

**OCENA STANU ŚRODOWISKA MORSKIEGO
POLSKIEJ STREFY EKONOMICZNEJ BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2012 NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA 2002–2011**

Biblioteka Monitoringu Środowiska
Warszawa 2013

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*

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-Pastuszek, Sérgio das Neves, Anna Olszewska, Marta Rybka, Michał Saniewski, Anna Śliwińska, Jerzy Woron, Tamara Zalewska – *Ośrodek Oceanografii i Monitoringu Bałtyku, Oddział Morski IMGW-PIB w Gdyni*

Pod redakcją:

Elżbiety Łysiak-Pastuszek i Tamary Zalewskiej

Zdjęcia:

Sławomir Wiktorowicz, Michał Saniewski, Tomasz Krywoszejew, Waldemar Stepko, Eugeniusz Andrulewicz

Korekta:

Beata Danowska



© Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2012 r.

ISBN 978-83-61227-17-5

Wydanie I. Nakład 500 egz. Format A4.

Przygotowanie do druku i druk:

Zakład Poligrafii Fundacji Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego

ul. Armii Krajowej 119/121, 81-824 Sopot

tel. 58 523 14 49, e-mail: poligraf@gnu.univ.gda.pl

Spis treści

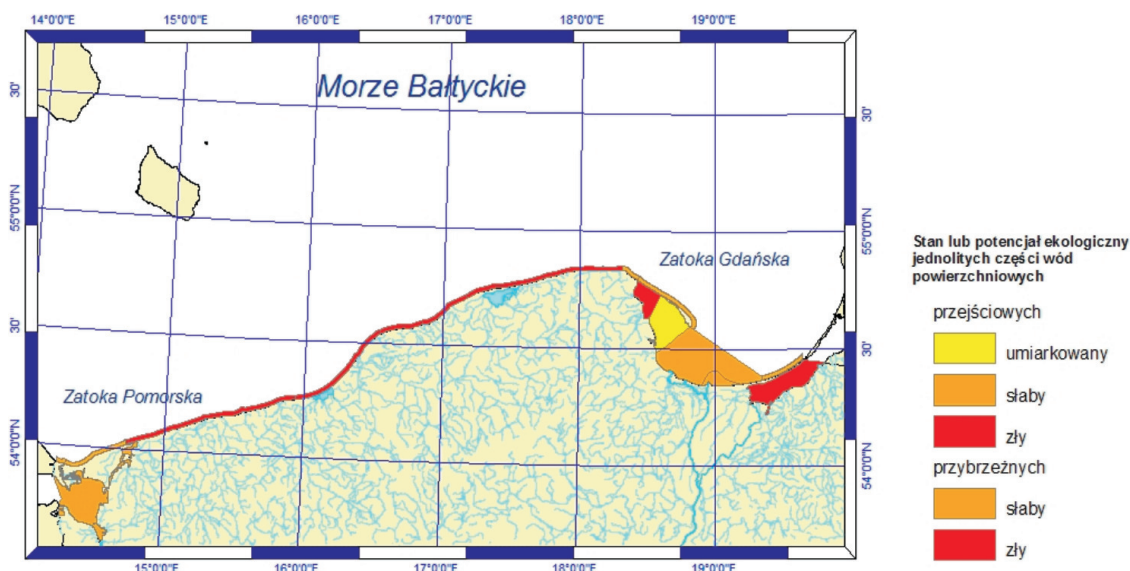
I. Wody przejściowe i przybrzeżne – RDW	5
1. Ocena stanu ekologicznego oraz stanu chemicznego w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Wodnej	7
2. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego	9
2.1. Ocena opisowa JCW Zalew Szczeciński (PLTWIWB8)	11
2.2. Ocena opisowa JCW Zalew Kamieński (PLTWIWB9)	13
2.3. Ocena opisowa JCW Ujście Dziwny (PLTWVWB6)	15
2.4. Ocena opisowa JCW Ujście Świny (PLTWVWB7)	17
2.5. Ocena opisowa JCW Dziwna–Świna (PLCWIIIWB9)	19
2.6. Ocena opisowa JCW Sarbinowo–Dziwna (PLCW II WB 8)	21
2.7. Ocena opisowa JCW Jarosławiec–Sarbinowo (PLCW III WB 7)	23
3. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego	25
3.1. Ocena opisowa JCW Zalew Pucki (PLTW II WB 2)	26
3.2. Ocena opisowa JCW Zatoka Pucka Zewnętrzna (PLTW III WB 3)	27
3.3. Ocena opisowa JCW Zatoka Gdańska Wewnętrzna (PLTW IV WB 4)	28
3.4. Ocena opisowa JCW Ujście Wisły (PLTW V WB 5)	29
3.5. Ocena opisowa JCW Rowy Jarosławiec Wschód (PLCW II WB 6E)	30
3.6. Ocena opisowa JCW Jastrzębia Góra–Rowy (PLCW III WB 5)	31
3.7. Ocena opisowa JCW Władysławowo Jastrzębia Góra (PLCW II WB 4)	32
3.8. Ocena opisowa JCW Port Władysławowo (PLCW I WB 3)	33
3.9. Ocena opisowa JCW Półwysep Hel (PLCW I WB 2)	34
3.10. Ocena opisowa JCW Mierzeja Wiślana (PLCW I WB 1)	35
4. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa warmińsko-mazurskiego	36
4.1. Ocena opisowa JCW Zalew Wiślany (PLTW I WB 1)	36
II. Wody otwartego morza – RDSM	39
1. Wstęp	41
2. Ogólne warunki hydrologiczne/hydrograficzne	44
2.1. Temperatura wody morskiej	44
2.2. Zasolenie	44
2.3. Ekspozycja na fale	44
2.4. Mieszanie wód	48
2.5. Wymiana wód	49
2.6. Prądy morskie	51
3. Wskaźniki deskryptorów stanu	53
3.1. Fitoplankton	53
3.2. Zooplankton	57
3.3. Fitobentos	61
3.4. Makrozoobentos	64
4. Wskaźniki deskryptorów presji	68
4.1. Eutrofizacja	68
4.2. Substancje niebezpieczne	78
4.2.1. Metale ciężkie	79
4.2.2. Radionuklidy	82
4.2.3. Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne (TZO)	85
4.3. Śmieci/odpady na linii brzegowej	92
5. Podsumowanie	96

| ■ Wody przejściowe i przybrzeżne – RDW

1 Ocena stanu ekologicznego oraz stanu chemicznego w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Wodnej

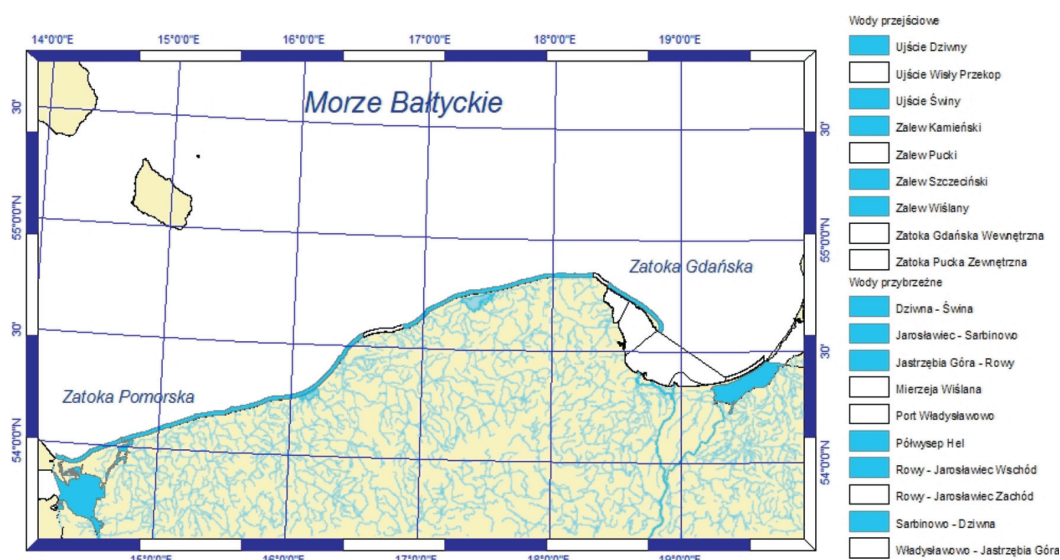
Wraz z akcesją do Unii Europejskiej Polska przyjęła szereg zobowiązań związanych z dostosowaniem prawodawstwa krajowego do przepisów wspólnotowych. W zakres wdrożenia w Polsce polityki wodnej Unii Europejskiej wchodzi przede wszystkim transpozycja dyrektywy z dnia 23 października 2000 r. nr. 2000/60/EC ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Ramowej Dyrektywy Wodnej) do polskiego systemu prawnego oraz Dyrektywy 2008/105/WE ustanawiającej normy jakości środowiska w dziedzinie polityki wodnej. Realizacja programu monitoringu wód przybrzeżnych i przejściowych oraz ocena ich stanu ekologicznego jest koniecznym etapem wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej w Polsce.

Ocena jakości wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2010–2012 została przeprowadzona w oparciu o wytyczne Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ) oraz 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). Jakość wód przejściowych sklasyfikowano, bazując na ocenie przeprowadzonej w układzie jednolitych części wód. Wynikowa ocena dla JCW stanowi uśrednioną wartość wyników uzyskanych dla prób wody oraz badań elementów biologicznych z poszczególnych punktów pomiarowych, zlokalizowanych na jednolitych częściach wód. Biologicznymi wskaźnikami jakości wód, które powodowały klasyfikację stanu lub potencjału ekologicznego poniżej dobrego były chlorofil-a i biomasa fitoplanktonu oraz liczebność organizmów makrozoobentosowych (mapa I.1).



Mapa I.1. Ocena stanu lub potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2010-2012

Ocena stanu chemicznego została wykonana na podstawie wyników oznaczeń 21 z 33 substancji priorytetowych badanych przez wojewódzkie inspektoraty ochrony środowiska w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach monitoringu diagnostycznego w latach 2010–2012 oraz 8 innych substancji zanieczyszczających, przewidzianych w rozporządzeniu 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) (mapa I.2). Nie stwierdzono przekroczeń środowiskowych norm jakości dla 21 substancji priorytetowych



Mapa I.2. Ocena stanu chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2010–2012; kolor niebieski – stan dobry, kolor biały – brak oceny (brak danych)

oraz 8 innych substancji zanieczyszczających i na podstawie uzyskanych wyników oznaczeń oceniono stan chemiczny tych wód jako dobry (tab. I.1).

Tabela I.1. Lista niebezpiecznych substancji priorytetowych badanych w wodach przejściowych i przybrzeżnych w latach 2010–2012

Lp.	Nazwa substancji priorytetowej lub innej substancji zanieczyszczającej
1.	Alachlor
2.	Antracen
3.	Atrazyna
4.	Kadm i jego związki
5.	Chlorfenwinfos
6.	Chlorpyrifos (chloropiryfos etylowy)
7.	1,2-dichloroetan (EDC)
8.	Dichlorometan
9.	Ftalan di(2-etyloheksyl) (DEHP)
10.	Fluoranten
11.	Heksachlorobenzen (HCB)
12.	Heksachlorocykloheksan (HCH)
13.	Ołów i jego związki
14.	Rtęć i jej związki
15.	Naftalen
16.	Nikiel i jego związki
17.	Pentachlorofenol (PCP)
18.	Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne
19.	Trichlorobenzeny (TCB)
20.	Trichlorometan (chloroform)
21.	Trifluralina
22.	Tetrachlorometan
23.	Aldryna
24.	Diendryna
25.	Endryna
26.	Izodryna
27.	DDT
28.	Trichloroetylen
29.	Tetrachloroetylen

2. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego

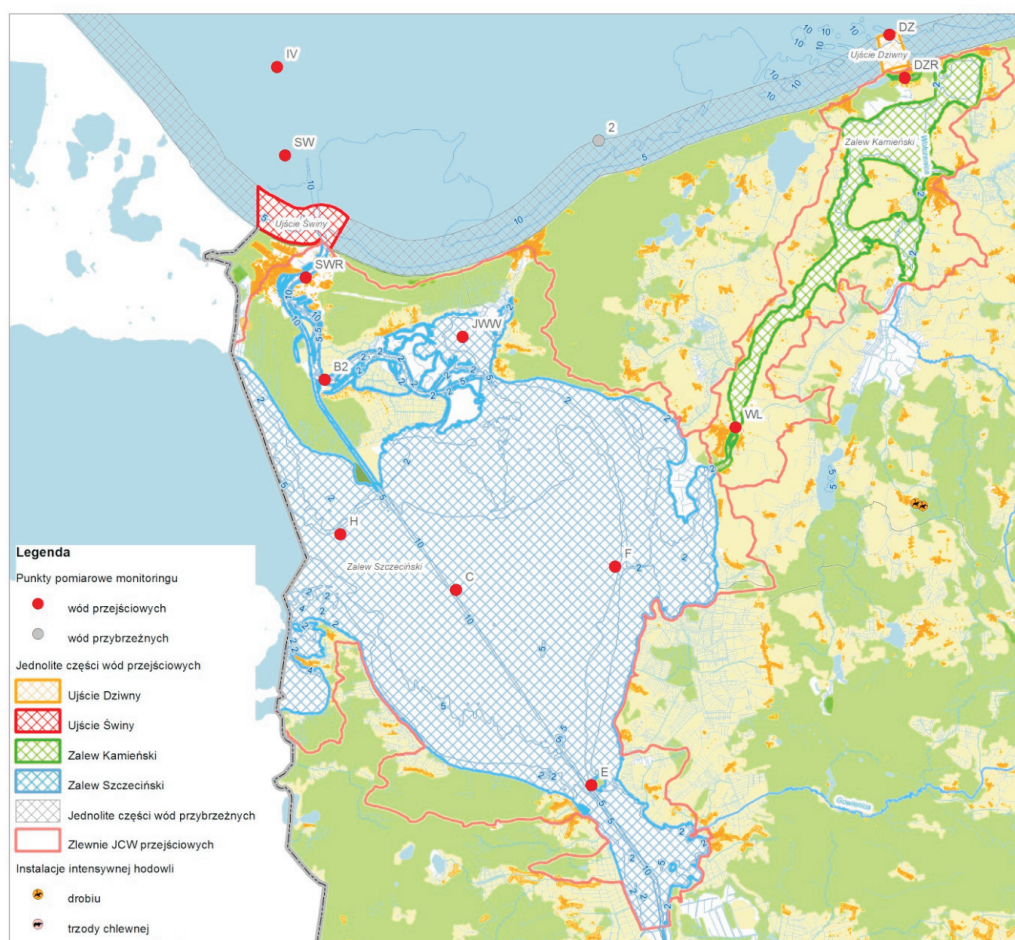
W województwie zachodniopomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód przejściowych oraz trzy jednolite części wód przybrzeżnych. Zgodnie z typologią wód powierzchniowych obowiązującą od 2010 r. do wód naturalnych należy JCW Zalew Kamieński oraz JCW Dziwna-Świna, a pozostałe pięć JCW zostało zaliczonych do wód silnie zmienionych.



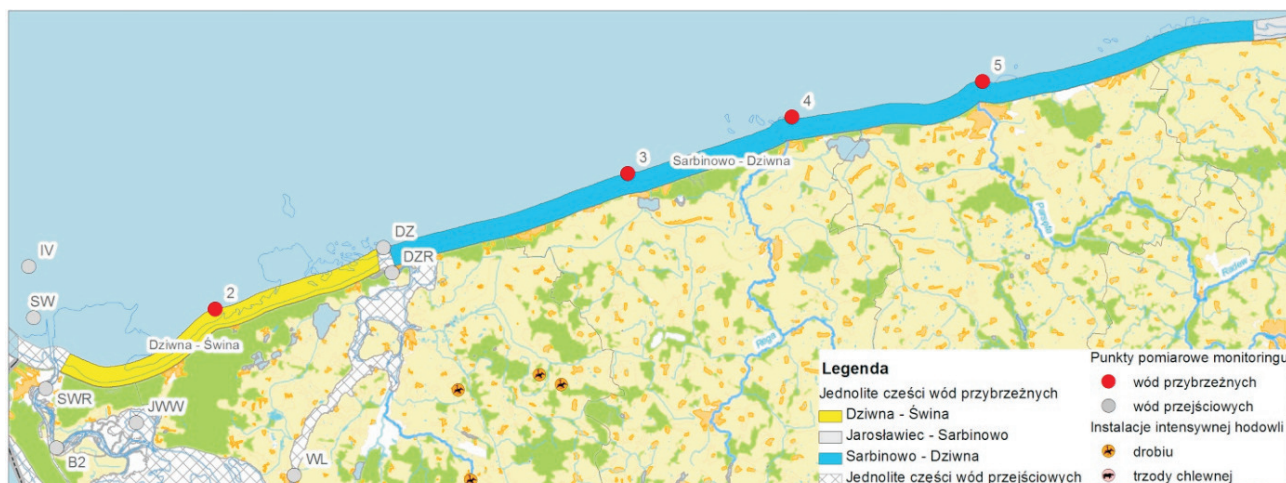
Tabela I.2. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego

Nazwa JCW	KOD JCW*	Rodzaj JCW
Ujście Dziwny	PLTW V WB 6	Silnie zmieniona (sztucznie ukształtowane ujście - nurt kierowany za pomocą kierownic)
Ujście Świny	PLTW V WB 7	Silnie zmieniona (sztucznie ukształtowane ujście - nurt kierowany za pomocą kierownic)
Zalew Kamieński	PLTW I WB 9	Naturalna
Zalew Szczeciński	PLTW I WB 8	Silnie zmieniona (droga wodna, infrastruktura portowa)
Jarosławiec-Sarbinowo	PLCWIII WB 7	Silnie zmieniona (w wielu miejscach umacniane brzegi i zabezpieczane przed erozją morską)
Sarbinowo-Dziwna	PLCWII WB 8	Silnie zmieniona (w wielu miejscach umacniane brzegi i zabezpieczane przed erozją morską)
Dziwna-Świna	PLCW III WB 9	Naturalna

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



Mapa I.3. Jednolite części wód przejściowych województwa zachodniopomorskiego objętych monitoringiem w latach 2010–2012



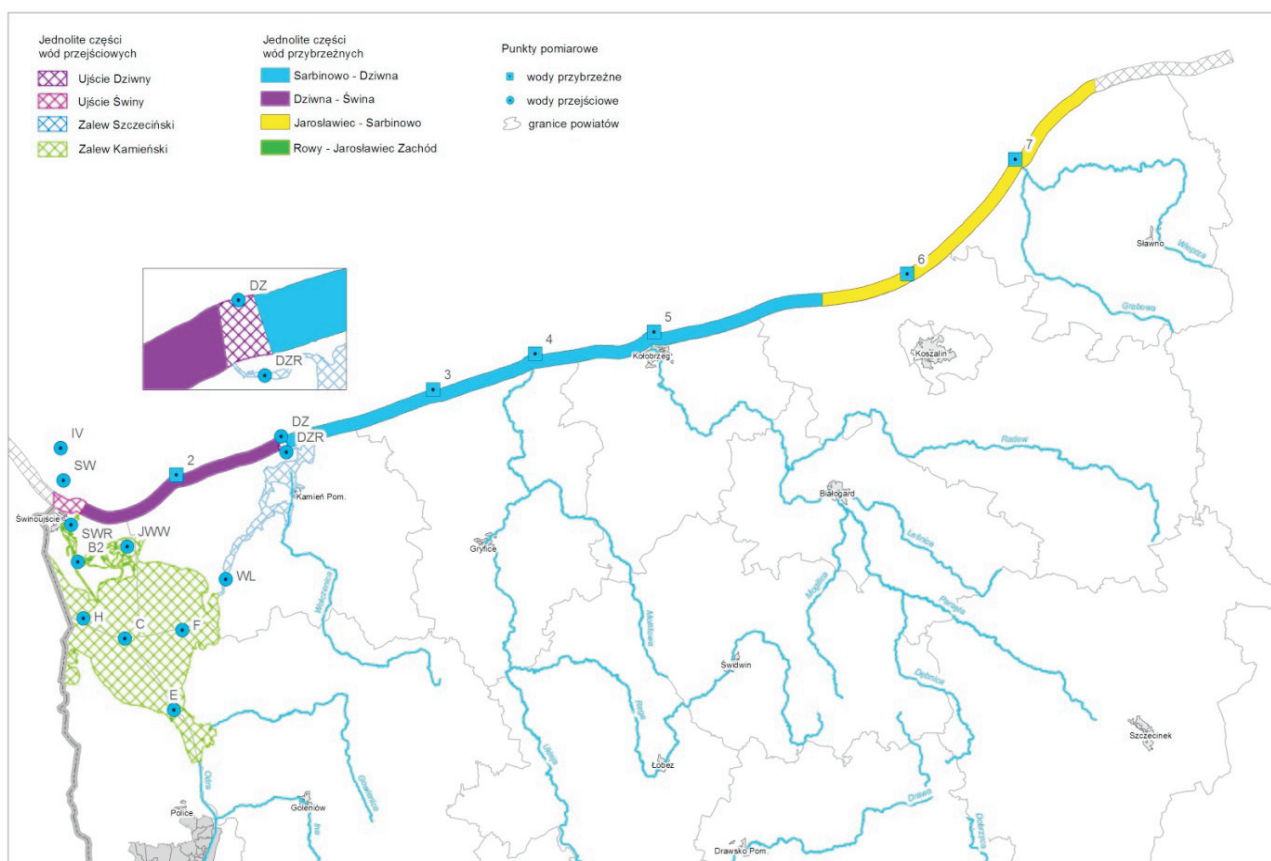
Mapa I.4. JCW Dziwna–Świna (PLCWIIIWB9) i JCW Sarbinowo–Dziwna (PLCWIIWB8) objęte monitoringiem w latach 2010–2012



Mapa I.5. JCW Jarosławiec–Sarbinowo (PLCWIIIWB7) objęta monitoringiem w latach 2010–2012

Badania jakości wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2010–2012 prowadzono w oparciu o *“Program Monitoringu Środowiska w Województwie Zachodniopomorskim w latach 2010–2012”*. Zadanie, pod nazwą *“Monitoring wód przejściowych i przybrzeżnych”*, objęło badania wód Zalewu Szczecińskiego, pasa wód przybrzeżnych Zatoki Pomorskiej i Środkowego Wybrzeża.

W latach 2010–2012 w ramach monitoringu diagnostycznego i operacyjnego badaniami objęte zostały wszystkie JCW. Monitoring wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2010–2012 realizowany był w sieci 18 punktów pomiarowych (diagnostycznych i operacyjnych), zlokalizowanych na wszystkich siedmiu jednolitych częściach wód; w tym 6 stanowisk na wodach przybrzeżnych (3 JCW) i 12 stanowisk na wodach przejściowych (4 JCW). Monitoringiem operacyjnym objęte były wszystkie punkty pomiarowe. Natomiast program monitoringu diagnostycznego realizowano w sieci 14 punktów pomiarowo-kontrolnych, na wszystkich badanych jednolitych częściach wód wodach przejściowych.



Mapa I.6. Lokalizacja punktów pomiarowych monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2010–2012

2.1. Ocena opisowa JCW Zalew Szczeciński (PLTWIWB8)

Omówienie wyników oceny JCW Zalew Szczeciński (PLTWIWB8)

Na podstawie badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu operacyjnego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia badań z 2011 roku prowadzonych w ramach monitoringu diagnostycznego, potencjał ekologiczny JCW Zalew Szczeciński oceniony został jako słaby, a stan wód jako zły.

a) Elementy biologiczne

W 2012 roku oznaczano chlorofil-a (IV klasa) i makrozoobentos (IV klasa). Wyniki badania ichtiofauny (III klasa) w JCW były odziedziczone z 2011 roku.

Potencjał elementów biologicznych JCW określono jako słaby.

b) Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, 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 na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, potencjał elementów hydromorfologicznych JCW Zalew Szczeciński został oceniony jako dobry.

c) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

W ocenie elementów fizykochemicznych uwzględniono najbardziej aktualne wyniki dla elementów fizykochemicznych pochodzące ze wszystkich punktów, traktując je jako jeden zbiór danych. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat. Ocenę elementów fizykochemicznych przeprowadzono w oparciu o wyniki badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu operacyjnego na stanowiskach E, C, H, SWR oraz uwzględniono na zasadzie dziedziczenia wyniki badań ze stanowisk F, B2, JWW objętych w 2011 roku monitoringiem diagnostycznym.

