chl-a (VI–IX)	2	4	3,0
Chl-a (śr–r)	1	2	1,5
Secchi (VI–IX)	4	4	4,0
Secchi (śr–r)	4	2	3,0
O_2 dno (min VI–IX)	4	4	4,0
SM1	3	3	3,0
		średnia	**3,5**

Tabela 2.4.1.8. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w 2013 r. (akwen 35A)

Wskaźnik	Ocena
DIP (I–III)	n.d.
DIP (śr–r)	5
TP (VI–IX)	4
TP (śr–r)	3
DIN (I–III)	n.d.
DIN (śr–r)	5
TN (VI–IX)	1
TN (śr–r)	4
Chl-a (VI–IX)	3
Chl-a (śr–r)	1
Secchi (VI–IX)	4
Secchi (śr–r)	4
O_2 dno (min VI–IX)	5
średnia	**3,5**

n.d. – nie dotyczy ze względu na pokrywę lodową

Tabela 2.4.1.9. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego (akwen 36) w 2013 r.: strefa płytkowodna (st. P16, K6), otwarta Zatoka Pomorska (st. B13, B15) i Głębia Bornholmska (st. P5)

Wskaźnik	B13+B15	P16+K6	P5	Średnia
DIP (I–III)	5	5	4	4,7
DIP (śr–r)	4	5	1	3,3
TP (VI–IX)	5	4	5	4,7
TP (śr–r)	1	3	3	2,3
DIN (I–III)	4	3	5	4,0
DIN (śr–r)	1	4	5	3,3
TN (VI–IX)	1	2	3	2,0
TN (śr–r)	1	1	1	1,0
Chl-a (VI–IX)	1	2	3	2,0
Chl-a (śr–r)	3	3	2	2,7
Secchi (VI–IX)	2	5	5	4,0
Secchi (śr–r)	2	3	3	2,7
O_2 dno (min VI–IX)	4	4	1	3,0
SM1	–	5	–	5,0
			średnia	**3,2**

W 2013 r., w żadnym z ocenianych akwenów w polskiej strefie Bałtyku stan eutrofizacji nie uzyskał oceny – 4,0 określającej stan dobry (GES).

2.4.2. Substancje zanieczyszczające

Stan środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w zakresie substancji niebezpiecznych w 2013 r. określono w ramach dwóch cech/wskaźników opisowych: 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. Oceny dokonano w oparciu o kryteria zastosowane we wstępnej ocenie opracowanej na potrzeby wdrożenia Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM). Wskaźnikami podstawowymi uwzględnionymi w ocenie stanu środowiska były substancje zanieczyszczające charakteryzujące się udokumentowanym szkodliwym oddziaływaniem na organizmy morskie i reprezentujące trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy. 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 są kontrolowane w sposób systematyczny w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska od wielu lat. Pozostałe grupy związków organicznych: związki bromoorganiczne, organiczne związki cyny oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne zostały objęte monitoringiem dopiero w 2012 roku.

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

Stężenia wytypowanych substancji w wybranych matrycach: organizmach morskich (rybach i małżach), osadach dennych i w wodzie odniesione zostały do wartości docelowych. W ten sposób wyznaczono współczynnik skażenia (WS) zgodnie ze wzorem:

$$WS = \frac{C_{ENV}}{C_{TARG}}, \text{ gdzie}$$

C_{ENV} – aktualne stężenie substancji zanieczyszczającej w określonej matrycy w środowisku,

C_{TARG} – 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 morskie konwencje (Environmental Assessment Criteria, Background Assessment Criteria, Environmental Quality Standards) i wytycznych zaproponowanych w ramach projektu HELCOM COREST.

Na podstawie wyznaczonych wartości WS określono stan środowiska w zakresie każdej z badanych substancji niebezpiecznych w omawianych akwenach (rys. 2.1) zgodnie z klasyfikacją zamieszczoną w tab. 2.4.2.1.

Tabela 2.4.2.1. Zakresy WS przyjęte dla oceny 5-cio stopniowej (na podstawie narzędzia oceny CHASE opracowanego dla potrzeb HELCOM HAZAS)

Zakres WS	Klasyfikacja	Ocena parametryczna	Ocena wg RDSM
0 < CF < 0,5	bardzo dobry	5	GES
0,5 ≤ CF < 1,0	dobry	4	
1,0 ≤ CF < 5,0	umiarkowany	3	SubGES
5,0 ≤ CF < 10,0	słaby	2	
10,0 ≤ CF	zły	1	

W przypadku większej liczby wskaźników podstawowych – metali ciężkich i substancji organicznych – zastosowano metodę agregacji poprzez uśrednianie dla całej grupy wartości WS uzyskanych dla każdej substancji. Na tej podstawie dokonano oceny stanu środowiska każdego z akwenów w zakresie trzech odrębnych grup substancji, o ile takie dane były dostępne.

W celu prezentacji graficznej wyników, wartości wskaźników WS transponowano do wartości stężeń właściwych danym substancjom i zgodnie z przyjętą klasyfikacją przedstawiono zakresy stężeń odpowiadające poszczególnym granicom klas (tab. 2.4.2.1).

Ponieważ ocena stanu środowiska w zakresie cechy C9 oparta jest na danych dotyczących części substancji zanieczyszczających występujących w organizmach morskich o znaczeniu komercyjnym i przeznaczonych do konsumpcji przez ludzi i uwzględnionych w ocenie w ramach cechy C8, dlatego w ocenie wykorzystano te same dane środowiskowe stosując jednocześnie inne kryteria oceny.

Radionuklidy

Poziom radioaktywności w środowisku Bałtyku, zaliczanego do najbardziej skażonych obszarów wodnych, monitorowany jest głównie w zakresie stężeń promieniotwórczych izotopów cezu ^{137}Cs i strontu ^{90}Sr. Obydwa izotopy charakteryzują się stosunkowo długimi okresami połowicznego rozpadu wynoszącymi odpowiednio 30,05 i 28 lat. Są to izotopy pochodzenia antropogenicznego, a ich szkodliwość dla organizmów morskich wynika z emisji promieniowania jonizującego.

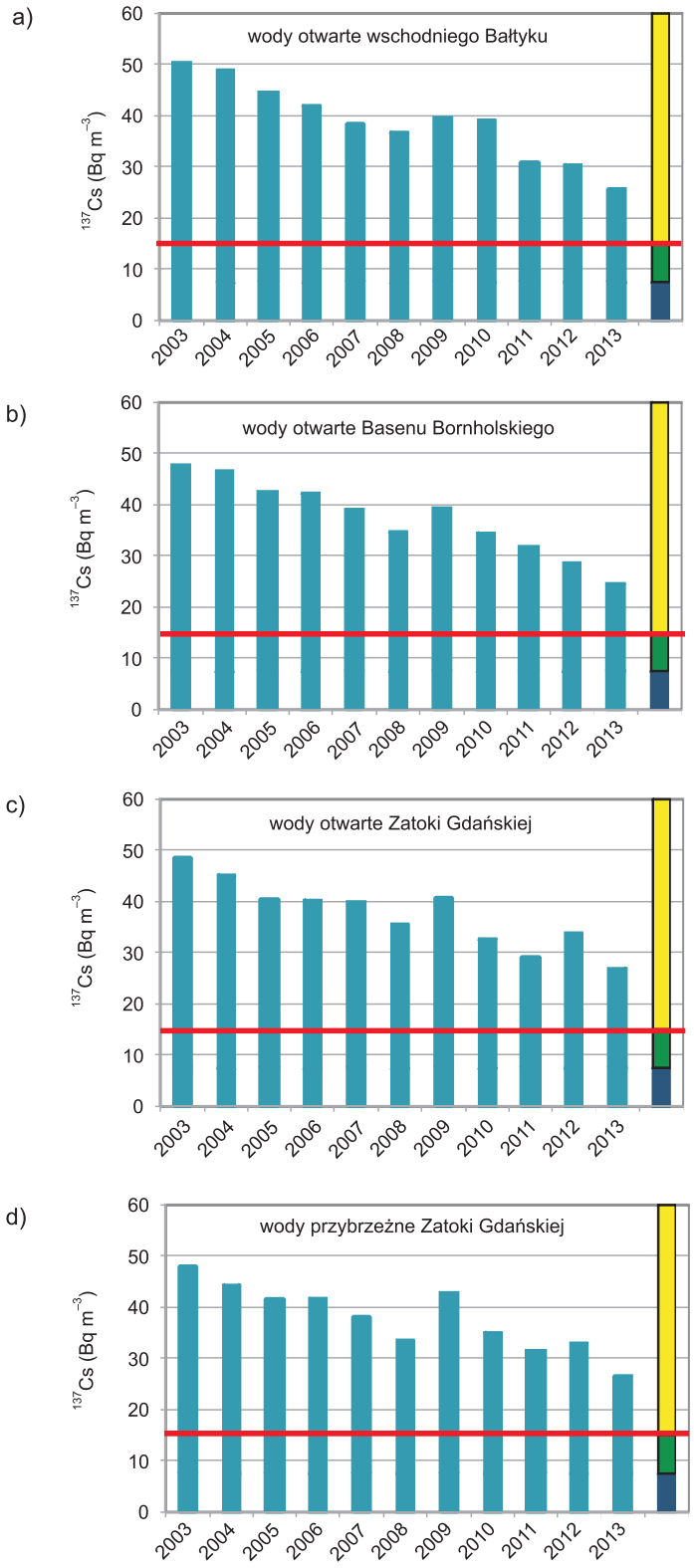
Głównym źródłem ^{137}Cs, zdeponowanego obecnie w Bałtyku, jest awaria elektrowni atomowej w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 roku, natomiast główny ładunek ^{90}Sr został wprowadzony do środowiska w wyniku testów broni jądrowej, których intensyfikacja przypadała na lata 50. i 60.

W 2013 r. stężenia ^{137}Cs zmieniały się w zakresie od 14,0 Bq m^{-3}, wartości obserwowanej w rejonach ujścia Wisły i Odry do wartości na poziomie 30,0 Bq m^{-3} w okolicach Płw. Helskiego. Średnia aktywność ^{137}Cs w 2013 r., obliczona jako średnia arytmetyczna ze wszystkich uzyskanych w danym roku wyników, charakterystyczna dla wód południowego Bałtyku wynosiła 25,2 Bq m^{-3}, co oznacza spadek o 5 Bq m^{-3} w stosunku do roku poprzedniego. Średnia aktywność charakteryzująca rok 2013 była o prawie 30 Bq m^{-3} niższa od obserwowanej w 2003 r. W okresie 2003–2013 obserwowany jest systematyczny spadek aktywności ^{137}Cs i jest on kontynuacją trendu zapoczątkowanego w 1991 r. Spadek ten związany jest głównie z rozpadem promieniotwórczym, procesami bioakumulacji w organizmach flory i fauny morskiej, procesami sedymentacji oraz wymianą wód z Morza Północnego, które charakteryzują się znacznie niższymi stężeniami omawianego izotopu. Zakładając utrzymanie równowagi pomiędzy źródłami dopływu ^{137}Cs, głównie z depozycji atmosferycznej, a wymienionymi wyżej czynnikami wpływającymi na obniżanie jego aktywności w toni wodnej należy przyjąć, że stężenie docelowe równe 15,0 Bq m^{-3} może zostać osiągnięte ok. 2025 roku.

W okresie od 2003 do 2013 r. spadek aktywności ^{137}Cs obserwowany był we wszystkich obszarach oceny (rys. 2.4.2.1), jednocześnie w 2013 r. średnie stężenia wyznaczone na podstawie danych zgromadzonych w tych obszarach nie różniły się w sposób znaczący między sobą. Najniższe średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs stwierdzono w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego (akwen 36), które wynosiło 24,5 Bq m^{-3}, i w stosunku do roku 2003 obniżyło się prawie o połowę. Podobny spadek aktywności odnotowano w pozostałych obszarach. W wodach otwartych Basenu Gotlandzkiego średnie stężenie wynosiło 25,5 Bq m^{-3}, natomiast w wodach otwartych Zatoki Gdańskiej (akwen 33) i przybrzeżnych (35) były praktycznie identyczne i wynosiły odpowiednio 26,8 Bq m^{-3} i 26,5 Bq m^{-3}.

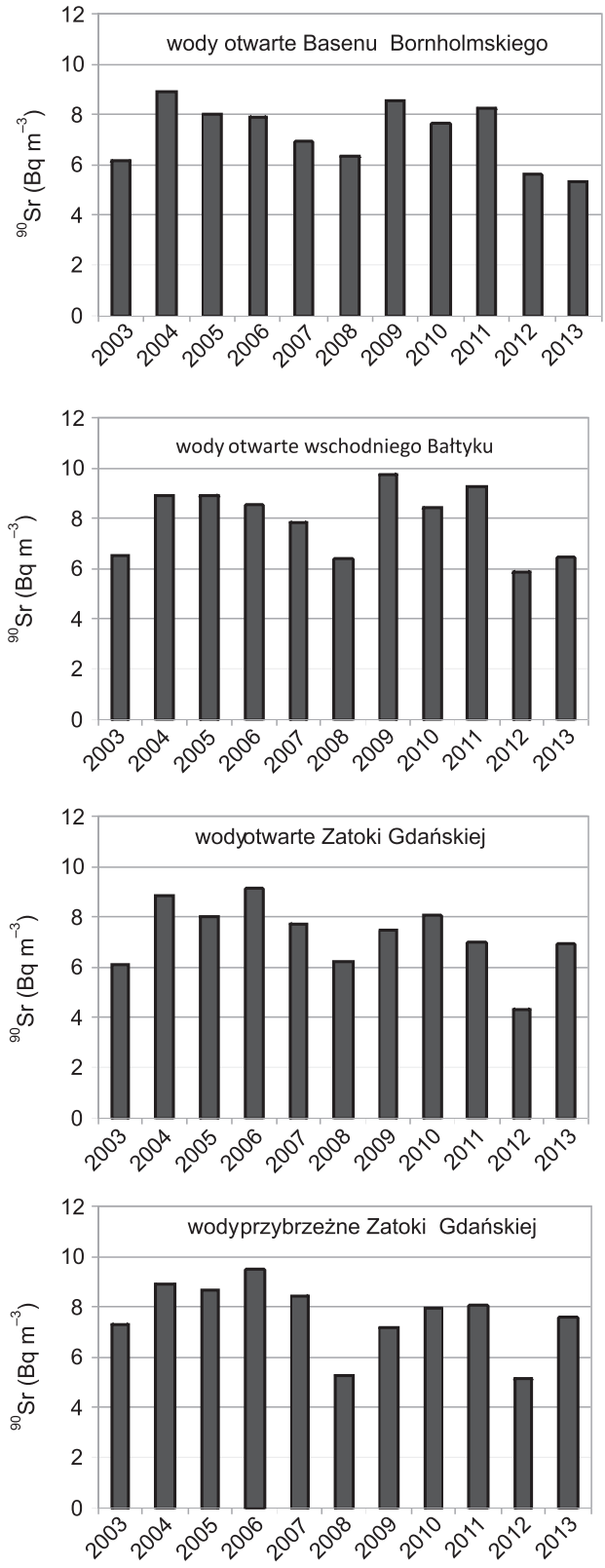
Zarówno wartość średnia charakteryzująca cały obszar polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku, jak i wartości specyficzne dla poszczególnych obszarów przekraczały w 2013 r. stężenie docelowe i plasowały się w przedziale odpowiadającym stanowi umiarkowanemu w 5-stopniowej skali oceny. W związku z tym według kryteriów stosowanych dla oceny w ramach RDSM w polskiej strefie ekonomicznej stan środowiska morskiego należy uznać jako nieodpowiedni (*subGES*).

Promieniotwórczy izotop strontu 90 (^{90}Sr) nie został przyjęty jako wskaźnik podstawowy do oceny wykonywanej w ramach wdrażania RDSM. Ponadto, ze względu na bardziej zróżnicowane źródła ^{90}Sr zdeponowanego w Bałtyku oraz odmienny chemizm tego izotopu, wpływający na odmienny sposób jego dystrybucji w różnych elementach środowiska morskiego, ustalenie wartości docelowych dla różnych matryc, poniżej których stan środowiska mógłby zostać uznany za dobry, jest zdecydowanie trudniejsze niż w przypadku ^{137}Cs. Dlatego też prezentowana ocena odnosi się tylko do omówienia aktualnych poziomów aktywności tego izotopu w odniesieniu do poprzedniego dziesięciolecia.



Rys. 2.4.2.1. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2003–2013, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym RDW – klasyfikacja stanu środowiska; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

W 2013 r. aktywności ^{90}Sr zmieniały się w zakresie od 4,0 Bq m^{-3} w wodach Głębi Bornholmskiej do 8,9 Bq m^{-3} w wodach Głębi Gdańskiej, zaś średnie stężenie ^{90}Sr wynosiło 6,1 Bq m^{-3} i było nieznacznie wyższe od wartości obserwowanej w roku 2012 (5,6 Bq m^{-3}). Natomiast w stosunku do roku 2003 zmalało tylko o 0,4 Bq m^{-3}. Zmiany stężeń ^{90}Sr w okresie od 2003 do 2013 r. mają odmienny charakter niż w przypadku ^{137}Cs (rys. 2.4.2.2). Brak jest jednoznacznego kierunku – trendu zmian, co jest specyficzne dla czterech ocenianych obszarów. W 2013 r., w wodach otwartych



Rys. 2.4.2.2. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2003–2013 w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku

Basenu Bornholmskiego średnia aktywność ^{90}Sr wynosiła 5,3 Bq m^{-3} i była praktycznie identyczna z wartością charakteryzującą ten obszar w roku poprzednim (5,6 Bq m^{-3}). W pozostałych obszarach odnotowano wzrost: nieznaczny o 0,5 Bq m^{-3} w wodach otwartych Basenu Gotlandzkiego i bardziej widoczny o 2,5 Bq m^{-3} w wodach przybrzeżnych i otwartych Zatoki Gdańskiej. W stosunku do 2003 r. średnie stężenia ^{90}Sr w tych obszarach pozostały praktycznie niezmienne.

Metale ciężkie

Oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w 2013 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi dokonano w oparciu o wartości graniczne stężeń metali w organizmach (tab. 2.4.2.2) i osadach morskich (tab. 2.4.2.3). Ocenę wykonano dla sześciu z ośmiu akwenów polskiej części Bałtyku, zgodnie z podziałem zaproponowanym w ramach prac grupy ekspertów HELCOM CORESET. Ocenę otwartych wód Basenu Bornholmskiego (akwen 36) wykonano w oparciu o wyniki badań śledzi z Łowiska Kołobrzesko-Darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej, natomiast wód otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego (akwen 27) na podstawie danych dla śledzi z Łowiska Władysławowskiego. Stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (akwen 38) określono w oparciu o zawartość metali w małżach ze strefy przybrzeżnej pobranych w okolicach Rowów, a stan wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (akwen 35) oceniono na bazie zawartości metali w małżach i storni z rejonu Sopotu. Stan Zalewu Wiślanego (akwen 35 A) i Zalewu Szczecińskiego (akwen 38 A) oceniano w oparciu o zawartość metali ciężkich w 2 cm warstwach powierzchniowych osadów. Stanu wód otwartych Zatoki Gdańskiej (akwen 33) i polskich wód przybrzeżnych wschodniej części Bałtyku Właściwego (akwen 62) nie oceniano z powodu braku danych dla okresu oceny.

W tab. 2.4.2.4 przedstawiono stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*) i małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych w ocenianych akwenach Bałtyku w ramach monitoringu w latach 2003–2013. Rtęć oznaczano w tkankach mięśniowych ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach. Podane wartości dotyczą zawartości metali w mokrej masie próbek. W 2013 r. stężenia metali ciężkich w badanych organizmach były na ogół niższe od średniej z poprzedniego dziesięciolecia, bądź ubiegłego roku (regularne badania storni z łowiska w otwartych wodach Basenu Botnholmskiego (akwen 36) i z Zatoki Gdańskiej (akwen 35) oraz małży z Zatoki Gdańskiej prowadzone są od 2012 r.). W 2013 r. jedynie w przypadku rtęci stwierdzono wyższe stężenia w storni i w małżach z wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej.

Tabela 2.4.2.2. Wartości graniczne stężeń wybranych metali ciężkich w tkankach organizmów morskich w odniesieniu do 5-stopniowej klasyfikacji

Klasyfikacja	Cecha	Gatunek	Cd [mg kg^{-1}]	Pb [mg kg^{-1}]	Hg [mg kg^{-1}]	Stan wg RDSM
Bardzo dobry	C8	Ryby	X < 0,1	X < 0,15	X < 0,017	GES
		Małże	X < 0,06	X < 0,07	X < 0,005	
	C9	Ryby	X < 0,05	X < 0,15	X < 0,25	
Dobry	C8	Ryby	0,1 ≤ X < 0,2	0,15 ≤ X < 0,3	0,017 ≤ X < 0,035	
		Małże	0,06 ≤ X < 0,12	0,07 ≤ X < 0,14	0,005 ≤ X < 0,01	
	C9	Ryby	0,05 ≤ X < 0,1	0,015 ≤ X < 0,3	0,25 ≤ X < 0,5	
Umiarkowany	C8	Ryby	0,2 ≤ X < 1,0	0,3 ≤ X < 1,5	0,035 ≤ X < 0,175	subGES
		Małże	0,12 ≤ X < 0,6	0,14 ≤ X < 0,7	0,01 ≤ X < 0,05	
	C9	Ryby	0,1 ≤ X < 0,5	0,3 ≤ X < 1,5	0,5 ≤ X < 2,5	
Słaby	C8	Ryby	1,0 ≤ X < 1,0	1,5 ≤ X < 3,0	0,175 ≤ X < 0,35	
		Małże	0,6 ≤ X < 1,2	0,7 ≤ X < 1,4	0,05 ≤ X < 0,1	
	C9	Ryby	0,5 ≤ X < 1,0	1,5 ≤ X < 3,0	2,5 ≤ X < 5,0	
Zły	C8	Ryby	X > 2,0	X > 3,0	X > 0,35	
		Małże	X > 1,2	X > 1,4	X > 0,1	
	C9	Ryby	X > 1,0	X > 3,0	X > 5,0	

Tabela 2.4.2.3. Wartości graniczne stężeń wybranych metali ciężkich w osadach morskich w odniesieniu do 5-stopniowej klasyfikacji

Klasyfikacja	Cecha	Cd [mg kg^{-1}]	Pb [mg kg^{-1}]	Hg [mg kg^{-1}]	Stan wg RDSM
Bardzo dobry	C8	X < 0,15	X < 19	X < 0,035	GES
Dobry	C8	0,15 ≤ X < 0,3	19 ≤ X < 38	0,035 ≤ X < 0,07	
Umiarkowany	C8	0,3 ≤ X < 1,5	38 ≤ X < 190	0,07 ≤ X < 0,35	subGES
Słaby	C8	1,5 ≤ X < 3,0	190 ≤ X < 380	0,35 ≤ X < 0,7	
Zły	C8	X > 3,0	X > 380	X > 0,7	

Tabela 2.4.2.4. Stężenia kadmu ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2013 r.; w nawiasach średnia z okresu 2003–2012

Akwen	Gatunek	Cd [mg kg^{-1}]	Pb [mg kg^{-1}]	Hg [mg kg^{-1}]
36	Śledź	0,422 (0,461)[1]	0,026 (0,037)[1]	0,026 (0,025)[1]
	Stornia	0,158 (0,395)[2]	0,054 (0,073)[2]	0,029 (0,061)[2]
27	Śledź	0,449 (0,572)	0,040 (0,050)	0,021 (0,030)
35	Małże	0,214 (0,227)	0,101 (0,157)	0,014 (0,011)
	Stornia	0,194 (0,325)[2]	0,053 (0,061)[2]	0,047 (0,042)[2]
38	Małże	0,077 (0,130)[2]	0,046 (0,076)[2]	0,006 (0,008)[2]

[1] – średnia z lat 2003–2012
[2] – stężenia metali w 2012 r.

W latach 2003–2012 obserwowano istotny statystycznie spadek zawartości kadmu w wątrobach śledzia odławianego w otwartych wodach Basenu Bornholmskiego (rys. 2.4.2.3a), a w 2013 r. zawartość kadmu była niższa o 8,5% od średniej z całego okresu pomiarów. Stężenia kadmu w śledziach obserwowane w całym okresie pomiarowym wskazują na stan umiarkowany omawianego akwenu.

W przypadku ołowiu, w wątrobach śledzia obserwowany jest nieistotny statystycznie spadek jego zawartości w omawianym okresie (rys. 2.4.2.3b). W stadzie z 2013 r., zawartość ołowiu była o 30% niższa od średniej z wielolecia. Zawartość ołowiu w wątrobie śledzia w wieloleciu (poniżej 0,15 mg kg^{-1}), jak i w storni w 2012 i 2013 r., wskazują na bardzo dobry stan środowiska w odniesieniu do zanieczyszczenia tym metalem.