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Odry	Region Wodny ¹⁾ :	Region wodny Dolnej Odry i Przymorza Zachodniego
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy		
Kod i nazwa jcw:	PLTWIWB8 Zalew Szczeciński		
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Odra, Gowienica, liczne mniejsze dopływy (Karwia Struga, Karpina, Łącki Rów, Kanał Czarnociński, Ognica) oraz dopływy z polderów		
Rodzaj jcw:	Silnie zmieniona		
Zmiany hydromorfologiczne:	Droga wodna (tor wodny Szczecin-Świnoujście), infrastruktura portowa		
Obszary chronione, na których występuje jcw:			
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków		Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych
		x	Zagrożone eutrofizacją
	w sieci Natura 2000	x do bytowania ryb	ze źródeł komunalnych
			x ze źródeł rolniczych
Presje działające na wody:			
Pobór wód	Wydoby-cie żwiru	Energetyka, w ym MEW	Lokalizacja kąpieliska
			x Zarybianie, hodowla ryb
			•ródła zanieczyszczeń:
			punktowe obszarowe
			x x
Rodzaje zanieczyszczeń			
przemysłowe	komunalne	x substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające	z rolnictwa
			x z energetyki
			inne x
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:			
Sieć monitoringu ²⁾	monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych (monitoring diagnostyczny realizowano w 2011 roku)		
Kod ppk	PL02S0103_0437 PL02S0103_0438 PL02S0103_0440 PL02S0103_0439 PL02S0103_0441 PL02S0103_0442 PL02S0103_2253	Nazwa ppk	Zalew Szczeciński - E Zalew Szczeciński - C Zalew Szczeciński - H Zalew Szczeciński - F Zalew Szczeciński - B2 Zalew Szczeciński - JWW Zalew Szczeciński - SWR
Kod realizowanego programu badawczego	MOTW, MOEUTW, MONATW, MORETW, MOINTW		

1) nie dotyczy jcw takich jak wody przejściowe i wody przybrzeżne

2) monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring badawczy, monitoring obszarów chronionych

Potencjał elementów fizykochemicznych JCW Zalew Szczeciński został oceniony poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód Zalewu Szczecińskiego wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), wskaźników substancji organicznych (OWO), azotu amonowego oraz odnotowane przesycenie wód tlenem.

W przypadku wskaźników charakteryzujących warunki biogenne, z wyłączeniem azotu amonowego, wyniki oceny wskazują na dobry i bardzo dobry potencjał wód Zalewu Szczecińskiego. Zaznaczyć należy, że do oceny brano wyniki uzyskane w sezonie wegetacyjnym (od kwietnia do września), a zbiór danych nie obejmował sezonu zimowego. Ponieważ cechą charakterystyczną wód regionu jest wyczerpywanie się związków biogennych w okresie letnim, to nale-

ży przyjąć, że ze względu na zastosowaną metodykę poboru prób, ocena wskaźników biogennych obarczona została niepewnością.

d) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCW Zalew Szczeciński została w pełni odziedziczona z 2011 roku. Potencjał elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) oceniony został jako dobry.

e) Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

Ocena chemiczna elementów z grupy 4.1.-4.2. dla JCW Zalew Szczeciński została w pełni odziedziczona z 2011 roku.

Badania stanu chemicznego JCW Zalew Szczeciński przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz. U. Nr. 81, poz. 685). Natomiast ocenę stanu chemicznego JCW Zalew Szczeciński przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem 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). Zgodnie z programem monitoringu w 2011 r., badania substancji priorytetowych prowadzono w pięciu punktach monitoringu diagnostycznego (C, H, F, B2, JWW).

Po weryfikacji wyników pomiarów z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej: diuron, endosulfan, heksachlorocyklobutadien, nonylofenole, symazyna. Związki te występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej. W przypadku związków tributyllocyny oraz bromowanego difenyleteru (eter pentabromodifenyloowy), dla których granica oznaczalności również przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, uwzględniono obydwa wskaźniki w ocenie ze względu na występowanie w stężeniach powyżej granicy oznaczalności.

Stan chemiczny JCW Zalew Szczeciński oceniony został poniżej dobrego. O ocenie zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenylowego (PBDE) oraz wartości średniorocznych i maksymalnych związków tributyllocyny.

Ocena stanu chemicznego JCW Zalew Szczeciński, została przeprowadzona na podstawie zbioru dziesięciu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób z pięciu stanowisk pomiarowych w trakcie dwóch rej-sów dla każdego z punktów, w związku z czym poziom ufności oszacowano jako niski.

f) Inne istotne informacje

Dla JCW Zalew Szczeciński przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych. Ponieważ żaden z obydwu punktów pomiarowo-kontrolnych nie był zlokalizowany w obszarze kąpieliska, nie prowadzono oceny sanitarnej zgodnie z wymaganiami określonymi w rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 8 kwietnia 2011 r. w sprawie prowadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpieli (Dz. U. 2011 nr. 86 poz. 478).

Dla JCW Zalew Szczeciński nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych, co nie wpłynęło na zmianę oceny potencjału ekologicznego JCW (słaby potencjał ekologiczny).

2.2. Ocena opisowa JCW Zalew Kamieński (PLTWIWB9)

Omówienie wyników oceny JCW Zalew Kamieński (PLTWIWB9)

Na podstawie badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego stan ekologiczny JCW Zalew Kamieński oceniony został jako słaby, a stan wód jako zły.

a) Elementy biologiczne

W 2012 roku badano: chlorofil-a (III klasa) i makrozoobentos (IV klasa). Wyniki oznaczania ichtiofauny (III klasa) dla JCW zostały odziedziczone z 2011 roku.

Według oceny wykonanej na podstawie tych wskaźników, w JCW Zalew Kamieński stwierdzono słaby stan elementów biologicznych.

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Odry	Region Wodny1):	Region wodny Dolnej Odry i Przymorza Zachodniego					
Zlewnia1):	Nie dotyczy							
Kod i nazwa jcw:	PLTWIWB9 Zalew Kamieński							
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw1):	Odra (poprzez Zalew Szczeciński), Wołcznica, Lewińska Struga, Świniec oraz mniejsze dopływy (Kurawa, Szczuczyna, Dusinka, Skarchówka, Dopływ z wielkich Peł, Dopływ z Polderu Wrzosowo)							
Rodzaj jcw:	Naturalna							
Zmiany hydromorfologiczne:	Brak							
Obszary chronione, na których występuje jcw:								
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków			Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	x	Zagrożone eutrofizacją		
	w sieci Natura 2000	x	do bytowania ryb			ze źródeł komunalnych	x	ze źródeł rolniczych
Presje działające na wody:								
Pobór wód	Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW	Lokalizacja kąpieliska		Zarybianie, hodowla ryb	•ródła zanieczyszczeń:	
							punktowe	obszarowe
							x	x
Rodzaje zanieczyszczeń								
przemysłowe	komunalne	x	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające	z rolnictwa	x	z energetyki	inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:								
Sieć monitoringu2)	monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych							
Kod ppk	PL02S0103_0443 PL02S0103_2252		Nazwa ppk		Zalew kamieński - WL Zalew kamieński - DZR			
Kod realizowanego programu badawczego	MDTW, MOTW, MOEUTW, MONATW, MORETW							

1) nie dotyczy jcw takich jak wody przejściowe i wody przybrzeżne

2) monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring badawczy, monitoring obszarów chronionych

b) Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, 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 na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, stan elementów hydromorfologicznych JCW Zalew Kamieński został oceniony jako bardzo dobry.

c) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Ocenę elementów fizykochemicznych przeprowadzono w oparciu o wyniki badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku WL i monitoringu operacyjnego na stanowisku DZR. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat. Klasyfikację przeprowadzono w oparciu o wyniki uzyskane w okresie od stycznia do września.

Stan elementów fizykochemicznych JCW Zalew Kamieński został oceniony poniżej dobrego. Na niską ocenę stanu JCW wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz warunków tlenowych (OWO i stwierdzone występowanie epizodów przesylenia wód tlenem). Dodatkowo na stanowisku WL stwierdzono przekroczenia wartości granicznych dla azotu amonowego.

d) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCW Zalew Kamieński została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku WL i monitoringu operacyjnego na stanowisku DZR. Żaden z elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) oceniony został jako dobry.

e) Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

Badania stanu chemicznego JCW Zalew Kamieński przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz. U. Nr. 81, poz. 685). Natomiast ocenę stanu chemicznego JCW Zalew Kamieński przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem 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). Próby do badań pobierano na stanowisku WL dwukrotnie w ciągu sezonu badawczego. W ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego. Żaden z elementów chemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Po weryfikacji wyników pomiarów z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, tj. endosulfan i nonylofenole. Związki te występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej. W przypadku związków tributyllocyny, dla których granica oznaczalności również przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, wskaźnik został uwzględniony w ocenie, gdyż występował w stężeniach powyżej granicy oznaczalności.

Stan chemiczny JCW Zalew Kamieński oceniony został poniżej dobrego. O ocenie zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenylowego (PBDE), oktylofenolu i kationu tributyllocyny.

Ocena tych wskaźników została wykonana tylko w układzie JCW ze względu na niewystarczającą liczebność zbioru dla poszczególnych punktów pomiarowych.

Ocena stanu chemicznego JCW Zalew Kamieński, została przeprowadzona na podstawie zbioru jedynie dwóch wyników dla każdego wskaźnika w związku z czym poziom ufności oszacowano na bardzo niski.

f) Inne istotne informacje

Dla JCW Zalew Kamieński przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych. Ponieważ żaden z obydwu punktów pomiarowo-kontrolnych nie był zlokalizowany w obszarze kąpieliska, nie prowadzono oceny sanitarnej zgodnie z wymaganiami określonymi w rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 8 kwietnia 2011 r. w sprawie prowadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpieli (Dz. U. 2011 nr. 86 poz. 478).

Dla JCW Zalew Kamieński nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

2.3. Ocena opisowa JCW Ujście Dziwny (PLTWVWB6)

Omówienie wyników oceny Ujście Dziwny (PLTWVWB6)

Na podstawie badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia badań ichtiofauny z 2011 roku, potencjał ekologiczny JCW Ujście Dziwny oceniony został jako zły i tym samym również stan wód oceniono jako zły.

a) Elementy biologiczne

W 2012 roku przeprowadzono badania chlorofilu „a” (V klasa) i makrozoobentosu (IV klasa). Trzeci element biologiczny – ichtiofauna była odziedziczona z roku 2011 i przypisano jej II klasę.

Wyniki oceny wykazały zły potencjał elementów biologicznych JCW Ujście Dziwny.

b) Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, 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 na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, potencjał elementów hydromorfologicznych JCW Ujście Dziwny został oceniony jako bardzo dobry.

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Odry		Region Wodny ¹⁾ :		Region wodny Dolnej Odry i Przymorza Zachodniego			
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy							
Kod i nazwa jcw:	PLTWVWB6 Ujście Dziwny							
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Odra (poprzez cieśninę Dziwny)							
Rodzaj jcw:	Silnie zmieniona							
Zmiany hydromorfologiczne:	Sztucznie ukształtowane ujście - nurt kierowany za pomocą kierownic							
Obszary chronione, na których występuje jcw:								
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków			Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych w sieci Natura 2000	Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności x			
	w sieci Natura 2000	x	do bytowania ryb				w sieci Natura 2000	x
Presje działające na wody:								
Pobór wód	Wydobycie żwiru		Pobór wód	Wydobycie żwiru		Pobór wód	Wydobycie żwiru	
							punktowe	obszarowe
								x
Rodzaje zanieczyszczeń								
przemysłowe	komunalne	x	przemysłowe	komunalne	x	przemysłowe	komunalne	x
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:								
Sieć monitoringu ²⁾	monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych							
Kod ppk	PL02S0103_0445			Nazwa ppk	Ujście Dziwny - DZ			
Kod realizowanego programu badawczego	MDTW, MOTW, MOEUTW, MONATW							

1) nie dotyczy jcw takich jak wody przejściowe i wody przybrzeżne

2) monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring badawczy, monitoring obszarów chronionych

c) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenę elementów fizykochemicznych przeprowadzono w oparciu o wyniki badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku DZ, w okresie od stycznia do września. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych JCW Ujście Dziwny został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz substancji biogennych (azotu azotanowego, mineralnego, ogólnego, fosforu ogólnego).

d) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCW Ujście Dziwny została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku DZ. Żaden z elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. nie był odziedziczony z poprzednich lat. Potencjał elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) oceniony został jako dobry.

e) Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

Badania stanu chemicznego JCW Ujście Dziwny przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz. U. Nr. 81, poz. 685). Natomiast ocenę stanu chemicznego JCW Ujście Dziwny przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem 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). W ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego, pobierając próby dwukrotnie w ciągu sezonu badawczego na stanowisku DZ. Żaden z elementów chemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Po weryfikacji wyników pomiarów z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, tj. endosulfan i nonylofenole. Związki te występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej. W przypadku związków tributyllocyny, dla których granica oznaczalności również przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, wskaźnik został uwzględniony w ocenie, gdyż występował w stężeniach powyżej granicy oznaczalności.