Zawartość rtęci w tkankach śledzia w 2013 r. była porównywalna ze średnią z wielolecia. Pod względem zawartości rtęci w śledziach i storni w 2013 roku, wody akwenu 36 kwalifikują się do stanu dobrego (rys. 2.4.2.3c).

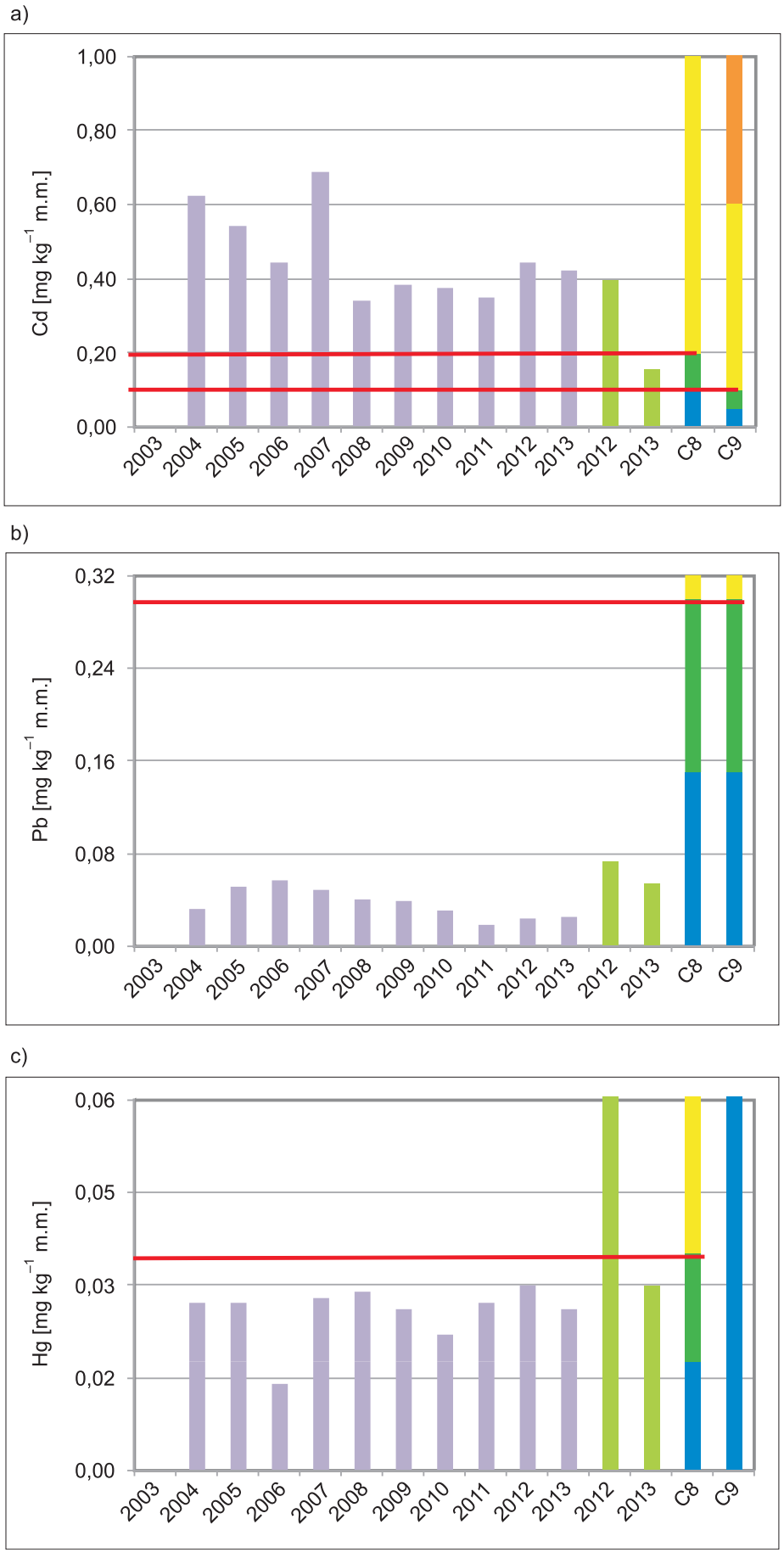
Jedynie zawartość kadmu w wątrobach śledzia przekracza granicę dobrego stanu środowiska (GES) dla cechy C8 oraz w obu gatunkach dla cechy C9. Wartości pozostałych parametrów wskazują, że jakość wód Basenu Bornholmskiego należy do klasy dobrej lub bardzo dobrej. Dlatego należy uznać, że wody Baseny Bornholmskiego dla cechy C8 i C9 osiągnęły GES.

W latach 2003–2013 obserwowano istotny statystycznie spadek zawartości kadmu i ołowiu w wątrobach śledzia pochodzącego z obszaru otwartych wód wschodniego Bałtyku Właściwego (akwen 27) (rys. 2.4.2.4a i 2.4.2.4b). Najwyższą zawartość kadmu i ołowiu w wątrobach śledzi stwierdzono w tym obszarze polskiej strefy Bałtyku w 2004 r., natomiast w 2013 r. zawartość kadmu w wątrobach była o 21% niższa od średniej z wielolecia, ołowiu o 20%, a rtęci o 30%. Najwyższą zawartość rtęci w tkance śledzia z otwartych wód wschodniej części Bałtyku Właściwego stwierdzono w 2011 r. (rys. 2.4.2.4c). Pod względem zanieczyszczenia ryb kadmem, stan omawianego obszaru należy zakwalifikować jako umiarkowany, a pod względem zawartości ołowiu i rtęci jako bardzo dobry i dobry. W związku z tym, stan wód obszaru wschodniego Bałtyku Właściwego oceniono również jako GES.

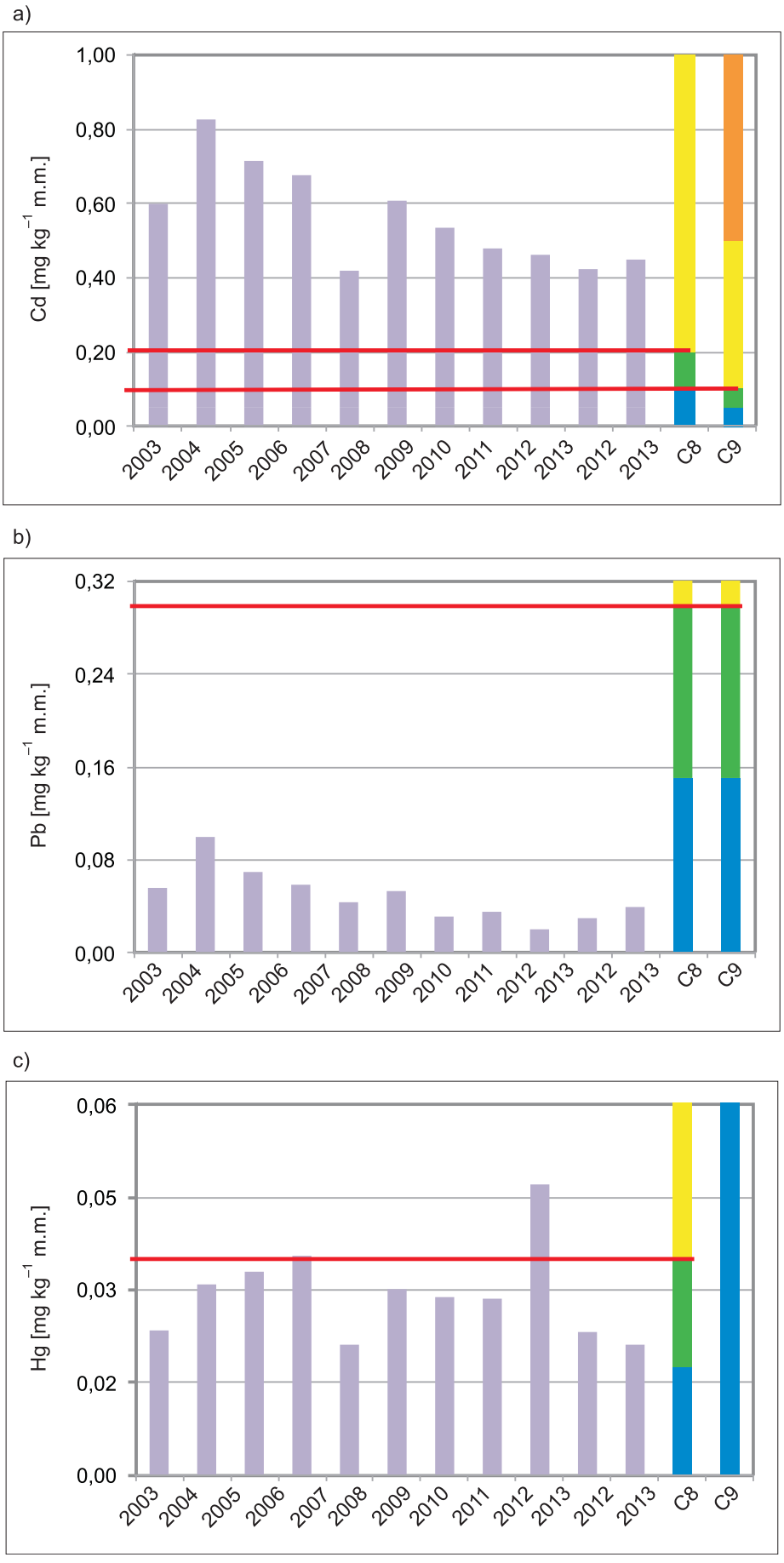
Zawartość kadmu w tkankach małży zebranych w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (akwen 35) spadała w omawianym wieloleciu (2003–2012) od wartości 0,31 mg kg^{-1} w 2003 r. do minimalnej zawartości 0,16 mg kg^{-1} w latach 2007 i 2009, a następnie wzrastała osiągając poziom 0,25 mg kg^{-1} w 2012 roku (rys. 2.4.2.5a). Zawartość kadmu w 2013 r. w małżach wskazuje na umiarkowane zanieczyszczenie wód Zatoki Gdańskiej, natomiast jego stężenie w wątrobie storni kwalifikuje stan tego obszaru jako dobry.

Zawartość ołowiu w tkance małży w 2013 r. była najniższa w całej serii badań i niższa od średniej z wielolecia o 36%. Pod względem zawartości ołowiu w małżach i wątrobach storni, wody akwenu 35 należy zakwalifikować do stanu dobrego i bardzo dobrego (rys. 2.4.2.5b).

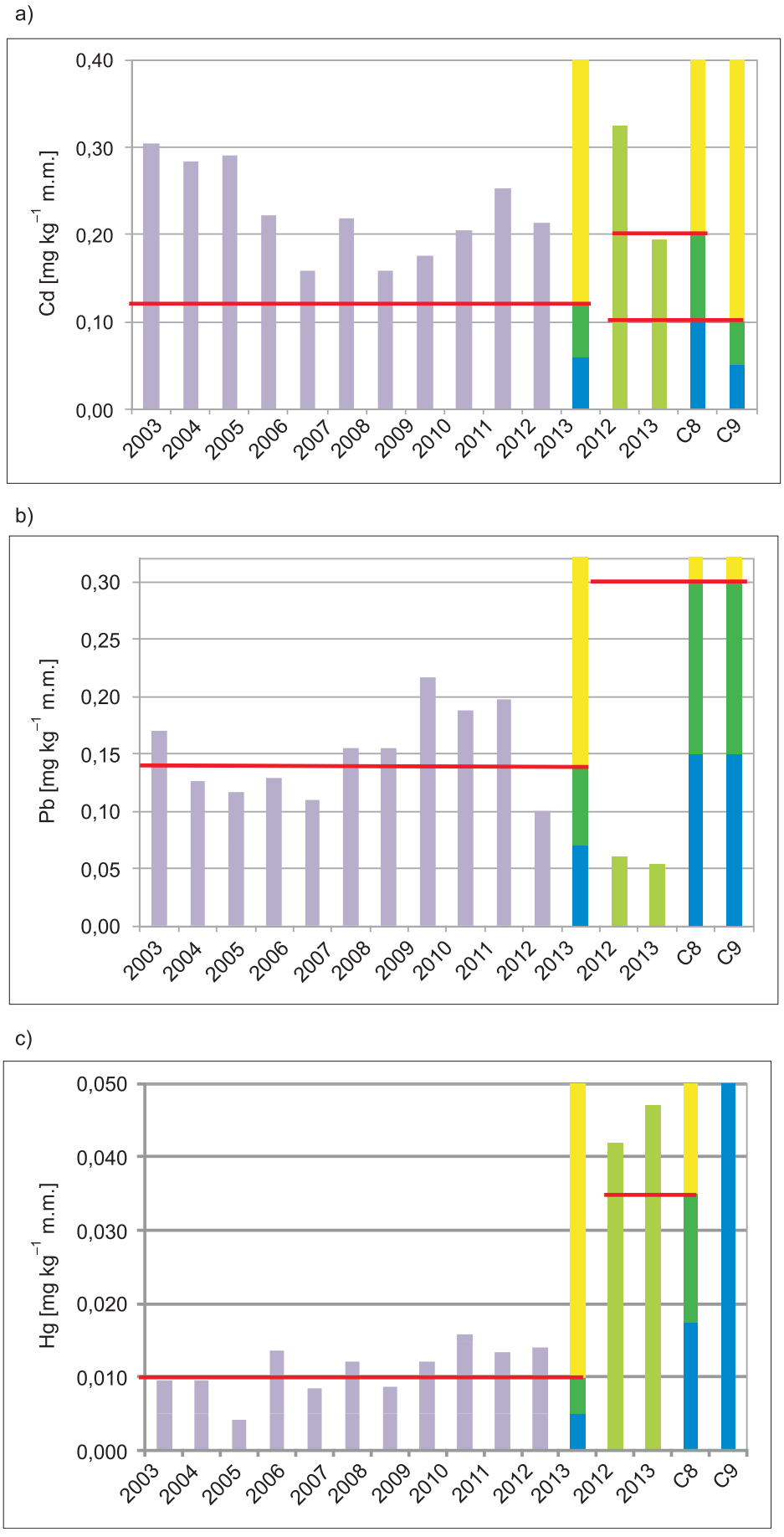
Zmienność zawartości rtęci w małżach w minionym dziesięcioleciu nie wykazywała statystycznie istotnych trendów (rys. 2.4.2.5c). Pod względem zawartości rtęci w małżach i tkance storni w 2013 r., wody Zatoki Gdańskiej



Rys. 2.4.2.3. Wody otwarte Basenu Bornholmskiego (akwen 36): zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w wątrobach śledzia w latach 2004–2013 (słupki filetowe) i w wątrobach storni w latach 2012–2013 (słupki zielone)



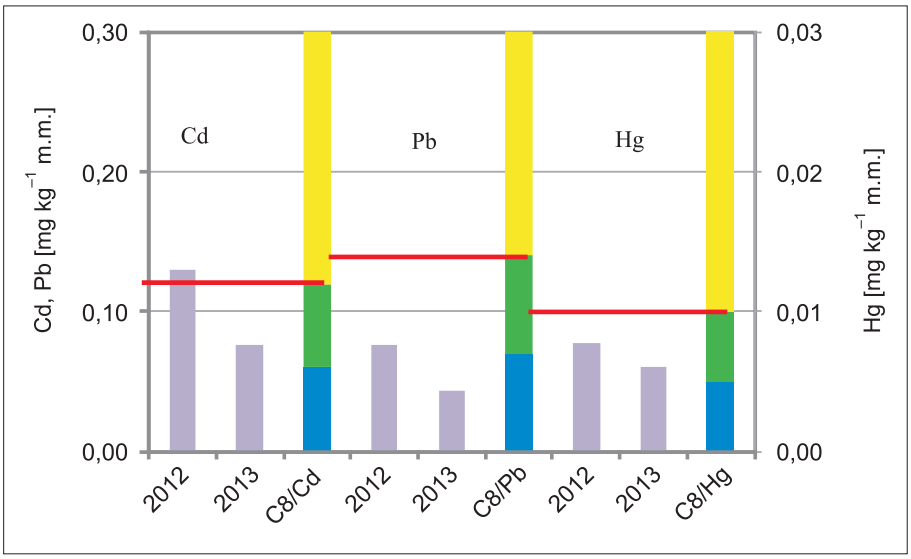
Rys. 2.4.2.4. Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego (akwen 27): zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w wątrobach śledzia w latach 2003–2013



Rys. 2.4.2.5. Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (akwen 35): zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach w latach 2003–2013 (słupki fioletowe) i w wątrobie storni w latach 2012–2013 (słupki zielone)

mieszczą się w klasie umiarkowanie zanieczyszczonych. W 2013 r., 3 z 6 parametrów określających stan wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej przekraczają wartości graniczne dobrego stanu środowiska dla cechy C8. Biorąc powyższe pod uwagę należy stan wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej określić jako nieodpowiedni (subGES) z uwagi na cechę C8. W przypadku cechy C9, tylko zawartość kadmu przekracza wartość docelową. W odniesieniu do cechy C9, stan wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej należy określić jako dobry (GES).

Stan środowiska polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (akwen 38), oceniono na podstawie zawartości metali w małżach pobranych w 2013 r. w okolicach Rowów (rys. 2.4.2.6).



Rys. 2.4.2.6. Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (akwen 38): zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach w latach 2012–2013

Zawartość metali kształtowała się na poziomie: Cd – 0,077 mg kg^{-1} (m.m.), Pb – 0,046 mg kg^{-1} (m.m.) i Hg – 0,006 mg kg^{-1} (m.m.). W porównaniu z poprzednim rokiem, zawartość metali ciężkich w małżach z wód przybrzeżnych zachodniej części polskiego wybrzeża była niższa w 2013 r. w przypadku kadmu o 41%, ołowiu o 39%, a rtęci o 25%. Porównując zawartość metali w małżach z wartościami granicznymi (tab. 2.4.2.2), stan środowiska tego rejonu pod względem zanieczyszczenia organizmów kadmem i rtęcią należy określić jako dobry, a pod względem zanieczyszczenia ołowiem jako bardzo dobry. Stan akwenu pod względem zanieczyszczenia metalami dla cechy C8 oceniono jako dobry (GES).

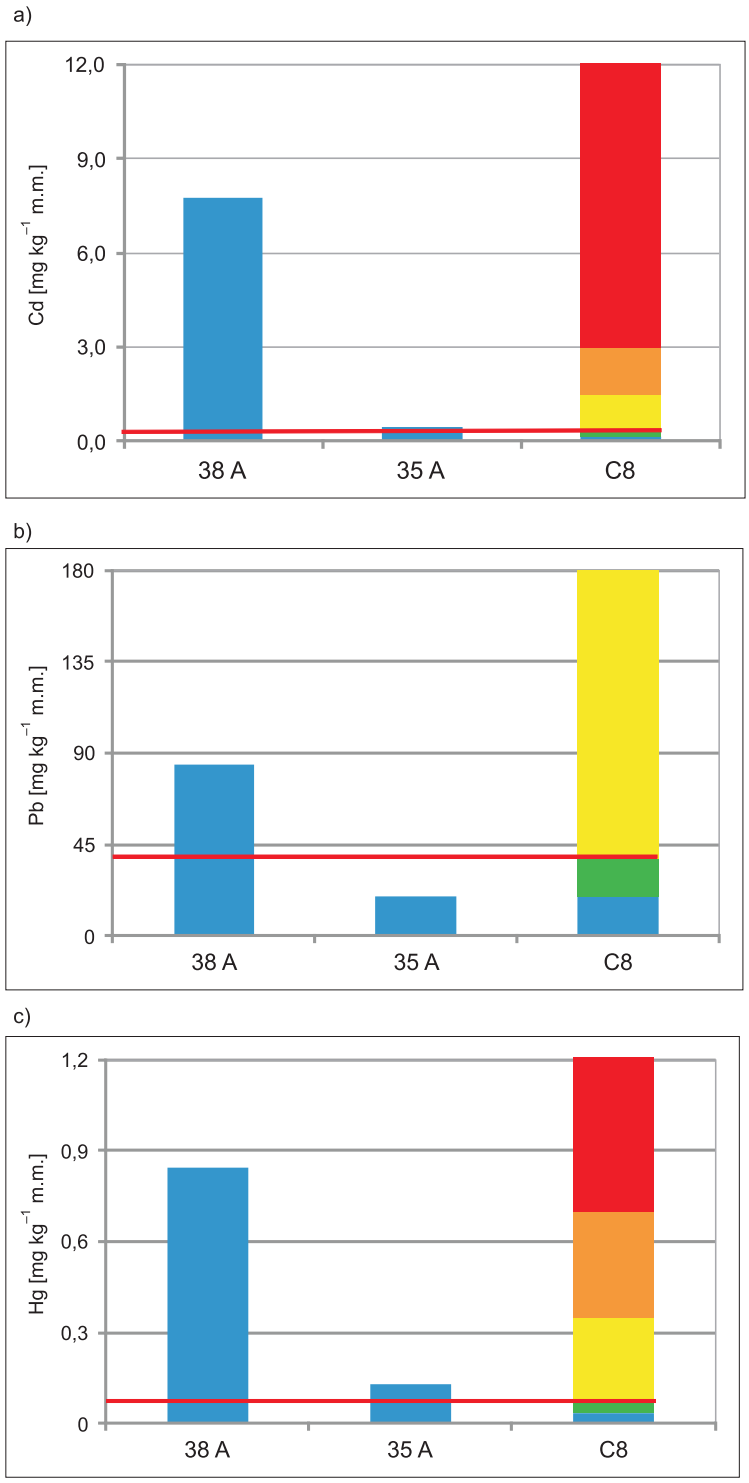
Z powodu braku danych na temat zanieczyszczeń metalami organizmów z Zalewu Szczecińskiego (akwen 38A) i Zalewu Wiślanego (akwen 35A), stan środowiska polskich części tych zalewów oceniono na podstawie zawartości metali w 2 cm warstwach osadów powierzchniowych. Osad z Zalewu Szczecińskiego pobrano w 2013 r., a z Zalewu Wiślanego w 2012 r. Ze względu na stosunkowo długi czas odkładania się osadów, 2 cm warstwę osadu należy traktować jako utworzoną w ostatnich kilku do kilkunastu lat przed pobraniem próbek. Zawartość metali ciężkich w osadach obu omawianych akwenów przedstawiono w tab. 2.4.2.5. Osady Zalewu Szczecińskiego charakteryzują bardzo wysoką zawartością metali ciężkich.

W porównaniu z Zalewem Wiślanym zawartość kadmu, ołowiu i rtęci w osadach Zalewu Szczecińskiego jest wielokrotnie wyższa, odpowiednio 16, 4,5 i 6,5 razy.

W 5-stopniowej klasyfikacji stan Zalewu Szczecińskiego (akwen 38A) należy uznać za zły pod względem zawartości kadmu i rtęci w osadach i jako umiarkowany pod względem zawartości ołowiu. Stan środowiska polskich wód Zalewu Szczecińskiego należy uznać jako nieodpowiedni (subGES) ze względu na przekroczenie granicy stanu dobrego w przypadku każdego parametru (rys. 2.4.2.7 a-c).

Tabela 2.4.2.5. Zawartość kadmu, ołowiu i rtęci w warstwie powierzchniowej osadów Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego

Akwen	Cd [mg kg^{-1}]	Pb [mg kg^{-1}]	Hg [mg kg^{-1}]
38 A	7,733	84,62	0,843
35A	0,479	18,99	0,129



Rys. 2.4.2.7. Polska część Zalewu Szczecińskiego (akwen 38A) i Zalewu Wiślanego (akwen 35A): zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w osadach morskich

Stan Zalewu Wiślanego należy w 5-stopniowej skali zakwalifikować jako umiarkowany pod względem zawartości kadmu i rtęci w osadzie i jako bardzo dobry pod względem zawartości ołowiu. Jednak wskutek przekroczenia granicy GES/subGES przez dwa parametry z trzech określających jakość, stan ekologiczny polskich wód Zalewu Wiślanego należy uznać jako nieodpowiedni (subGES).

Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne (TZO)

■ Związki bromoorganiczne

W roku 2013 kontynuowano badania zanieczyszczenia organizmów morskich kongenerami polibromowanych difenyloeterów – PBDE (BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154) oraz heksabromocelododekanem HBCDD.

Oceny stanu zanieczyszczenia środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego zgodnie z zasadami RDSM dokonano na podstawie wyników zawartości związków PBDE w organizmach pobranych w 4 obszarach: Łowisko Władysławowskie (podakwen 27), Zatoka Gdańska (podakwen 35), Zatoka Pomorska i Łowisko Kołobrzesko-Darłowskie (podakwen 36) oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (akwen 38). Zawartość PBDE i HBCDD analizowano w dwóch matrycach: tkance mięśniowej ryb – śledzi i storni oraz tkance miękkiej małży – omułka jadalnego).