Stan chemiczny JCW Ujście Dziwny oceniony został poniżej dobrego. O ocenie zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenyłowego (PBDE) i kationu tributyllocyny.

Ocena elementów chemicznych wykonana w układzie JCW jest zgodna z oceną dla punktu pomiarowego DZ. Ocena stanu chemicznego JCW Ujście Dziwny, została przeprowadzona na podstawie zbioru jedynie dwóch wyników dla każdego wskaźnika w związku z czym poziom ufności oszacowano na bardzo niski.

f) Inne istotne informacje

Dla JCW Ujście Dziwny przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych.

Dla JCW nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

2.4. Ocena opisowa JCW Ujście Świny (PLTWVWB7)

Omówienie wyników oceny JCW Ujście Świny (PLTWVWB7)

Na podstawie badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego, oraz badań ichtiofauny z 2011 roku wykorzystanych w oparciu o zasadę dziedziczenia, potencjał ekologiczny JCW Ujście Świny oceniony został jako słaby, a stan wód jako zły.

a) Elementy biologiczne

W 2012 roku oznaczano chlorofil-a (II klasa) i makrozoobentos (IV klasa). Wyniki badania ichtiofauny (II klasa) były odziedziczone z 2011 roku. Ocena przeprowadzona na ich podstawie wykazała słaby potencjał elementów biologicznych JCW Ujście Świny.

b) Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, 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 na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, potencjał elementów hydromorfologicznych JCW Ujście Świny został oceniony jako dobry.

c) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Ocenę elementów fizykochemicznych przeprowadzono w oparciu o wyniki badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku SW i monitoringu operacyjnego na stanowisku IV. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Klasyfikację przeprowadzono w oparciu o wyniki uzyskane w okresie od stycznia do września, przy czym zbiór danych z sezonu zimowego (I-III) obejmował wyniki dla stanowiska SW.

Potencjał elementów fizykochemicznych JCW Ujście Świny został oceniony poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), azotu ogólnego oraz rozpuszczalnych form azotu (azotu azotanowego i mineralnego).

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Odry	Region Wodny ¹⁾ :	Region wodny Dolnej Odry i Przymorza Zachodniego
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy		
Kod i nazwa jcw:	PLTWVB7 Ujście Świny		
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Odra (poprzez cieśninę Świny)		
Rodzaj jcw:	Silnie zmieniona		
Zmiany hydro-morfologiczne:	Sztucznie ukształtowane ujście - nurt kierowany za pomocą kierownic		
Obszary chronione, na których występuje jcw:			
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków	Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	x Zagrożone eutrofizacją
	w sieci Natura 2000	do bytowania ryb	ze źródeł komunalnych x ze źródeł rolniczych
Presje działające na wody:			
Pobór wód	Wydobycie żwiru	Energetyka, w tym MEW	Lokalizacja kąpieliska x Zarybianie, hodowla ryb •ródła zanieczyszczeń:
			punktowe obszarowe
			x
Rodzaje zanieczyszczeń			
przemysłowe	komunalne x substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające	z rolnictwa	z energetyki inne x
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:			
Sieć monitoringu ²⁾ monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych			
Kod ppk	PL02S0103_0444 PL02S0104_0446	Nazwa ppk	Ujście Świny - SW Ujście Świny - IV
Kod realizowanego programu badawczego	MDTW, MOTW, MOEUTW, MONATW, MORETW, MOINTW		

3) nie dotyczy jcw takich jak wody przejściowe i wody przybrzeżne

4) monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring badawczy, monitoring obszarów chronionych

d) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCW Ujście Świny została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowiskach SW i monitoringu operacyjnego na stanowiskach IV. Żaden z elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) oceniony został jako dobry.

e) Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

Badania stanu chemicznego JCW Ujście Świny przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz. U. Nr. 81, poz. 685). Natomiast ocenę stanu chemicznego JCW Ujście Świny przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem 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). W ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu

chemicznego, pobierając próby dwukrotnie w ciągu sezonu badawczego na stanowisku SW. Żaden z elementów chemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Po weryfikacji wyników pomiarów z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, tj. endosulfan i nonylofenole. Związki te występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej. W przypadku związków tributyllocyny, dla których granica oznaczalności również przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, wskaźnik został uwzględniony w ocenie, gdyż występował w stężeniach powyżej granicy oznaczalności.

Stan chemiczny JCW Ujście Świny oceniony został poniżej dobrego. O ocenie zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenyłowego (PBDE), oktylofenolu i kationu tributyllocyny.

Ocena tych wskaźników została wykonana tylko w układzie JCW ze względu na niewystarczającą liczebność zbioru dla poszczególnych punktów pomiarowych.

Ocena stanu chemicznego JCW Ujście Świny, została przeprowadzona na podstawie zbioru jedynie dwóch wyników dla każdego wskaźnika w związku z czym poziom ufności oszacowano na bardzo niski.

f) Inne istotne informacje

Dla JCW Ujście Świny przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych. Ponieważ żaden z obydwu punktów pomiarowo-kontrolnych nie był zlokalizowany w obszarze kąpieliska, nie prowadzono oceny sanitarnej zgodnie z wymaganiami określonymi w rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 8 kwietnia 2011 r. w sprawie prowadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpieli (Dz. U. 2011 nr. 86 poz. 478).

Dla JCW Ujście Świny nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

2.5. Ocena opisowa JCW Dziwna–Świna (PLCWIIIWB9)

Omówienie wyników oceny JCW Dziwna - Świna (PLCWIIIWB9)

Na podstawie badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego, stan ekologiczny JCW Dziwna - Świna oceniony został jako słaby, a stan wód jako zły.

a) Elementy biologiczne

W 2012 roku przeprowadzono badania chlorofilu „a” i makrozoobentosu. Wartości ich indeksów mieściły się w przedziale IV klasy. Żaden z elementów biologicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Stan elementów biologicznych JCW Dziwna–Świna oceniono jako słaby.

b) Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, 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 na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, stan elementów hydromorfologicznych JCW Dziwna–Świna został oceniony jako bardzo dobry.

c) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenę elementów fizykochemicznych przeprowadzono w oparciu o wyniki badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku Dziwna–Świna 2. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Klasyfikację przeprowadzono w oparciu o wyniki uzyskane w okresie od stycznia do września.

Stan elementów fizykochemicznych JCW Dziwna–Świna został oceniony poniżej dobrego. Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), warunków tlenowych (występowanie epizodów przesylenia wód tlenem), azotu ogólnego i rozpuszczonego (azot azotanowy i mineralny).

d) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCW Dziwna - Świna została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku Dziwna - Świna 2.

Żaden z elementów nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Stan elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. oceniony został jako dobry.

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Odry	Region Wodny ¹⁾ :	Region wodny Dolnej Odry i Przymorza Zachodniego
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy		
Kod i nazwa jcw:	PLCWIIBWB9 Dziwna - Świna		
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Odra (poprzez cieśninę Świny i Dziwny)		
Rodzaj jcw:	Naturalna		
Zmiany hydromorfologiczne:			
Obszary chronione, na których występuje jcw:			
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków		Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych
		x	Zagrożone eutrofizacją
	w sieci Natura 2000	x	do bytowania ryb
			ze źródeł komunalnych
		x	ze źródeł rolniczych
Presje działające na wody:			
Pobór wód	Wydobycie żwiru	Energetyka, w tym MEW	Lokalizacja kąpieliska
			x
			Zarybianie, hodowla ryb
			•ródła zanieczyszczeń:
			punktowe
			obszarowe
			x
			x
Rodzaje zanieczyszczeń			
przemysłowe	komunalne	x	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające
			z rolnictwa
			z energetyki
			inne
			x
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:			
Sieć monitoringu ²⁾	monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych		
Kod ppk	PL02S0104_0447	Nazwa ppk	Dziwna - Świna - 2
Kod realizowanego programu badawczego	MDCW, MOCW, MOEUCW, MONACW, MORECW		

1) nie dotyczy jcw takich jak wody przejściowe i wody przybrzeżne

2) monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring badawczy, monitoring obszarów chronionych

e) Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

Badania stanu chemicznego JCW Dziwna - Świna przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz. U. Nr. 81, poz. 685). Natomiast ocenę stanu chemicznego JCW Dziwna–Świna przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem 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). W ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego, pobierając próby dwukrotnie w ciągu sezonu badawczego na stanowisku Dziwna–Świna 2. Żaden z elementów chemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Po weryfikacji wyników pomiarów z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, tj. endosulfan i nonylofenole. Związki te występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej. W przypadku związków tributylocyny granica oznaczalności również przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, ale ponieważ wskaźnik występował w stężeniach przekraczających wartość średnioroczną został uwzględniony w ocenie.

Stan chemiczny JCW Dziwna–Świna oceniony został poniżej dobrego. O ocenie zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenylowego (PBDE) i kationu tributyllocyny.

Ocena stanu chemicznego JCW Dziwna–Świna, została przeprowadzona na podstawie zbioru jedynie dwóch wyników dla każdego wskaźnika w związku z czym poziom ufności oszacowano na bardzo niski.

f) Inne istotne informacje

Dla JCW Dziwna–Świna przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych. Ponieważ żaden z obydwu punktów pomiarowo-kontrolnych nie był zlokalizowany w obszarze kąpieliska, nie prowadzono oceny sanitarnej zgodnie z wymaganiami określonymi w rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 8 kwietnia 2011 r. w sprawie prowadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpieli (Dz. U. 2011 nr.. 86 poz. 478).

Dla JCW Dziwna–Świna nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

2.6. Ocena opisowa JCW Sarbinowo–Dziwna (PLCW II WB 8)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Odry			Region Wodny ¹⁾ :		Region wodny Dolnej Odry i Przymorza Zachodniego			
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy								
Kod i nazwa jcw:	PLCW II WB 8 Sarbinowo- Dziwna								
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Rega, Parsęta, Czerwona oraz Kanał Liwia Łuża (odpływ z jeziora Liwia Łuża), Błotnica (odpływ z jeziora Resko Przymorskie), Dopływ spod Krzywej Góry, Malechowska Struga								
Rodzaj jcw:	Silnie zmieniona								
Zmiany hydromorfologiczne:	W wielu miejscach brzegi umacniane i zabezpieczane przed erozją morską								
Obszary chronione, na których występuje jcw:									
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków				Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	x	Zagrożone eutrofizacją		
	w sieci Natura 2000	x	do bytowania ryb				ze źródeł komunalnych	x ze źródeł rolniczych	
Presje działające na wody:									
Pobór wód	Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW	Lokalizacja kąpieliska	x	Zarybianie, hodowla ryb	•ródła zanieczyszczeń:		
							punktowe	obszarowe	
							x	x	
Rodzaje zanieczyszczeń									
przemysłowe	komunalne	x	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające	z rolnictwa	x	z energetyki	inne	x	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:									
Sieć monitoringu ²⁾	monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych								
Kod ppk	PL02S0104_0448 PL02S0104_0449 PL02S0104_0450			Nazwa ppk	Sarbinowo- Dziwna - 3 Sarbinowo- Dziwna - 4 Sarbinowo- Dziwna - 5				
Kod realizowanego programu badawczego	MDCW, MOCW, MOEUCW, MONACW, MORECW								

1) nie dotyczy jcw takich jak wody przejściowe i wody przybrzeżne

2) monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring badawczy, monitoring obszarów chronionych

Omówienie wyników oceny JCW Sarbinowo- Dziwna (PLCW II WB 8)

Na podstawie badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego, potencjał ekologiczny oraz stan wód JCW Sarbinowo–Dziwna ocenione zostały jako zły.

a) Elementy biologiczne

W 2012 roku wykonano oznaczenia chlorofilu „a” (V klasa), fitoplanktonu (IV klasa), i makrozoobentosu (V klasa). Żaden z elementów biologicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Według oceny wykonanej na podstawie tych wskaźników, w JCW Sarbinowo–Dziwna stwierdzono zły potencjał elementów ekologicznych.

b) Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, 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 na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, potencjał elementów hydromorfologicznych JCW Sarbinowo- Dziwna został oceniony jako dobry.

c) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Ocenę elementów fizykochemicznych przeprowadzono w oparciu o wyniki badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na trzech stanowiskach w okresie od marca do września. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych JCW Sarbinowo- Dziwna został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz zbyt wysokie stężenia substancji biogennych (azotu ogólnego, azotanowego i mineralnego, fosforu ogólnego i fosforanów).

d) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCW Sarbinowo–Dziwna została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego. Żaden z elementów nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. oceniony został jako dobry.

e) Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

Badania stanu chemicznego JCW Sarbinowo–Dziwna przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz. U. Nr. 81, poz. 685). Natomiast ocenę stanu chemicznego JCW Sarbinowo–Dziwna przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem 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). W ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego, pobierając próby dwukrotnie w ciągu sezonu badawczego na wszystkich trzech stanowiskach. Żaden z elementów chemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Po weryfikacji wyników pomiarów z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, tj. endosulfan i nonylofenole. Związki te występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej. W przypadku związków tributylocyny granica oznaczalności również przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, ale ponieważ wskaźnik występował w stężeniach przekraczających wartość średnioroczną został uwzględniony w ocenie.