Wyniki średnich zawartości polibromowanych difenyloeterów w tkance mięśniowej śledzi (tab. 2.4.2.6) i storni (tab. 2.4.2.7) oraz małży (tab. 2.4.2.8) w latach 2012 i 2013 wskazują, że w roku 2013 nastąpił wzrost stężenia każdego z 6 kongenerów PBDE średnio 1,5 razy w stosunku do roku poprzedniego w tkance mięśniowej śledzi (*Clupea harengus*). W przypadku storni (*Pletichthys flesus*) zawartość każdego z 6 kongenerów PBDE była w roku 2013 porównywalna z wynikami otrzymanymi w 2012 r.

Tabela 2.4.2.6. Średnie zawartości polibromowanych difenyloeterów w tkance mięśniowej śledzi w latach 2012–2013 [ng g^{-1} m.m.]

PBDE	2012		2013	
	Łowisko Kołobrzesko-Darłowskie (podakwen 36)	Łowisko Władysławowskie (podakwen 27)	Łowisko Kołobrzesko-Darłowskie (podakwen 36)	Łowisko Władysławowskie (podakwen 27)
BDE 28	0,010	0,010	0,012	0,01
BDE 47	0,501	0,403	0,817	0,79
BDE 99	0,114	0,095	0,208	0,16
BDE 100	0,114	0,086	0,185	0,17
BDE 153	0,023	0,022	0,046	0,03
BDE 154	0,056	0,052	0,122	0,12

Tabela 2.4.2.7. Średnie zawartości polibromowanych difenyloeterów w tkance mięśniowej storni w latach 2012–2013 [ng g^{-1} m.m.]

PBDE	2012		2013	
	Zatoka Gdańska (podakwen 35)	Zatoka Pomorska (podakwen 36)	Zatoka Gdańska (podakwen 35)	Zatoka Pomorska (podakwen 36)
BDE 28	0,004	0,006	0,0031	0,005
BDE 47	0,140	0,168	0,100	0,120
BDE 99	0,016	0,015	0,010	0,010
BDE 100	0,034	0,030	0,030	0,030
BDE 153	0,006	0,005	0,010	0,010
BDE 154	0,020	0,025	0,020	0,030

Tabela 2.4.2.8. Zawartości związków bromoorganicznych w tkance miękkiej małży *Mytilus trossulus* z polskiej strefy przybrzeżnej Bałtyku w latach 2012–2013 [ng g^{-1} m.m.]

Związek	2012		2013	
	Zatoka Gdańska (podakwen 35)	Środkowe wybrzeże (podakwen 38)	Zatoka Gdańska (podakwen 35)	Środkowe wybrzeże (podakwen 3)
BDE 28	0,014	0,008	< 0,027	< 0,039
BDE 47	0,242	0,056	0,278	0,299
BDE 99	0,014	0,03	0,178	0,183
BDE 100	0,051	0,025	0,118	0,127
BDE 153	0,026	< 0,0004	0,016	< 0,039
BDE 154	0,058	0,026	0,063	0,075
HBCDD	11,040	0,53	1,140	1,280

Ocenę stanu środowiska według RDSM w roku 2013 odniesioną do oceny dokonanej w 2012 roku przedstawiono w tab. 2.4.2.9. Wyniki stężeń 6 kongenerów PBDE dla małży zostały zsumowane, a w przypadku ryb obliczano średnie stężenie dla danego kongeneru z oznaczeń w 20 osobnikach z danego łowiska, a następnie wyniki zsumowano, by uzyskać ΣPBDE. Takie przedstawienie wyników jest uwarunkowane wartością referencyjną dla PBDE, która została wyznaczona jako suma stężeń sześciu kongenerów. Biorąc pod uwagę współczynniki skażenia wyznaczone na podstawie sum stężeń kongenerów PBDE i wartości docelowej stan środowiska morskiego czterech ocenianych obszarów należy uznać za dobry (GES).

Tabela 2.4.2.9. Porównanie oceny stanu środowiska na podstawie wyników badań polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w rybach [ng g^{-1} m.m.] i małżach [ng g^{-1} s.m.] w czterech rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w roku 2012 i 2013

Podakwen	**Organizm**	**Σ 6 PBDE**			
		2012	ocena	2013	Ocena
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego (akwen 27)	Śledź	0,6678	GES	1,29	GES
Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (akwen 35)	Omułek jadalny	0,0373	GES	0,653	GES
	Stornia	0,2200	GES	0,1731	GES
Wody otwarte basenu Bornholmskiego (akwen 36)	Śledź	0,8195	GES	1,389	GES
	Stornia	0,2473	GES	0,2028	GES
Wody przybrzeżne basenu Bornholmskiego (akwen 38)	Omułek jadalny	0,0127	GES	0,704	GES

W roku 2013 obserwowano istotny spadek zawartości HBCDD w tkance mięśniowej śledzi (*Clupea harengus*) i wzrost stężenia tego związku w tkance mięśniowej storni (*Pletichthys flesus*) w porównaniu do roku 2012 (tab. 2.4.2.10).

Tabela 2.4.2.10. Średnie zawartości heksabromocyklododekanu [ng g^{-1} m.m.] w tkance mięśniowej ryb w latach 2012–2013

Rok badań	**Łowisko Władysławowskie**	**Łowisko Kołobrzesko-Darłowskie**	**Zatoka Gdańska**	**Zatoka Pomorska**
2012	1,646	1,369	0,125	,050
2013	0,986	1,185	0,42	0,063

Zarówno w małżach pochodzących z Zatoki Gdańskiej, jak i ze strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża, zaobserwowano wzrost stężeń związków bromoorganicznych w porównaniu z rokiem 2012 (tab. 2.4.2.8). Wyjątek stanowi kongener BDE 153, którego stężenie zmniejszyło się ok. 1,5 razy w stosunku do wartości z roku 2012.

W małżach pobranych z obszaru środkowego wybrzeża zaobserwowano w 2013 roku blisko 2,5-krotny wzrost zawartości HBCDD. Odwrotna zależność wystąpiła w małżach z okolic Sopotu, w których poziom stężenia HBCDD zmalał aż 10-krotnie (tab. 2.4.2.8).

Stan zanieczyszczenia środowiska heksabromocyklododekanem w czterech obszarach polskiej strefy Bałtyku należy uznać za dobry zgodnie z rekomendacją RDSM (tab. 2.4.2.11).

Tabela 2.4.2.11. Porównanie oceny stanu środowiska na podstawie wyników badań heksabromocyklododekanu (HBCDD) w rybach [ng g^{-1} m.m.] i małżach [ng g^{-1} s.m.] w czterech rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w roku 2012 i 2013

Podakwen	**Organizm**	**HBCDD**			
		2012	**ocena**	**2013**	**Ocena**
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego (akwen 27)	Śledź	1,646	GES	0,986	GES
Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (akwen 35)	Omułek jadalny	1,017	GES	1,140	GES
	Stornia	0,146	GES	0,42	GES
Wody otwarte basenu Bornholmskiego (akwen 36)	Śledź	1,369	GES	0,110	GES
	Stornia	,05	GES	1,185	GES
Wody przybrzeżne basenu Bornholmskiego (akwen 38)	Omułek jadalny	0,046	GES	1,280	GES

■ Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Oceny stanu środowiska dla wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej oraz wód otwartych Basenu Bornholmskiego w 2013 r. pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (WWA) dokonano w oparciu o ich stężenia w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*), które zostały odniesione do wartości docelowych determinujących granice dobrego stanu środowiska morskiego. Ocenę wykonano dla 6 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(a)pirenu, indeno(1,2,3-cd)piranu i benzo(g,h,i)perylenu oraz sumy benzo(b)-fluorantenu i benzo(k)fluorantenu .

W 2013 r. stan środowiska polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej i wód otwartych Basenu Bornholmskiego pod względem zanieczyszczenia związkami z grupy WWA można określić jako dobry (GES) według RDSM i bardzo dobry według klasyfikacji RDW. Jedynie zawartość indeno(1,2,3-cd)pirenu w obydwu omawianych obszarach znacznie przewyższyła wartość docelową, klasyfikując stanu tych wód jako nieodpowiedni (subGES) wg RDSM i odpowiednio - umiarkowany (podakwen 35) i słaby (podakwen 36) według 5-stopniowej klasyfikacji RDW (tab. 2.4.2.12).

Tabela 2.4.2.12. Ocena stanu środowiska na podstawie wartości współczynników skażenia (WS) dla 6 wskaźnikowych WWA stwierdzonych w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus)* w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku w 2013 r.

WWA	Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (podakwen 35)		Wody otwarte Basenu Bornholmskiego (podakwen 36)	
	WS/klasyfikacja 5-stopniowa	Ocena RDSM	WS/klasyfikacja 5-stopniowa	Ocena RDSM
Fluoranten	0,40	GES	0,45	GES
ΣBenzo(k) fluoranten, Benzo(b) fluoranten	0,01	GES	0,09	GES
Benzo(a) piren	0,01	GES	0,03	GES
Benzo(g,h,i)perylen	0,08	GES	0,13	GES
Indeno(1,2,3-cd) piren	3,51	subGES	8,22	subGES

■ Związki chloroorganiczne w organizmach morskich

W 2013 r., w ramach kontynuacji dotychczasowych badań monitoringowych, wykonano oznaczenia 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): CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC).

Analizie poddane zostały próbki mięśni śledzi (*Clupea harengus*), pochodzących z otwartych wód wschodniego Bałtyku (podakwen 27) i otwartych wód Basenu Bornholmskiego (podakwen 36).

Ocenę stanu środowiska dla pestycydów, zgodnie z zasadami RDSM, wykonano w oparciu o stężenia pestycydów, dla których określono wartości referencyjne/docelowe: HCH i HCB. Na podstawie uzyskanych wyników lindanu i HCB, zarówno w roku 2013, jak i w poprzedzającym dziesięcioleciu, stwierdzono dobry stan środowiska (GES) według klasyfikacji RDSM i jednocześnie stan bardzo dobry, według klasyfikacji zgodnej z RDW. W przypadku HCB w podakwenie 27 stwierdzono stan dobry.

W tabelach 2.4.2.13 i 2.4.2.14 przedstawiono zestawienie średnich zawartości 7 kongenerów PCB, oznaczonych w tkance mięśniowej śledzi *(Clupea harengus*) z obszaru wód otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) w latach 2003–2013 i w latach 2004–2013 w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego (podakwen 36).

Stan otwartych wód Basenu Bornholmskiego (podakwen 36) oraz otwartych wód wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) w zakresie 6 wskaźnikowych PCB (CB28, CB52, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180) należy uznać w 2013 r. za dobry (GES), podobnie jak w poprzedzającym dziesięcioleciu, tzn. stan ten nie uległ zmianie w tym okresie.

W wodach otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) stężenie CB 118 w tkankach mięśniowych śledzia przekroczyło wartość docelową w latach 2003, 2004, 2006 i 2009. Oznacza to, iż stan środowiska wynikający z obecności tego związku był nieodpowiedni (subGES) według klasyfikacji RDSM i umiarkowany według 5-stopniowej klasyfikacji RDW. Natomiast stan środowiska wód otwartych Basenu Bornholmskiego (podakwen 36),

oceniony na podstawie stężenia kongeneru CB 118 w tkankach mięśniowych śledzia, był nieodpowiedni (subGES) w latach 2004, 2006 oraz 2013 (rys. 2.4.2.6).

Tabela 2.4.2.13. Ocena stanu środowiska na podstawie średniego stężenia 7 PCB [ng g^{-1}m.l.] w tkankach mięśniowych śledzia *(Clupea harengus*) w wodach otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) w latach 2003–2013

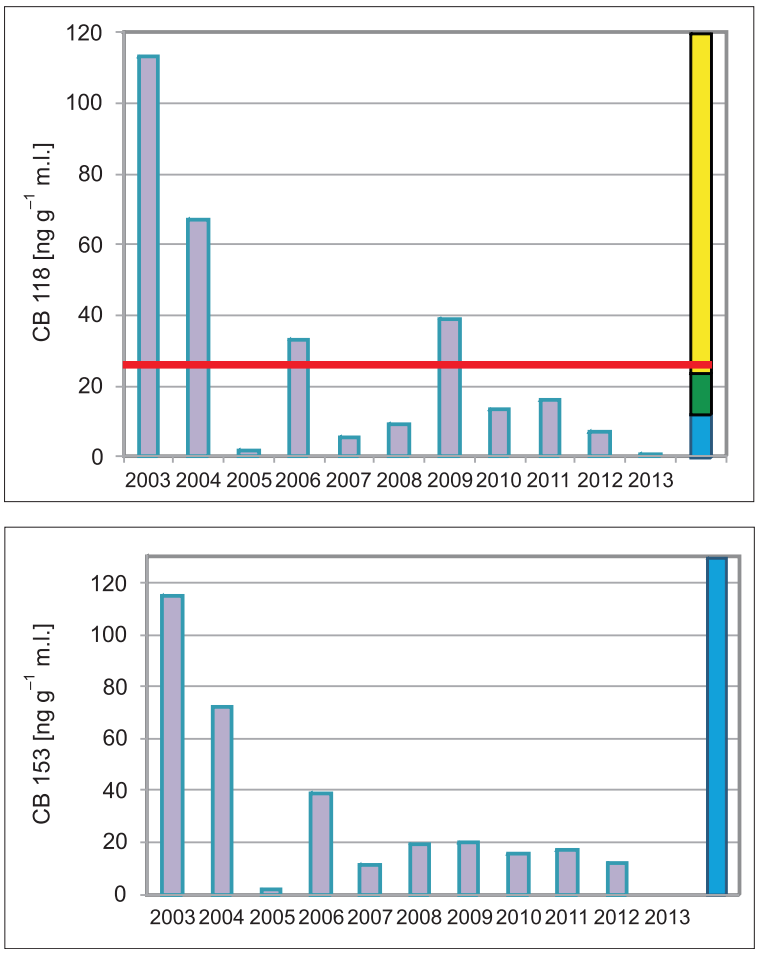
Rok	PCB						
	CB 28	CB 52	CB 101	CB 118	CB 138	CB 153	CB 180
2003	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2004	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2005	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2006	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2007	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2008	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2009	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2010	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2011	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2012	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2013	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES

Tabela 2.4.2.14. Ocena stanu środowiska na podstawie średniego stężenia 7 wskaźnikowych PCB [ng g^{-1} m.l.] w tkankach mięśniowych śledzia *(Clupea harengus*) w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego (podakwen 36) w latach 2004–2013

Lata	PCB						
	CB 28	CB 52	CB 101	CB 118	CB 138	CB 153	CB 180
2004	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2005	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2006	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2007	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2008	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2009	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2010	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2011	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2012	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2013	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES

Stan środowiska wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej, wynikający z obecności czterech kongenerów: CB 52, CB 101, CB 153 i CB 180 w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*) (tab. 2.4.2.15), zarówno w ostatnim dziesięcioleciu, jak też w 2013 r., można uznać za dobry (GES), według kryteriów stosowanych w ramach RDSM.

Średnie stężenia CB 28 i CB 138 były w roku 2013 wyższe od wartości granicznej dla dobrego stanu, co oznacza nieodpowiedni stan środowiska (subGES), oraz stan umiarkowany wg RDW. Zawartość CB 118 w tkankach małży pobranych w wodach Zatoki Gdańskiej również w latach poprzednich przekraczała wartość rekomendowaną, klasyfikując to środowisko jako umiarkowanie zanieczyszczone w latach 2003, 2006 i 2010 i o stanie słabym w 2004 r.



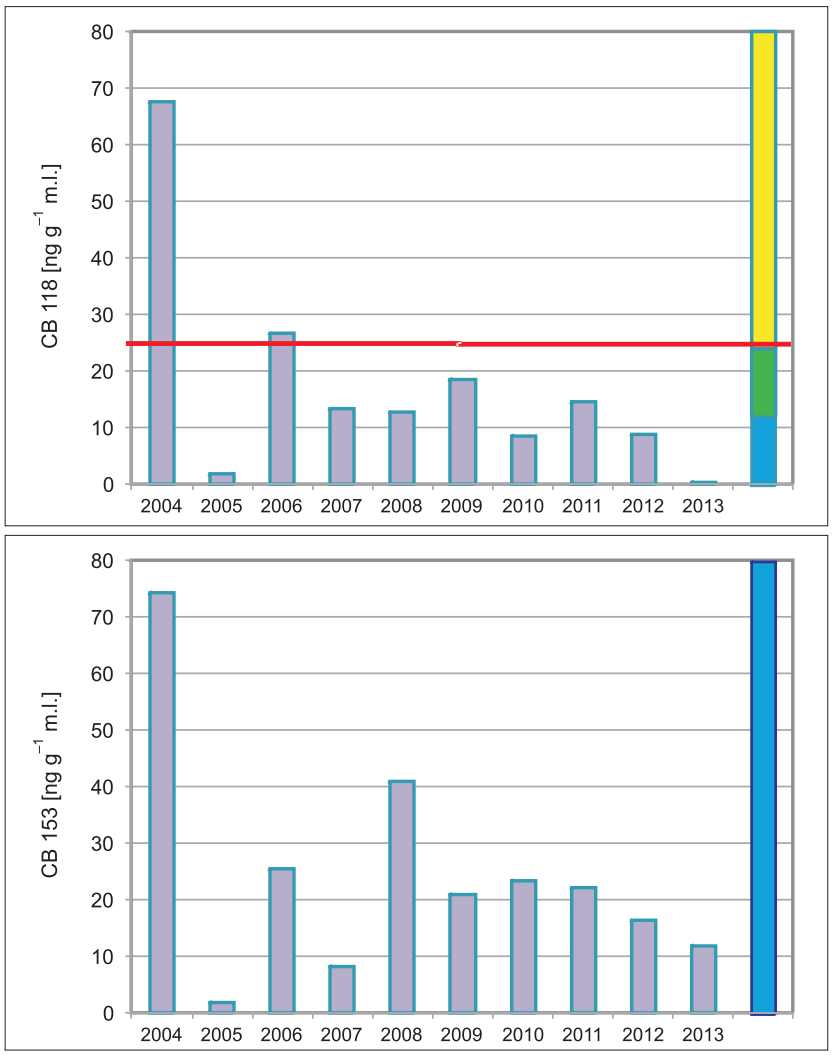
Rys. 2.4.2.8. Zmiany średnich zawartości CB 118 i CB153 w tkance mięśniowej śledzi z obszaru wód otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego (akwen 27) latach 2003–2013; słupek zewnętrzny – kod kolorystyczny klasyfikacji stanu wg RDW

Tabela 2.4.2.15. Ocena stanu środowiska wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 35) na podstawie średniego stężenia 7 wskaźnikowych PCB [ng g^{-1} m.l.] w tkance miękkiej małży *(Mytilus trossulus)* w latach 2003-2013

Lata	PCB						
	CB 28	CB 52	CB 101	CB 118	CB 138	CB 153	CB 180
2003	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2004	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2005	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2006	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2007	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2008	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2009	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2010	GES	GES	GES	subGES	GES	GES	GES
2011	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2012	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
2013	subGES	GES	GES	GES	subGES	GES	GES

■ Związki chloroorganiczne w osadach morskich

W 2013 r. wykonano również oznaczenia 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (PCB): CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 oraz pestycydów chloroorganicznych: heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachloro-cykloheksanu (α-, β-, γ- HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE) w osadach den-



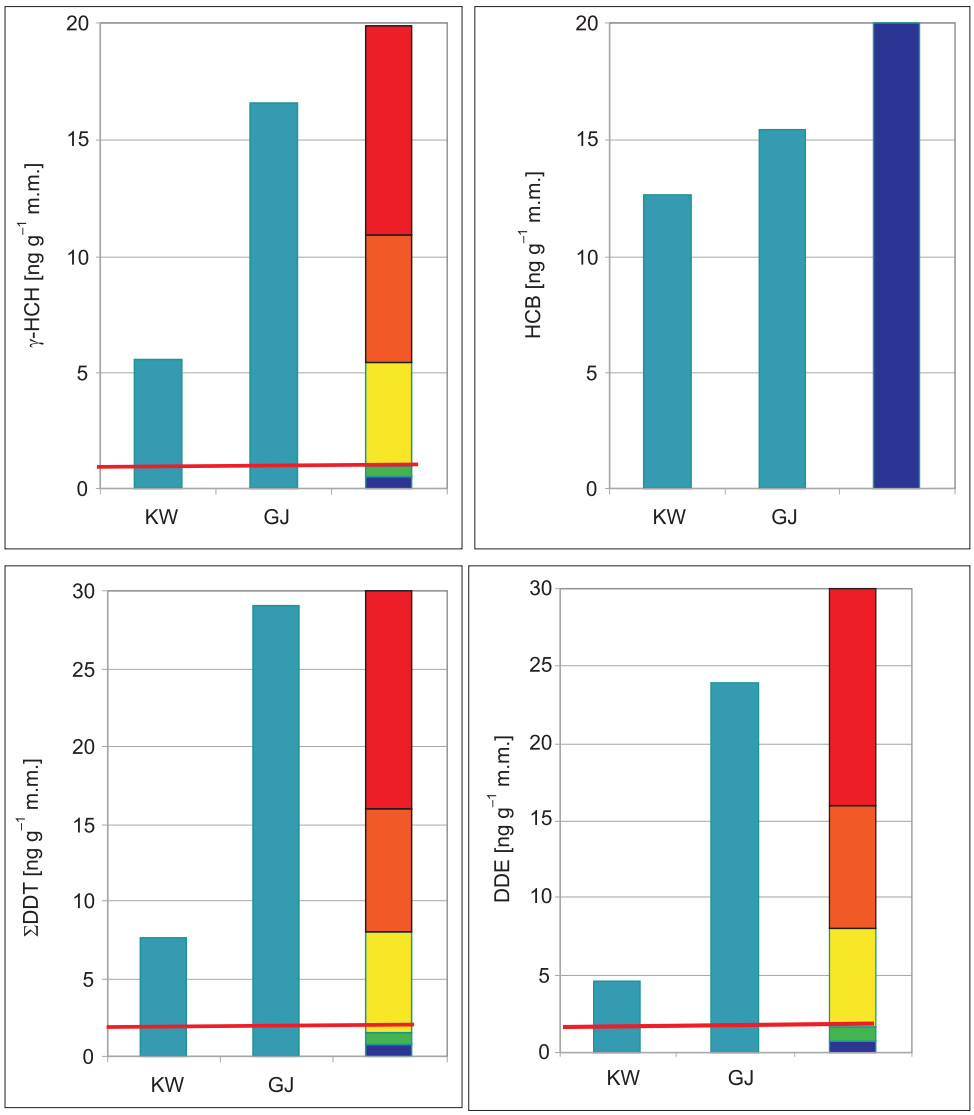
Rys. 2.4.2.9. Zmiany średnich zawartości CB 118 i CB153 w tkance mięśniowej śledzi z obszaru wód otwartych Basenu Bornholmskiego (akwen 36) latach 2004–2013; słupek zewnetrzny – kod kolorystyczny klasyfikacji stanu wg RDW

nych z Zalewu Szczecińskiego (pobranych w 2013 r.) oraz z Zalewu Wiślanego (pobranych w 2012 r.). Uzyskane wyniki wskazują, że tylko w przypadku dwóch kongenerów CB 28 i CB 153 stan środowiska można uznać za dobry (GES) wg RDSM. W przypadku trzech kongenerów stan nieodpowiedni (subGES) wynika ze stanu umiarkowanego w skali 5-stopniowej RDW, natomiast stężenia kongeneru CB118 w obydwu Zalewach, a kongeneru CB 101 w Zalewie Wiślanym – wskazują na stan zły wg klasyfikacji RDW (tab. 2.4.2.16).

Tabela 2.4.2.16. Ocena stanu środowiska na podstawie średniego stężenia 7 wskaźnikowych PCB [ng g^{-1} s.m.] w osadzie dennym z polskiej części Zalewu Szczecińskiego (st. GJ) i z Zalewu Wiślanego (st. KW)

Stacja	CB 28	CB 52	CB 101	CB 118	CB 138	CB 153	CB 180
GJ	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	GES	subGES
KW	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	GES	subGES

Dokonano także oceny stanu środowiska zgodnie z wytycznymi RDSM dla 4 pestycydów (lindan, ΣDDT, HCB, DDE), dla których określono wartości docelowe/referencyjne. Wartości stężeń z warstwy powierzchniowej osadu z trzech rdzeni zostały uśrednione, a uzyskane średnie odniesiono do wartości dwustopniowej oceny zgodnie z zasadami RDSM (rys. 2.4.2.10). Osady pochodzące z Zalewu Szczecińskiego (podakwen 38A, st. GJ) charakteryzują się wyższymi stężeniami pestycydów niż osady z Zalewu Wiślanego (podakwen 35A, st. KW). Spośród badanych związków jedynie stężenia HCB wskazują na dobry stan środowiska obu akwenów. Natomiast stan środowiska pol-



Rys. 2.4.2.10. Średnie stężenia γ-HCH (a), HCB (b), ΣDDT (c) i DDE (d) w powierzchniowej warstwie osadów pobranych z polskiej części Zalewu Wiślanego (akwen 35A, st. KW) i polskiej części Zalewu Szczecińskiego (akwen 38A, st. GJ); słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDW, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim wg RDSM

skiej części Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego należy uznać za nieodpowiedni (subGES) w zakresie zanieczyszczenia γ-HCH, ΣDDT i DDE, ze względu na znaczne przekroczenia wartości granicznej dobrego stanu.