Stan chemiczny JCW Sarbinowo–Dziwna oceniony został jako poniżej dobrego. O ocenie zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenyloвого (PBDE), oktylofenoli i kationu tributylocyny.

Ocena stanu chemicznego JCW Sarbinowo–Dziwna, została przeprowadzona na podstawie zbioru sześciu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób z trzech stanowisk pomiarowych w trakcie dwóch rejów, w związku z czym poziom ufności oszacowano jako niski.

f) Inne istotne informacje

Dla JCW Sarbinowo–Dziwna przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych. Ponieważ żaden z punktów pomiarowo-kontrolnych nie był zlokalizowany w obszarze kąpieliska, nie prowadzono oceny sanitarnej zgodnie z wymaganiami określonymi w rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 8 kwietnia 2011 r. w sprawie pro-

wadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpieli (Dz. U. 2011 nr. 86 poz. 478).

Dla JCW Sarbinowo–Dziwna nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

2.7. Ocena opisowa JCW Jarosławiec–Sarbinowo (PLCW III WB 7)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Odry				Region Wodny ¹⁾ :		Region wodny Dolnej Odry i Przymorza Zachodniego														
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy																				
Kod i nazwa jcw:	PLCW III WB 7 Jarosławiec - Sarbinowo																				
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Wieprza, Jamieński Nurt (odpływ z jeziora Jamno), Kanał Szczuczy (odpływ z jeziora Bukowo) oraz mniejsze cieki (Dopływ w Chłopach i Martwa Woda)																				
Rodzaj jcw:	Silnie zmieniona																				
Zmiany hydromorfologiczne:	W wielu miejscach brzegi umacniane i zabezpieczane przed erozją morską																				
Obszary chronione, na których występuje jcw:																					
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności		Ochrona siedlisk lub gatunków				Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych		x		Zagrożone eutrofizacją											
		w sieci Natura 2000		x		do bytowania ryb				ze źródeł komunalnych		x		ze źródeł rolniczych							
Presje działające na wody:																					
Pobór wód		Wydobycie żwiru				Energetyka, w tym MEW				Lokalizacja kąpieliska		x		Zarybianie, hodowla ryb				•ródła zanieczyszczeń:			
																punktowe		obszarowe			
																x		x			
Rodzaje zanieczyszczeń																					
przemysłowe		komunalne		x		substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające				z rolnictwa		x		z energetyki				inne		x	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:																					
Sieć monitoringu ²⁾		monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych																			
Kod ppk		PL02S0104_0451 PL02S0104_0452						Nazwa ppk		Jarosławiec - Sarbinowo - 6 Jarosławiec - Sarbinowo - 7											
Kod realizowanego programu badawczego		MDCW, MOCW, MOEUCW, MONACW, MORECW																			

1) nie dotyczy jcw takich jak wody przejściowe i wody przybrzeżne

2) monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring badawczy, monitoring obszarów chronionych

Omówienie wyników oceny JCW Jarosławiec–Sarbinowo (PLCW III WB 7)

Na podstawie badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego, potencjał ekologiczny oraz stan wód JCW Jarosławiec–Sarbinowo ocenione zostały jako zły.

a) Elementy biologiczne

W 2012 roku prowadzono badania chlorofilu „a” (V klasa), fitoplanktonu (IV klasa) i makrozoobentosu (V klasa). Żaden z elementów biologicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat. Potencjał elementów biologicznych JCW Jarosławiec–Sarbinowo będący wynikiem oceny wszystkich badanych wskaźników oceniono jako zły.

b) Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, 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 na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, potencjał elementów hydromorfologicznych JCW Jarosławiec–Sarbinowo został oceniony jako dobry.

c) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenę elementów fizykochemicznych przeprowadzono w oparciu o wyniki badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na dwóch stanowiskach (Jarosławiec–Sarbinowo 6 i Jarosławiec–Sarbinowo 7) w okresie od kwietnia do września.

Żaden z elementów fizykochemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych JCW Jarosławiec–Sarbinowo został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz zbyt wysokie stężenia substancji biogennych (azotu ogólnego i fosforu ogólnego), przy czym rozpuszczalne formy biogenów nie były oceniane.

d) Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCW Jarosławiec–Sarbinowo została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2012 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowiskach Jarosławiec–Sarbinowo 6 i Jarosławiec–Sarbinowo 7. Żaden z elementów nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. oceniony został jako dobry.

e) Elementy chemiczne (grupa 4.1–4.2)

Badania stanu chemicznego JCW Jarosławiec–Sarbinowo przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz. U. Nr. 81, poz. 685). Natomiast ocenę stanu chemicznego JCW Jarosławiec–Sarbinowo przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem 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). W ramach monitoringu diagnostycznego przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego, pobierając próby dwukrotnie w ciągu sezonu badawczego na dwóch stanowiskach (Jarosławiec–Sarbinowo 6 i Jarosławiec–Sarbinowo 7).

Żaden z elementów chemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat.

Po weryfikacji wyników pomiarów z oceny wykluczono wskaźniki, dla których granica oznaczalności przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, tj. endosulfan i nonylofenole. Związki te występowały w stężeniach poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej. W przypadku związków tributylocyny granica oznaczalności również przekroczyła 100% najbardziej rygorystycznej wartości granicznej, ale ponieważ wskaźnik występował w stężeniach przekraczających wartość średnioroczną został uwzględniony w ocenie.

Stan chemiczny JCW Jarosławiec–Sarbinowo oceniony został jako poniżej dobrego. O ocenie zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenylowego (PBDE), oktylofenoli i kationu tributylocyny.

Ocena stanu chemicznego JCW Jarosławiec–Sarbinowo, została przeprowadzona na podstawie zbioru czterech wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób z dwóch stanowisk pomiarowych w trakcie dwóch rejsów, w związku z czym poziom ufności oszacowano jako niski.

f) Inne istotne informacje

Dla JCW Jarosławiec–Sarbinowo przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych. Ponieważ żaden z punktów pomiarowo-kontrolnych nie był zlokalizowany w obszarze kąpieliska, nie prowadzono oceny sanitarnej zgodnie z wymaganiami określonymi w rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 8 kwietnia 2011 r. w sprawie prowadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpeli (Dz. U. 2011 nr. 86 poz. 478).

Dla JCW Jarosławiec–Sarbinowo nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

3. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego

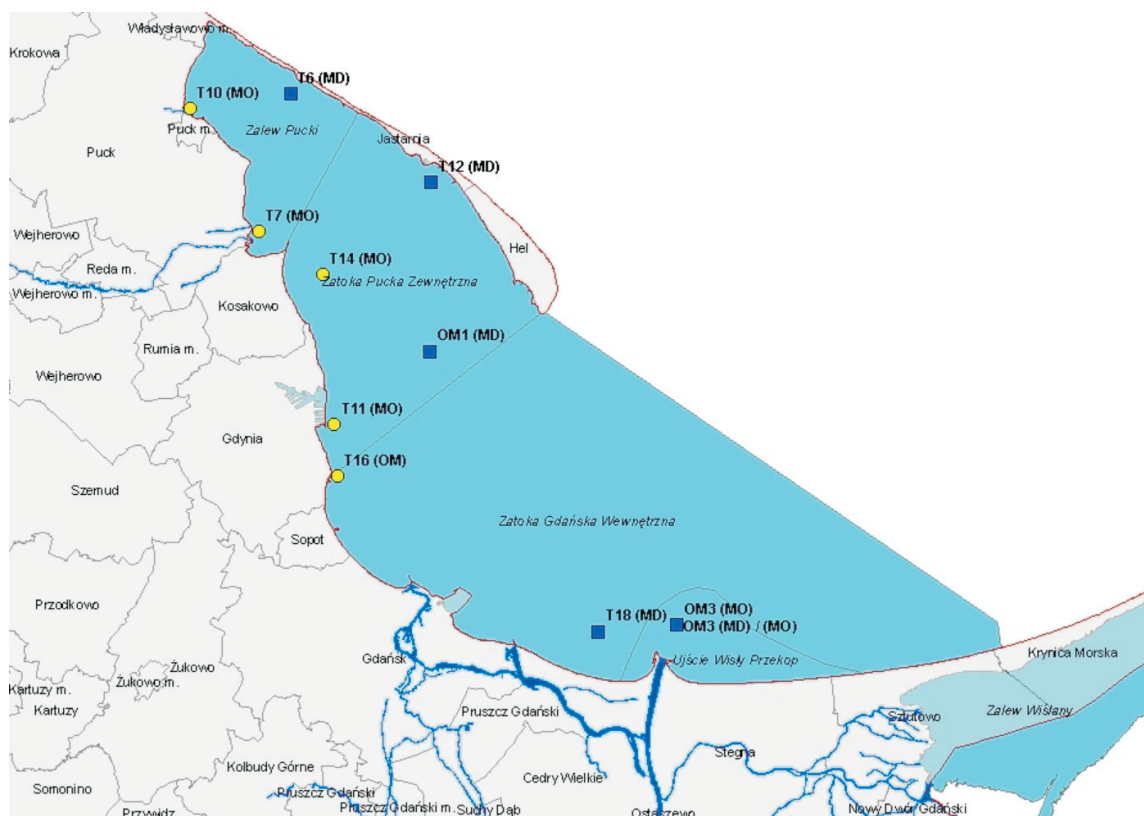
W województwie pomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód przejściowych oraz sześć jednolitych części wód przybrzeżnych. Zgodnie z typologią wód powierzchniowych obowiązującą od 2010 r. do wód naturalnych należą wszystkie JCW poza JCW Port Władysławowo, która została zaliczona do wód silnie zmienionych.



Tabela I.3. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego

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

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



Mapa I.7. Jednolite części wód przejściowych objętych monitoringiem w latach 2010–2012



Mapa I.8. Jednolite części wód przybrzeżnych objętych monitoringiem w latach 2010–2012

3.1. Ocena opisowa JCW Zalew Pucki (PLTW II WB 2)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły				Region Wodny ¹⁾ :		Nie dotyczy			
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy									
Kod i nazwa jcw:	PLTW II WB 2 Zalew Pucki									
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy									
Rodzaj jcw:	NATURALNA									
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Zalewowy z substratem i piaszczystym i mulistym; powierzchnia 111,1 km ²									
Obszary chronione, na których występuje jcw:										
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności		Ochrona siedlisk lub gatunków			Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych		X	Zagrożone eutrofizacją		
		w sieci Natura 2000	X	do bytowania ryb			ze źródeł komunalnych	X	ze źródeł rolniczych	X
Presje działające na wody:										
Pobór wód		Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW		Lokalizacja kąpieliska	X	Zarybianie, hodowla ryb		•ródła zanieczyszczeń:
									punktowe	obszarowe
									X	X
Rodzaje zanieczyszczeń										
przemysłowe	X	komunalne	X	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające		z rolnictwa	X	z energetyki		inne
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:		Występują zakwity fitoplanktonu								
Sieć monitoringu ²⁾		monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych								
Kod ppk		PL01S0203_0712			Nazwa ppk		T6			
Kod ppk		PL01S0203_0713			Nazwa ppk		T7			
Kod ppk		PL01S0203_0714			Nazwa ppk		T10			
Kod realizowanego programu badawczego		MOTW, MOEUTW, MONATW								

Omówienie wyników badań

Badania wód Zalewu Puckiego prowadzono w roku 2010 w punktach pomiarowo kontrolnych T7 i T10 w zakresie monitoringu operacyjnego, a w roku 2011 w punkcie T6 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano do V klasy – stan zły na podstawie wyników stężenia chlorofilu „a” w roku 2010-i 2011, natomiast makrobezkręgowce bentosowe zakwalifikowano do klasy IV na podstawie badań z roku 2011. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie w każdym roku monitoringu i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako zły. Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6 – substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne oznaczano zgodnie z zakresem monitoringu diagnostycznego w roku 2011 w ppk T6 i zakwalifikowano je do II klasy – stan dobry. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLTW II WB 2 Zalew Pucki określono jako zły.

3.2 Ocena opisowa JCW Zatoka Pucka Zewnętrzna (PLTW III WB 3)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły				Region Wodny ¹⁾ :		Nie dotyczy			
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy									
Kod i nazwa jcw:	PLTW III WB 3 Zatoka Pucka Zewnętrzna									
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy									
Rodzaj jcw:	NATURALNA									
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Zalewowy z substratem piaszczystym i mulistym; powierzchnia 285,9 km ²									
Obszary chronione, na których występuje jcw:										
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności		Ochrona siedlisk lub gatunków				Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	X	Zagrożone eutrofizacją		
		w sieci Natura 2000	X	do bytowania ryb			ze źródeł komunalnych	X	ze źródeł rolniczych X	
Presje działające na wody:										
Pobór wód		Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW	Lokalizacja kąpieliska	X	Zarybianie, hodowla ryb		•ródła zanieczyszczeń:	
								punktowe	obszarowe	
								X	X	
Rodzaje zanieczyszczeń										
przemysłowe	X	komunalne	X	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające		z rolnictwa	X	z energetyki	inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:		Występują zakwity fitoplanktonu								
Sieć monitoringu ²⁾		monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych								
Kod ppk	PL01S0203_0715				Nazwa ppk		T11			
Kod ppk	PL01S0203_0716				Nazwa ppk		T12			
Kod ppk	PL01S0203_0717				Nazwa ppk		T14			
Kod ppk	PL01S0203_0718				Nazwa ppk		OM1			
Kod realizowanego programu badawczego	MOTW, MOEUTW, MONATW, MORETW									

Omówienie wyników badań

Badania wód Zatoki Puckiej Zewnętrznej prowadzono w roku 2010 w punktach pomiarowo kontrolnych T11 i T14 w zakresie monitoringu operacyjnego, a w roku 2011 w punkcie T12, OM1 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano w roku 2010 do IV klasy – stan słaby na podstawie wyników stężenia chlorofilu-a w roku 2011 do klasy III – stan umiarkowany na podstawie chlorofilu i makrobezkręgowców bentosowych. Na podstawie badań ichtiofauny wykonanych przez wykonawcę zewnętrznego temu elementowi w roku 2011 przypisano II klasę – stan dobry. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie w każdym roku monitoringu i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako słaby w roku 2010 i umiarkowany w roku 2011. Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6 – substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne oznaczano zgodnie z zakresem monitoringu diagnostycznego w roku 2011 i zakwalifikowano je do II klasy – stan dobry. Stan chemiczny na podstawie wyników z roku 2011 określono jako I klasę – stan dobry. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLTW III WB 3 Zatoka Pucka Zewnętrzna określono jako zły.

3.3. Ocena opisowa JCW Zatoka Gdańska Wewnętrzna (PLTW IV WB 4)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły				Region Wodny ¹⁾ :		Nie dotyczy			
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy									
Kod i nazwa jcw:	PLTW IV WB 4 Zatoka Gdańska Wewnętrzna									
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy									
Rodzaj jcw:	NATURALNA									
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Zatokowy z substratem piaszczystym, okresowo stratyfikowany; powierzchnia 710,3 km ²									
Obszary chronione, na których występuje jcw:										
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności		Ochrona siedlisk lub gatunków				Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	X	Zagrożone eutrofizacją		
		w sieci Natura 2000	X	do bytowania ryb			ze źródeł komunalnych	X	ze źródeł rolniczych	X
Presje działające na wody:										
Pobór wód		Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW		Lokalizacja kąpieliska	X	Zarybianie, hodowla ryb		•ródła zanieczyszczeń:
Rodzaje zanieczyszczeń										
przemysłowe	X	komunalne	X	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające		z rolnictwa	X	z energetyki		inne
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:		Występują zakwity fitoplanktonu								
Sieć monitoringu ²⁾		monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych								
Kod ppk	PL01S0203_0719				Nazwa ppk		T16			
Kod ppk	PL01S0203_0720				Nazwa ppk		T18			
Kod realizowanego programu badawczego		MOTW, MOEUTW, MONATW, MORETW								

Badania wód Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej prowadzono w roku 2010 w punktach pomiarowo kontrolnych T16 i w zakresie monitoringu operacyjnego, a w roku 2011 w punkcie T18 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano w roku 2010 do V klasy – stan zły na podstawie wyników stężenia chlorofilu-a w roku 2011 do klasy IV – stan słaby na podstawie chlorofilu. Wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe zakwalifikowano w roku 2011 do klasy II - stan dobry. Na podstawie badań ichtiofauny wykonanych przez wykonawcę zewnętrznego temu elementowi w roku 2011 przypisano II klasę – stan dobry. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie w każdym roku monitoringu i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako zły w roku 2010 i słaby w roku 2011. Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6 – substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne oznaczano zgodnie z zakresem monitoringu diagnostycznego w roku 2011 i zakwalifikowano je do II klasy – stan dobry. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLTW IV WB 4 Zatoka Gdańska Wewnętrzna określono jako zły.

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

OCENA STANU ŚRODOWISKA MORSKIEGO POLSKIEJ STREFY EKONOMICZNEJ BAŁTYKU...

Omówienie wyników badań

Badania wód w Ujściu Wisły prowadzono w roku 2011 w punkcie pomiarowo kontrolnym OM3 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano do IV klasy – stan słaby na podstawie wyników stężenia chlorofilu „a” i makrobezkęrowców bentosowych. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako słaby. Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6 – substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne zakwalifikowano do II klasy – stan dobry. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLTW V WB 5 Ujście Wisły określono jako zły.

3.5. Ocena opisowa JCW Rowy Jarosławiec Wschód (PLCW II WB 6E)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły				Region Wodny ¹⁾ :		Nie dotyczy				
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy										
Kod i nazwa jcw:	PLCW II WB 6E Rowy Jarosławiec Wschód										
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy										
Rodzaj jcw:	NATURALNA										
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Otwarte wybrzeże z klifami i substratem piaszczystym; powierzchnia 46 km ²										
Obszary chronione, na których występuje jcw:											
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności		Ochrona siedlisk lub gatunków				Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	X	Zagrożone eutrofizacją			
		w sieci Natura 2000	X	do bytowania ryb				ze źródeł komunalnych	X	ze źródeł rolniczych	X
Presje działające na wody:											
Pobór wód		Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW		Lokalizacja kąpieliska	X	Zarybianie, hodowla ryb		•ródła zanieczyszczeń:	
										punktowe	obszarowe
										X	X
Rodzaje zanieczyszczeń											
przemysłowe	X	komunalne	X	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające		z rolnictwa	X	z energetyki		inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:		Występują zakwity fitoplanktonu									
Sieć monitoringu ²⁾		monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych									
Kod ppk		PL01S0203_0731			Nazwa ppk		C9				
Kod ppk		PL01S0203_0732			Nazwa ppk		C11				
Kod realizowanego programu badawczego		MDCW, MOCW, MOEUCW, MONACW, MORECW									

Omówienie wyników badań

Badania wód w PLCW II WB 6E Rowy Jarosławiec Wschód prowadzono w roku 2011 w punktach pomiarowo kontrolnych C9 i C11 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano do V klasy – stan zły na podstawie wyników stężenia chlorofilu „a”, natomiast wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe zakwalifikowano do IV Klasy. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako zły. Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6 – substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne zakwalifikowano do II klasy – stan dobry. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLCW II WB 6E Rowy Jarosławiec Wschód określono jako zły.

3.6. Ocena opisowa JCW Jastrzębia Góra–Rowy (PLCW III WB 5)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły	Region Wodny ¹⁾ :	Nie dotyczy
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy		
Kod i nazwa jcw:	PLCW III WB 5 Jastrzębia Góra-Rowy		
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy		
Rodzaj jcw:	NATURALNA		
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Otwarte wybrzeże z substratem piaszczystym z brzegiem wydumowym; powierzchnia 141 km ²		
Obszary chronione, na których występuje jcw:			
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków	Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	X
	w sieci Natura 2000	X	do bytowania ryb
			ze źródeł komunalnych
			X
			ze źródeł rolniczych
			X
Presje działające na wody:			
Pobór wód	Wydobycie żwiru	Energetyka, w tym MEW	Lokalizacja kąpieliska
			X
			Zarybianie, hodowla ryb
			•ródła zanieczyszczeń:
			punktowe
			obszarowe
			X
			X
Rodzaje zanieczyszczeń			
przemysłowe	X	komunalne	X
		substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające	
		z rolnictwa	X
		z energetyki	
		inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:	Występują zakwity fitoplanktonu		
Sieć monitoringu ²⁾	monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych		
Kod ppk	PL01S0203_0733	Nazwa ppk	C12
Kod ppk	PL01S0203_0734	Nazwa ppk	C13
Kod realizowanego programu badawczego	MDCW, MOCW, MOEUCW, MONACW, MORECW		

Omówienie wyników badań

Badania wód w PLCW III WB 5 Jastrzębia Góra-Rowy prowadzono w roku 2012 w punktach pomiarowo kontrolnych C12 i C13 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano do V klasy – stan zły na podstawie wyników stężenia chlorofilu „a”, natomiast wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe zakwalifikowano do I klasy. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako zły. Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6 – substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne zakwalifikowano do II klasy – stan dobry. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLCW III WB 5 Jastrzębia Góra-Rowy określono jako zły.

3.7. Ocena opisowa JCW Władysławowo Jastrzębia Góra (PLCW II WB 4)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły				Region Wodny ¹⁾ :		Nie dotyczy				
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy										
Kod i nazwa jcw:	PLCW II WB 4 Władysławowo Jastrzębia Góra										
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy										
Rodzaj jcw:	NATURALNA										
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Otwarte wybrzeże z klifami i substratem piaszczystym; powierzchnia 17,4 km ²										
Obszary chronione, na których występuje jcw:											
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności		Ochrona siedlisk lub gatunków				Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	X	Zagrożone eutrofizacją			
		w sieci Natura 2000	X	do bytowania ryb				ze źródeł komunalnych	X	ze źródeł rolniczych	X
Presje działające na wody:											
Pobór wód		Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW		Lokalizacja kąpieliska	X	Zarybianie, hodowla ryb		•ródła zanieczyszczeń:	
										punkto-we	obszarowe
										X	X
Rodzaje zanieczyszczeń											
przemysłowe	X	komunalne	X	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające		z rolnictwa	X	z energetyki		inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:		Występują zakwity fitoplanktonu									
Sieć monitoringu ²⁾		monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych									
Kod ppk		PL01S0203_0735				Nazwa ppk		C15			
Kod realizowanego programu badawczego		MDCW, MOCW, MOEUCW, MONACW, MORECW									

Omówienie wyników badań

Badania wód w PLCW II WB 4 Władysławowo Jastrzębia Góra prowadzono w roku 2012 w punkcie pomiarowo kontrolnym C15 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano do IV klasy – stan słaby na podstawie wyników stężenia chlorofilu „a”, natomiast wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe zakwalifikowano do III klasy. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako słaby. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLCW II WB 4 Władysławowo Jastrzębia Góra określono jako zły.

3.8. Ocena opisowa JCW Port Władysławowo (PLCW I WB 3)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły				Region Wodny ¹⁾ :		Nie dotyczy							
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy													
Kod i nazwa jcw:	PLCW I WB 3 Port Władysławowo													
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy													
Rodzaj jcw:	SILNIE ZMIENIONA													
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Mierzejowy; powierzchnia 0,12 km ²													
Obszary chronione, na których występuje jcw:														
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności		Ochrona siedlisk lub gatunków			Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych		X	Zagrożone eutrofizacją						
		w sieci Natura 2000	do bytowania ryb				ze źródeł komunalnych	X	ze źródeł rolniczych	X				
Presje działające na wody:														
Pobór wód		Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW			Lokalizacja kąpieliska	X	Zarybianie, hodowla ryb	•ródła zanieczyszczeń:				
										punktowe	obszarowe			
										X	X			
Rodzaje zanieczyszczeń														
przemysłowe		X	komunalne	X	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające		X	z rolnictwa		X	z energetyki		inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:		Występują zakwity fitoplanktonu												
Sieć monitoringu ²⁾		monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych												
Kod ppk		PL01S0203_0736				Nazwa ppk		C16						
Kod realizowanego programu badawczego		MOCW, MOEUCW												

Omówienie wyników badań

Badania wód w PLCW I WB 3 Port Władysławowo prowadzono w roku 2010 w punkcie pomiarowo kontrolnym C16 w zakresie monitoringu operacyjnego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano do V klasy – stan zły na podstawie wyników stężenia chlorofilu-a. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano eksper-

cko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako zły. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLCW I WB 3 Port Władysławowo określono jako zły.