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 sumy stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB 153 oznaczonych w tkankach ryb. Jedynie w obszarze wód otwartych wschodniego Bałtyku Właściwego (akwen 27) suma stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli przekroczyła stężenie docelowe wskazując na stan umiarkowany i tym samym nieodpowiedni w klasyfikacji RDSM. Dwa pozostałe obszary charakteryzowały się dobrym stanem środowiska.

■ Organiczne związki cyny (ZCO)

W 2013 r. dokonano również oceny stanu środowiska w zakresie tributylocyny, zidentyfikowanej w tkance mięśniowej ryb i tkance miękkiej małży. Analizie poddano organizmy pochodzące z obszaru wód otwartych wschodniego Bałtyku (śledzie), wód otwartych Basenu Bornholmskiego (śledzie i stornie), wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (stornie i omułek jadalny) oraz wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (omułek jadalny).

Przeprowadzone badania wskazują na bardzo dobry stan środowiska morskiego pod względem zanieczyszczenia tributylocyną według RDW i GES wg RDSM w 2013 r. Wyjątek stanowiły małże pobrane w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, tj. z zachodniej części środkowego Wybrzeża (podakwen 38), gdzie stan środowiska określono na dobry wg RDW i GES wg RDSM (tab. 2.4.2.17).

Tabela 2.4.2.17. Ocena stanu środowiska na podstawie średnich zawartości tributylocyny w organizmach pochodzących z południowego Bałtyku w roku 2013

Podakwen	Gatunek	**TBT** [μg kg $^{-1}$ m.m.] – ryby **TBT** [μg kg $^{-1}$ s.m.] – małże	Klasyfikacja
27	śledź (*Clupea harengus*)	< 0,8954	GES
35	małże *Mytilus tross*ulus)	< 3,72	GES
	stornia *(Pletichthys flesus)*	1,5192	GES
36	śledź *Clupea harengus*)	< 0,8954	GES
	stornia (*Pletichthys flesus)*	< 0,8954	GES
38	małże (*Mytilus tross*ulus)	6,9152	GES

2.5. Podsumowanie

Ocena stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku w 2013 r. została dokonana z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla każdej z cech (deskryptorów). Należy podkreślić, że dane uzyskane w 2013 r. w ramach realizacji programu monitoringu wód Bałtyku w strefie głębokowodnej wg wytycznych HELCOM COMBINE umożliwiły dokonanie oceny w zakresie czterech cech (deskryptorów) obejmujących jedną cechę stanu: C6 – integralność dna morskiego 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. W opracowaniu przedstawiamy także wstępne wyniki oceny stanu cechy C1 – bioróżnorodność – uzyskane na podstawie badań ichtiofauny (opracowano na podstawie: „Projekt oceny stanu ekologicznego środowiska morskiego za rok 2013 na podstawie ichtiofauny", Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Gdynia, 29.04.2014; autorzy: I. Psuty, L. Szymanek, M. Pachur, A. Luzeńczyk, T. Wandzel, A. Lejk, A. Grochowski, S. Smoliński). Autorzy opracowania uznali podział polskiej strefy Bałtyku zaproponowany przez HELCOM COREST za nieodpowiedni dla oceny ichtiofauny i przedstawili podział na obszary odpowiadające typom biotycznym zespołów ryb, dla których powinno dokonywać się oceny tego elementu stanu. Są to obszary:

- polska część Zalewu Wiślanego,
- Zalew Pucki,
- polska część Zalewu Szczecińskiego z wodami przyległymi (w tym Zalew Kamieński),
- strefa przybrzeżna Zatoki Gdańskiej,
- strefa przybrzeżna otwartego morza,
- Zatoka Pomorska,
- Ławica Słupska,
- otwarte morze część wschodnia (ICES 26),
- otwarte morze – część zachodnia (ICES 25).

Autorzy podkreślają, że podział ten ma charakter tymczasowy i zostanie zweryfikowany po uzyskaniu odpowiedniej serii danych.

W ocenie stanu środowiska morskiego na podstawie danych z 2013 r. można było wykorzystać tylko jeden wskaźnik podstawowy – indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI 1). Zastosowano go do oceny dwóch typów biotycznych wód: otwarte morze – część wschodnia (ICES 26) i otwarte morze – część zachodnia (ICES 25) (tab. 2.5.1., rys. 2.5.1.).

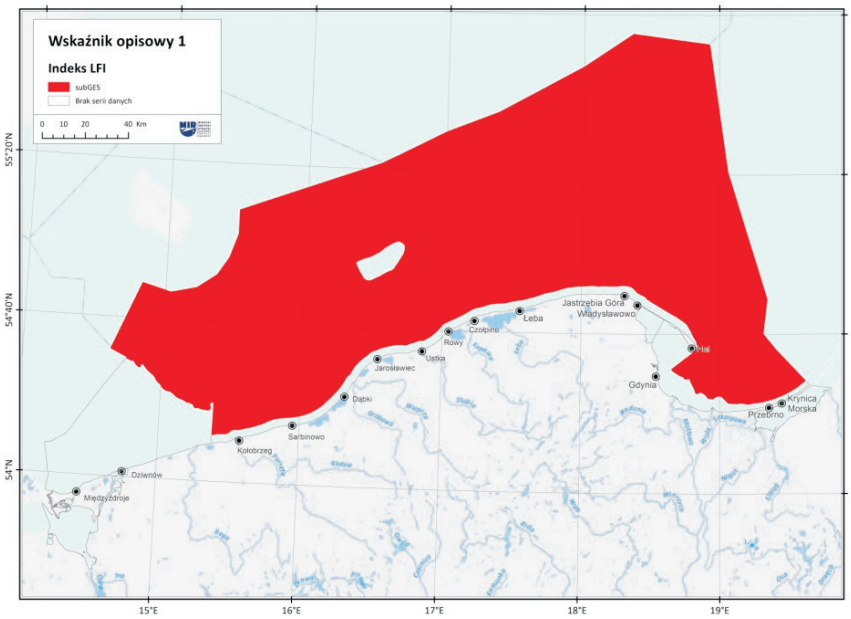
Tabela 2.5.1. Zestawienie ocen stanu środowiska morskiego Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu wielkości ryb (LFI 1) dla 2013 r.

Obszar	LFI 1
Otwarte morze – część wschodnia	subGES
Otwarte morze – część zachodnia	subGES

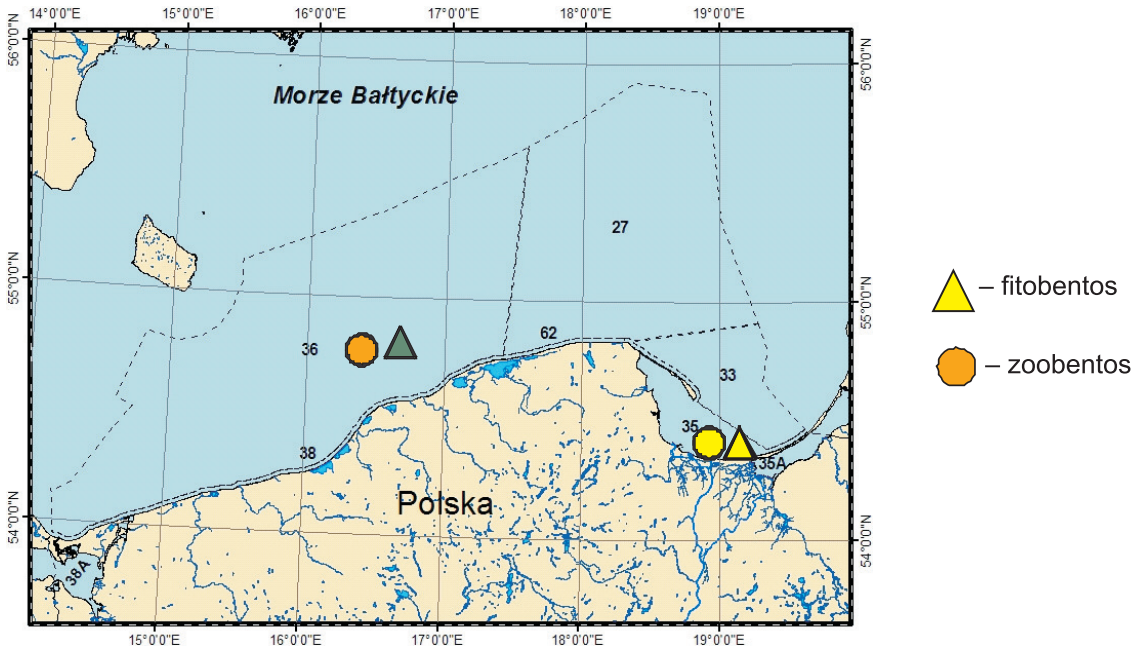
Ocena integralności dna morskiego (cecha C6) mogła być przeprowadzona jedynie dla dwóch podakwenów polskiej strefy Bałtyku – wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 35) oraz otwartych wód Basenu Bornholmskiego (podakwen 36). Ocena wykonana na podstawie multimetrycznych wskaźników B i SM_1, odpowiednio dla makrozoobentosu i fitobentosu wskazuje, iż w tych podakwenach stan dna morskiego jest nieodpowiedni: sub-GES klasa 3 w rozumieniu RDW (tab. 2.5.2, rys. 2.5.2).

Tabela 2.5.2. Ocena deskryptora C6 w oparciu o klasyfikację RDW w 2013 r.

Podakwen	Fitobentos	Zoobentos	Średnia
35	3	3	3
36	4	2	3



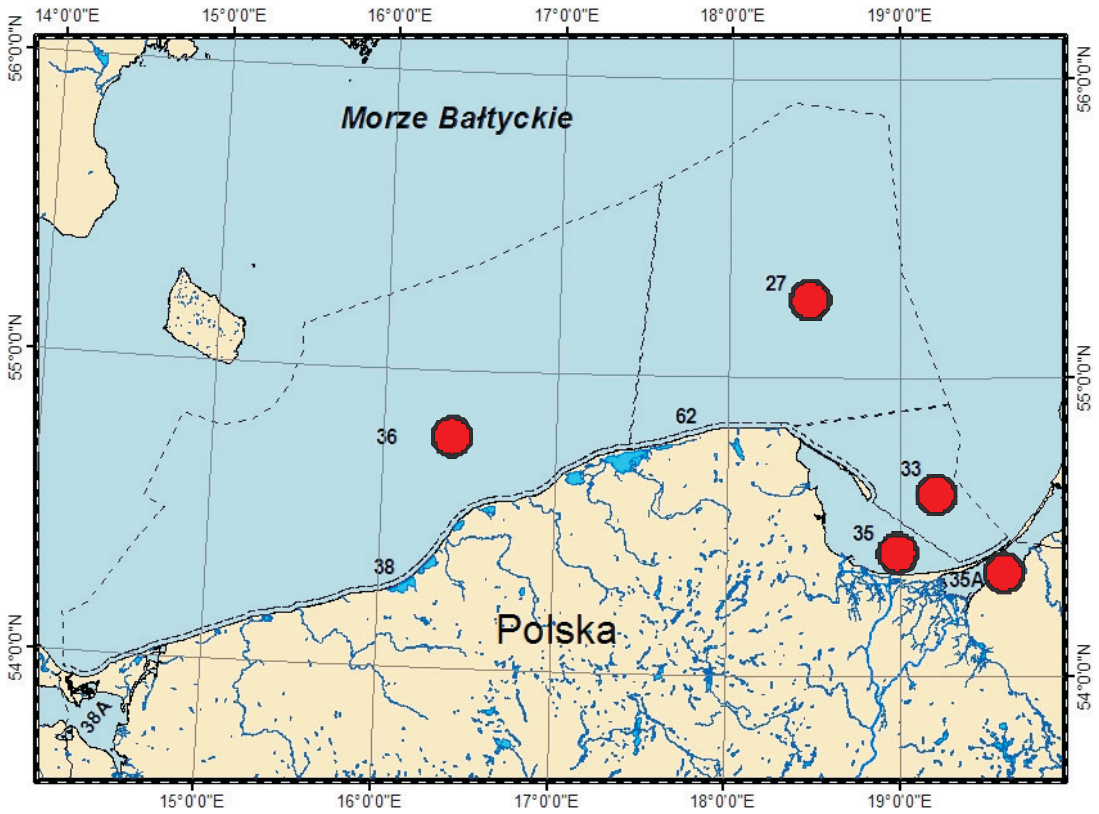
Rys. 2.5.1. Ocena stanu cechy C1 – bioróżnorodność Polskich Obszarów Morskich na podstawie ichtiofauny



Rys. 2.5.2. Ocena stanu makrofitobentosu i fauny dennej w ramach cechy C6 – integralność dna morskiego – w wydzielonych akwenach w polskiej strefie Bałtyku w 2013 r.