3.9. Ocena opisowa JCW Półwysep Hel (PLCW I WB 2)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły					Region Wodny ¹⁾ :		Nie dotyczy			
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy										
Kod i nazwa jcw:	PLCW I WB 2 Półwysep Hel										
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy										
Rodzaj jcw:	NATURALNA										
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Mierzejowy; powierzchnia 70,2 km ²										
Obszary chronione, na których występuje jcw:											
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków					Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	X	Zagrożone eutrofizacją			
	w sieci Natura 2000		do bytowania ryb				ze źródeł komunalnych		ze źródeł rolniczych		
Presje działające na wody:											
Pobór wód	Wydobycie żwiru		Energetyka, w tym MEW		Lokalizacja kąpieliska		X	Zarybianie, hodowla ryb		•ródła zanieczyszczeń:	
									punktowe	obszarowe	
									X	X	
Rodzaje zanieczyszczeń											
przemysłowe	komunalne	X	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające		z rolnictwa			z energetyki		inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:										Występują zakwity fitoplanktonu	
Sieć monitoringu ²⁾										monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny	
Kod ppk	PL01S0203_0737				Nazwa ppk		C17				
Kod ppk	PL01S0203_0738				Nazwa ppk		C18				
Kod realizowanego programu badawczego	MDCW, MOCW, MOEUCW										

Omówienie wyników badań

Badania wód w PLCW I WB 2 Półwysep Hel prowadzono w roku 2012 w punktach pomiarowo kontrolnych C17 i C18 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano do IV klasy – stan słaby na podstawie wyników stężenia chlorofilu „a”, natomiast wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe zakwalifikowano do II klasy. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako słaby. Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6 – substancje szczególne

nie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne zakwalifikowano do II klasy – stan dobry. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLCW I WB 2 Półwysep Hel określono jako zły.

3.10. Ocena opisowa JCW Mierzeja Wiślana (PLCW I WB 1)

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

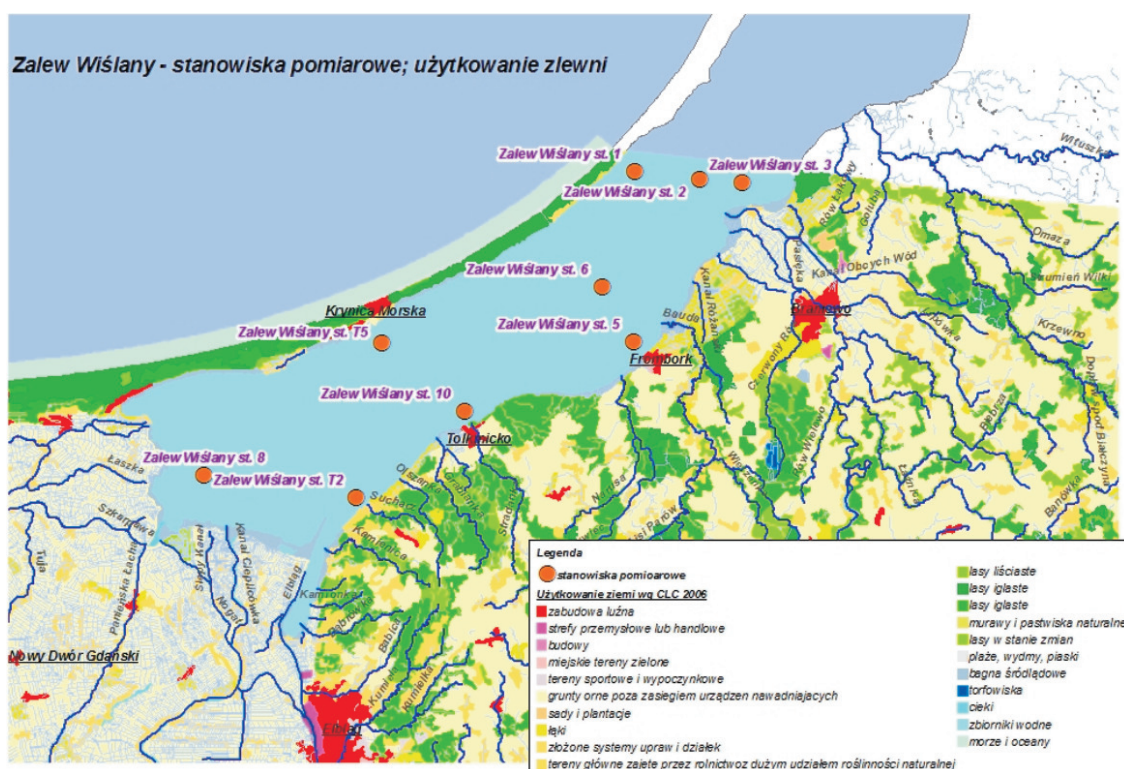
Dorzecze:	Obszar dorzecza Wisły				Region Wodny ¹⁾ :		Nie dotyczy		
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy								
Kod i nazwa jcw:	PLCW I WB 1 Mierzeja Wiślana								
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :	Nie dotyczy								
Rodzaj jcw:	Naturalna								
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – Mierzejowy, powierzchnia 41,3 km ²								
Obszary chronione, na których występuje jcw:									
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności		Ochrona siedlisk lub gatunków			Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych	X	Zagrożone eutrofizacją		
		w sieci Natura 2000	do bytowania ryb				ze źródeł komunalnych	ze źródeł rolniczych	
Presje działające na wody:									
Pobór wód		Wydobycie żwiru	Energetyka, w tym MEW		Lokalizacja kąpieliska	X	Zarybianie, hodowla ryb	•ródła zanieczyszczeń:	
								punktowe obszarowe	
								X X	
Rodzaje zanieczyszczeń									
przemysłowe		komunalne	X	substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające		z rolnictwa	X	z energetyki inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:		Występują zakwity fitoplanktonu							
Sieć monitoringu ²⁾		monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych							
Kod ppk	PL01S0203_0739			Nazwa ppk		C19			
Kod realizowanego programu badawczego		MDCW, MOCW, MOEUCW, MORECW							

Omówienie wyników badań

Badania wód w PLCW I WB 1 Mierzeja Wiślana prowadzono w roku 2011 w punkcie pomiarowo kontrolnym C19 w zakresie monitoringu diagnostycznego. Elementy biologiczne zaklasyfikowano do IV klasy – stan słaby, na podstawie wyników stężenia chlorofilu „a”, i makrobezkręgowców bentosowych. Z powodu braku właściwych danych elementy hydromorfologiczne przypisano ekspercko do klasy I. Elementy fizykochemiczne badano w pełnym zakresie i wykorzystano ich pełną pulę wyników do sporządzenia stanu ekologicznego. Nie wykluczano z oceny żadnego wskaźnika. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego. Ogólny stan ekologiczny sklasyfikowano jako słaby. Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6 – substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne zakwalifikowano do II klasy – stan dobry. Ostatecznie stan jednolitej części wód PLCW I WB 1 Mierzeja Wiślana określono jako zły.

4. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa warmińsko-mazurskiego

W województwie warmińsko-mazurskim wyznaczona została jedna jednolita część wód przejściowych tj. Zalew Wiślany. Zgodnie z typologią wód powierzchniowych obowiązującą od 2010 r. JCW Zalew Wiślany należy wód naturalnych.



Mapa I.9. Lokalizacja punktów monitoringowych na Zalewie Wiślanym objętych badaniami w latach 2010–2012

4.1. Ocena opisowa JCW Zalew Wiślany (PLTW I WB 1)

Omówienie wyników badań

Badania wód Zalewu Wiślanego prowadzono w latach 2010 i 2012. W roku 2011 wykonawca zewnętrzny wykonał badania ichtiofauny.

W 2010 roku zrealizowano program monitoringu operacyjnego, który umożliwił ocenę stanu ekologicznego oraz spełniania wymagań obszarów chronionych JCW Zalew Wiślany. Program badań wykonano w 9 punktach pomiarowych. Spośród wskaźników biologicznych wykonano badania fitoplanktonu oraz makrobezkręgowców bentosowych. Elementy biologiczne, ze względu na wartość indeksu B, charakteryzującego makrobezkręgowce bentosowe, zaklasyfikowano do V klasy (stan zły). Chlorofil a spełniał wymagania IV klasy (stan umiarkowany). W ramach badania wskaźników fizykochemicznych wspierających biologiczne wykonano badania wskaźników charakteryzujących stan

OCENA STANU WÓD – METRYKA JCW

Dorzecze:	Wisła	Region Wodny ¹⁾ :	Dolnej Wisły
Zlewnia ¹⁾ :	Nie dotyczy		
Kod i nazwa jcw:	PLTWIWB1 Zalew Wiślany		
Cieki / jeziora / zbiorniki należące do jcw ¹⁾ :			
Rodzaj jcw:	NATURALNA		
Zmiany hydromorfologiczne:	Typ JCW – lagunowy z substratem mułowym i piaszczystym; powierzchnia akwenu 838 km ² (części polskiej 328 km ²); śr. gł. 2,7 m; max. 5,1 m; objętość 2,3 km ³ (64% w części rosyjskiej); czas pełnej wymiany wód 6 miesięcy; pow. zlewni 23871 km ² (64% w polskiej części)		
Obszary chronione, na których występuje jcw:			
Woda ujmowana do zaopatrzenia ludności	Ochrona siedlisk lub gatunków		Woda do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych
	w sieci Natura 2000	X do bytowania ryb	ze źródeł komunalnych
			X ze źródeł rolniczych
Presje działające na wody:			
Pobór wód	Wydobycie żwiru	Energetyka, w tym MEW	Lokalizacja kąpieliska
			X
			X
			X
Rodzaje zanieczyszczeń			
przemysłowe	X	komunalne	X
		substancje priorytetowe i inne zanieczyszczające	X
		z rolnictwa	X
		z energetyki	X
		inne	
Zjawiska charakterystyczne, obserwowane w jcw:	Występują zakwity fitoplanktonu, w tym również sinic; akwen charakteryzuje mała przezroczystość wody związana z zakwitami fitoplanktonu oraz podnoszeniem zawiesiny mineralnej z dna w trakcie silnych wiatrów; prowadzona jest intensywna gospodarka rybacka; występuje długi okres złodzenia;		
Sieć monitoringu ²⁾	monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring obszarów chronionych		
Kod ppk	Nazwa ppk		
Kod ppk	PL01S0303_0722	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. 1
Kod ppk	PL01S0303_0723	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. 2
Kod ppk	PL01S0303_0724	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. 3
Kod ppk	PL01S0303_0725	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. 5
Kod ppk	PL01S0303_0726	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. 6
Kod ppk	PL01S0303_0727	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. T5
Kod ppk	PL01S0303_0728	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. 8
Kod ppk	PL01S0303_0729	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. T2
Kod ppk	PL01S0303_0730	Nazwa ppk	Zalew Wiślany - stan. 10
Kod realizowanego programu badawczego	MDTW, MOTW, MOEUTW, MONATW		

1) nie dotyczy jcw takich jak wody przejściowe i wody przybrzeżne

2) monitoring diagnostyczny, monitoring operacyjny, monitoring badawczy, monitoring obszarów chronionych

fizyczny, warunki tlenowe, zakwaszenie oraz substancji biogennych. Do oceny stanu ekologicznego wód wykorzystano całą, otrzymaną w trakcie prowadzonych badań, pulę wyników. Nie wykluczono z oceny żadnego wskaźnika, nie ograniczono również ilości wyników poszczególnych wskaźników. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego ze względu na wartości przezroczystości, ogólnego węgla organicznego, nasycenia tlenem wód, odczynu i azotu ogólnego Stan ekologiczny JCW Zalew Wiślany sklasyfikowano jako zły.

Ocenę stanu ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2011 roku przeprowadzono w oparciu o ocenę dziedziczną z roku 2010. Wykonując ocenę wykorzystano również wyniki badań ichtiofauny wykonane w 2011 roku przez wykonawcę zewnętrznego (klasa III stan umiarkowany). Stan ekologiczny JCW Zalew Wiślany sklasyfikowano jako zły, na co wpływ miała ocena dziedziczna z roku poprzedniego.