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.

Ocenę stanu cechy C5 – eutrofizacja przeprowadzono wyłącznie na podstawie wyników programu COMBINE, dlatego brak oceny dla akwenu 38 – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego i akwenu 62 – przybrzeżne wody wsch. części Bałtyku Właściwego, gdyż podlegają one monitoringowi w ramach RDW realizowanego przez regionalne oddziały WIOŚ (zob. część I niniejszego opracowania).



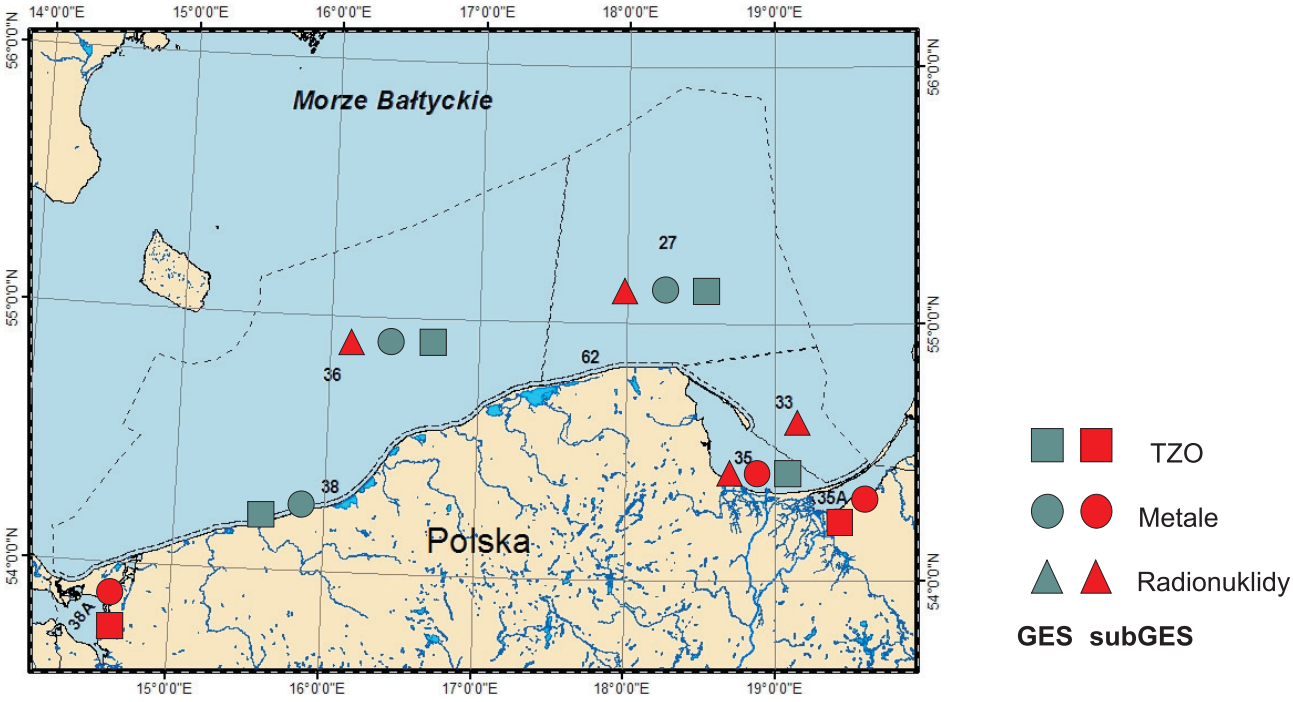
Rys. 2.5.3. Ocena stanu eutrofizacji (cecha C5) w wydzielonych podakwenach polskiej strefy Bałtyku w 2013 r.

Sumaryczna ocena agregująca dane charakteryzujące poszczególne obszary wskazuje, że w żadnym z ocenianych akwenów w polskiej strefie Bałtyku stan eutrofizacji nie uzyskał oceny 4,0 określającej stan dobry (GES). 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). Z najgorszą sytuacją mamy do czynienia w przypadku chlorofilu-a w Zalewie Wiślanym i tlenu w wodach otwartych Zatoki Gdańskiej, których stężenia wskazują na stan zły. W związku z powyższym stan środowiska morskiego polskich obszarów morskich w 2013 r. pod względem eutrofizacji należy uznać za nieodpowiedni – subGES (rys. 2.5.3).

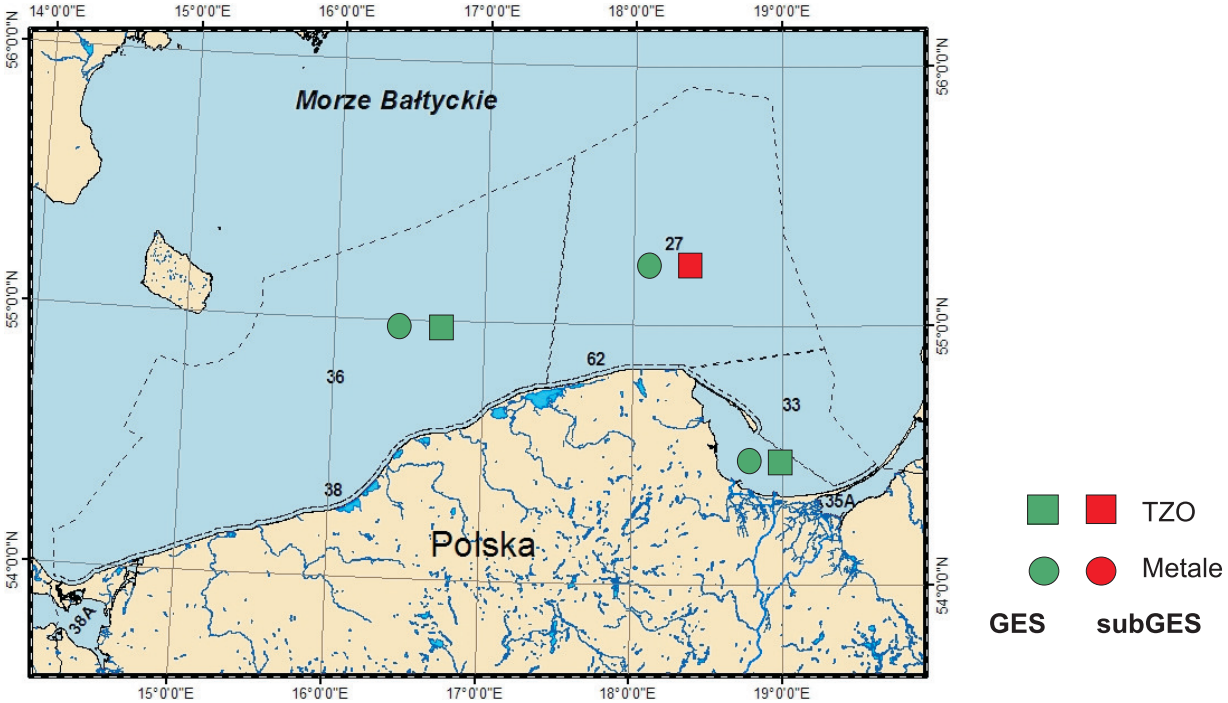
Stan środowiska południowego Bałtyku w zakresie cechy C8 (stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia) został oceniony na podstawie stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb) i rtęci (Hg) w rybach i małżach w czterech z ośmiu akwenów i w osadach dennych w obszarach Zalewów Wiślanego i Szczecińskiego. W tych samych matrycach pochodzących z tych samych lokalizacji określono również stężenia trwałych związków organicznych: chloroorganicznych, bromoorganicznych, organicznych związków cyny oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Do oceny wykorzystano również dane dotyczące dystrybucji izotopu promieniotwórczego ^{137}Cs w wodzie morskiej.

Stan środowiska wód otwartych Basenu Bornholmskiego i wschodniego Bałtyku jest nieodpowiedni tylko w zakresie stężeń Cd w śledziach, natomiast stężenia Cd w storni oraz Pb i Hg zarówno w śledziach, jak i stroni nie przekraczają wartości granicznych. W związku z tym stan tych obszarów pod względem skażenia metalami ciężkimi można uznać za odpowiedni – GES (rys. 2.5.4). Ze względu na podwyższone stężenia Cd w małżach oraz Hg w małżach i storni stan obszaru odpowiadającego wodom przybrzeżnym Zatoki Gdańskiej należy uznać za nieodpowiedni. Stężenia wszystkich metali w małżach z obszaru wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wskazują na ich dobry stan. Zdecydowanie z najgorszą sytuacją mamy do czynienia w obszarach Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego, których stan został oceniony na podstawie stężeń metali w osadach dennych. Tylko stężenia ołowiu w osadach z Zalewu Wiślanego spełniają kryteria dla stanu dobrego, pozostałe metale charakteryzują się stężeniami wskazującymi na istotne skażenie. Z podobną sytuacją mamy do czynienia w przypadku trwałych związków organicznych, których stężenia w osadach dennych Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego w większości przypadków przekroczyły wartości docelowe

wskazując na nieodpowiedni stan środowiska tych obszarów. Spośród siedmiu kongenerów polichlorowanych bifenyli i czterech pestycydów, tylko stężenia HCB, CB28 i CB153 można uznać za odpowiednie dla dobrego stanu środowiska. Należy jednak podkreślić, że w ocenie nie uwzględniono danych dotyczących stężeń związków organicznych w organizmach, które uznawane są za priorytetowe dla oceny (ze względu na brak danych z 2013 roku). Pozostałe obszary poddane ocenie w zakresie skażenia trwałymi związkami organicznymi: otwarte wody Basenu Bornholmskiego



Rys. 2.5.4. Ocena wskaźnika opisowego/cechy C8 (substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami) w wydzielonych akwenach polskiej strefy Bałtyku w 2013 r.



Rys. 2.5.5. Ocena wskaźnika cechy C9 (substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego) w wydzielonych akwenach w polskiej strefie Bałtyku w 2013 r.

(36) i wschodniego Bałtyku Właściwego (27) oraz wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (35) i Basenu Bornholmskiego (38) charakteryzują się dobrym stanem środowiska. Nieznaczne przekroczenia stężeń docelowych odnotowano tylko w przypadku kilku przedstawicieli związków chloroorganicznych: kongeneru CB28 w akwenach 35 i 38, CB 118 w akwenach 36 i 38 oraz CB 138 w akwenie 35. W akwenach 35 i 36 odnotowano również podwyższone stężenia związku z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych: indeno(1,2,3-cd)pirenu.

Stan środowiska czterech ocenianych obszarów: otwarte wody Basenu Bornholmskiego (36) i wschodniego Bałtyku Właściwego (27) oraz wody przybrzeżne (35) i wody otwarte (33) Zatoki Gdańskiej w dalszym ciągu należy uznać za nieodpowiedni w zakresie skażenia promieniotwórczym cezem-137 (rys. 2.5.4).

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: ołowiu (Ob), kadmu (Cd), rtęci (Hg) i sumy stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli zidentyfikowanych w rybach (rys. 2.5.5).

W trzech obszarach poddanych ocenie: wody otwarte Basenu Bornholmskiego i wschodniego Bałtyku oraz wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej tylko stężenia kadmu w śledziach i w storniach nie spełniały kryteriów dobrego stanu środowiska wskazując na stan umiarkowany, natomiast stężenia ołowiu i rtęci wskazują na stan bardzo dobry. Oznacza to, że stan ocenianych w zakresie metali ciężkich obszarów można uznać za dobry (GES).

W zakresie stężeń trwałych związków organicznych, tylko w obszarze wód otwartych wschodniego Bałtyku Właściwego suma stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli przekroczyła stężenie docelowe wskazując na stan umiarkowany i tym samym nieodpowiedni w klasyfikacji RDSM (rys. 2.5.5). Dwa pozostałe obszary charakteryzowały się dobrym stanem środowiska.