W 2012 roku zrealizowano program monitoringu diagnostycznego, co pozwoliło ocenić stan ekologiczny, stan chemiczny, stan JCW oraz spełnianie przez JCW wymagań obszarów chronionych. Program badań wykonano w 3 punktach pomiarowych. W stosunku do 2010 roku rozszerzono badania biologiczne o makroglony i okrytozalążkowe, których jednak nie wykorzystano do oceny, w związku z brakiem zakresów wskaźnika SI dla Zalewu Wiślanego. Wykorzystano natomiast, dziedziczną z roku 2011, ocenę ichtiofauny (umiarkowany stan wód). Elementy biologiczne, ze względu na wartość indeksu B, charakteryzującego makrobezkręgowce bentosowe, zaklasyfikowano do V klasy (stan zły). Chlorofil a podobnie do roku 2010 mieścił się w zakresie IV klasy (stan umiarkowany). Oceniając stan ekologiczny Zalewu Wiślanego wykorzystano również ocenę dziedziczną z 2010 roku, z punktów nieobjętych badaniami w 2012 roku. Do oceny stanu ekologicznego wykorzystano wszystkie wskaźniki z grupy 3.1–3.6. Elementy fizykochemiczne zakwalifikowano poniżej stanu dobrego ze względu na wartości przezroczystości, ogólnego węgla organicznego, tlenu rozpuszczonego przy dnie, nasycenia tlenem wód, azotu amonowego i ogólnego. Stan ekologiczny JCW Zalew Wiślany sklasyfikowano jako zły.

Ocenę stanu chemicznego wód Zalewu Wiślanego przeprowadzono w oparciu o oznaczenia, własne oraz wykonawcy zewnętrznego, wskaźników z grup 4.1 i 4.2. wykonanych na 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 wszystkich, oznaczonych, wskaźników z grup 4.1–4.2 dysponowano 4 wynikami, co przesądziło o nadaniu oznaczeniom niskiego poziomu ufności. Jedynie w przypadku rtęci nie zostały dotrzymane środowiskowe normy jakości (stan. 6 oraz JCW). Nie obniżyło to jednak klasyfikacji stanu chemicznego, ponieważ skorzystano z zapisu zezwalającego na uwzględnienie naturalnego tła hydrogeochemicznego dla rtęci, które w oparciu o dane literaturowe wynosi 0,03–1 mg/l. Średnie i maksymalne stężenie dla ppk Zalew Wiślany – stan. 6, w którym stwierdzono przekroczenie, wyniosło odpowiednio 0,0543 i 0,115 mg/l. W przypadku JCW wystąpiło przekroczenie wyłącznie wartości max., która wyniosła 0,115 mg/l. JCW Zalew Wiślany nadano dobry stan chemiczny.

W latach 2010–2012, w każdym roku, przeprowadzono ocenę spełniania wymagań obszarów chronionych, która pokryła się z ceną stanu ekologicznego.

II. Wody otwartego morza – RDSM

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 zapisach Państwowego Monitoringu Środowiska, zobowiązaniach względem ustaleń Konwencji Helsińskiej (o ochronie środowiska morskiego Bałtyku), a od chwili przystąpienia do Wspólnoty Europejskiej, także w unijnych aktach prawnych.

Wspólnota Europejska stawia przed krajami członkowskimi ambitny cel w zakresie osiągnięcia **dobrego stanu środowiska** (*Good Environmental Status* – GES) wód morskich do 2020 roku. Proces dojścia do tego celu ujęty został w Ramowej Dyrektywie 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).



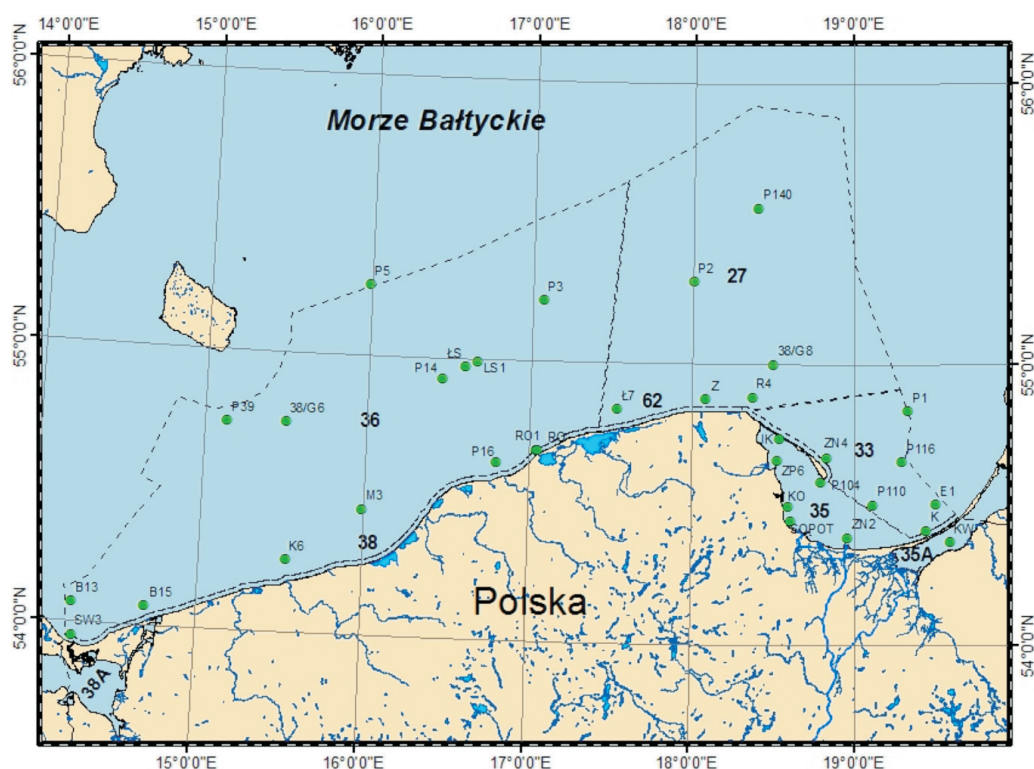
Dobry stan środowiska oznacza „...taki stan środowiska wód morskich tworzących zróżnicowane i dynamiczne pod względem ekologicznym oceany i morza, które są czyste, zdrowe i urodzajne w odniesieniu do panujących w nich warunków, zaś wykorzystanie środowiska morskiego zachodzi na poziomie, który jest zrównoważony i gwarantuje zachowanie możliwości użytkowania i prowadzenia działań przez obecne i przyszłe pokolenia”.

W Polsce podjęto działania w celu wdrożenia RDSM, a jednym z ważnych zadań określonych w art. 8 RDSM był obowiązek sporządzenia przez państwa członkowskie wstępnej oceny stanu swoich wód morskich do 2012 roku.

W Załączniku I. RDSM (2008/56/WE) określono **11 cech – wskaźników opisowych** (deskryptorów), dla których należy przeprowadzić ocenę w odniesieniu do zdefiniowanych kryteriów dobrego stanu środowiska:

- W1 – Różnorodność biologiczna,
- W2 – Gatunki obce,
- W3 – Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i mięczaków,
- W4 – Łańcuchy pokarmowe,
- W5 – Eutrofizacja,
- W6 – Integralność dna morskiego,
- W7 – Warunki hydrograficzne,
- W8 – Substancje zanieczyszczające i efekty zanieczyszczeń,
- W9 – Substancje szkodliwe w rybach i owocach morza,
- W10 – Śmieci w środowisku morskim,
- W11 – Podwodny hałas i inne źródła energii.

Wskaźniki opisowe stanowią dwie zdecydowane grupy: **wskaźniki stanu** (W1, W3, W4 i W6) i **wskaźniki presji** (W2, W5, W7, W8, W9, W10 i W11). 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 i zaproponowano zestaw **wskaźników podstawowych**. Harmonizacja regionalna dotyczyła również wydzielenia w Morzu Bałtyckim wspólnych większych obszarów oceny (rys. II.1, tab. II.1).



Rys. II.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 II.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	<i>eastern Baltic Proper offshore waters</i>
33	wody otwarte Zatoki Gdańskiej	<i>Gulf of Gdańsk offshore waters</i>
35	polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej	<i>Gulf of Gdańsk Polish coastal waters</i>
36	wody otwarte Basenu Bornholmskiego	<i>Bornholm Basin offshore waters</i>
38	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	<i>Bornholm Basin Polish coastal waters</i>
62	polskie wody przybrzeżne wschodniej części Bałtyku Właściwego	<i>eastern Baltic Proper Polish coastal waters</i>
35A	polska część Zalewu Wiślanego	<i>Vistula Lagoon Polish part</i>
38A	polska część Zalewu Szczecińskiego	<i>Szczecin Lagoon Polish part</i>

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.

Tabela II.2. Współzależność klasyfikacji stanu środowiska wg Ramowej Dyrektywy 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 pięcio-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. II.2).

Ocenę stanu środowiska polskiej strefy Bałtyku w 2012 r. przeprowadzono zgodnie z opisanymi wyżej 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 (Monitoring Wód Powierzchniowych) prowadzone są w ramach Państwowego Programu Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, a finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Program monitoringu polskiej strefy Bałtyku, obowiązujący w latach 2012–2013, nie uwzględnia szeregu wskaźników podstawowych, których pomiary są niezbędne do wykonania oceny np. cechy W1 – bioróżnorodność, czy cechy W4 – łańcuchy pokarmowe.

Z drugiej strony lista wskaźników podstawowych nie została skompletowana; np. w odniesieniu do fitoplanktonu czy zooplanktonu nadal trwają prace grup eksperckich nad przygotowaniem odpowiednich indeksów/wskaźników. Wyniki badań monitoringowych tych elementów zostały przedstawione w sposób odbiegający od zasad oceny stanu RDSM, ilustrując jedynie ich zmiany w dziesięcioleciu 2002–2011 i wyniki uzyskane w 2012 r. Jednocześnie, w odniesieniu do wskaźników opisowych stanu, wykonanie oceny było możliwe jedynie dla cechy W6 – integralność dna morskiego i to jedynie w oparciu o wskaźniki charakteryzujące kryterium stan zbiorowiska bentosowego: indeksu stanu makrofitów SM₁ i multimetrycznego indeksu stanu zoobentosu B. W 2012 r. nie prowadzono żadnych badań monitoringowych w zakresie śmieci w środowisku morskim (W10) ani w zakresie hałasu podwodnego (W11). Jednak w związku z opracowaną wstępną oceną stanu RDSM dokonano rozeznania sytuacji w zakresie śmieci wyrzuconych na brzeg morski i uznano, że warto przedstawić te wyniki jako tło dla kolejnych ocen w przyszłym programie monitoringu. Rozdział poświęcony morskim śmieciom jest jednocześnie propozycją monitoringu odpadów stałych występujących w środowisku morskim Bałtyku.

Stan środowiska polskiej strefy Bałtyku jest kontrolowany regularnie od 1979 r. (od 1991 r. w ramach PMŚ). Pomiary i obserwacje są wykonywane sześciokrotnie w ciągu roku na stacjach położonych w strefie głębokowodnej i płytkowodnej (rys. II.1) oraz 12 razy w roku na jednej stacji wysokiej częstotliwości. Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne oraz pobór materiału biologicznego i osadów dennych wykonywane są podczas ekspedycji na pokładzie r/v „Baltica” zgodnie z procedurami zawartymi w podręczniku HELCOM COMBINE.

2. Ogólne warunki hydrologiczne/hydrograficzne



2.1. Temperatura wody morskiej

Podczas rejsów w 2012 r., temperatura wody morskiej w powierzchniowej warstwie morza była zbliżona do średniej z okresu 2002–2011, z wyjątkiem Zalewu Wiślanego i Zatoki Gdańskiej. W pierwszym przypadku, w okresie od kwietnia do czerwca oraz w październiku i listopadzie, była ona wyraźnie niższa od wartości średniej, podczas gdy w miesiącach letnich była wyższa o około 2°C. W Zatoce Gdańskiej odchylenia te miały kierunek przeciwny.

Najniższą temperaturę wody na akwenach wolnych od lodu zmierzono w marcu 2012 r. w Zatoce Gdańskiej (rys. II.2b, c). W okresie wiosennym, od kwietnia do czerwca 2012 r., temperatura wody była już na ogół wyższa od średniej dziesięcioletniej (2002–2011). W polskiej części Zalewu Wiślanego, gdzie zimą długo występowało zlodzenie, była ona nadal znacznie chłodniejsza niż w wieloleciu (rys. II.2a).

W miesiącach letnich najwyższa temperatura wody występowała w lipcu w Zalewie Wiślanym (podakwen 35A) oraz w przybrzeżnej części Zatoki Gdańskiej (podakwen 35) i wynosiła odpowiednio: 17,6°C i 20,2°C. Natomiast w strefie otwartego morza i centralnej części Zatoki Gdańskiej (podakwen 33) maksymalną temperaturę zmierzono dopiero we wrześniu. W październiku i listopadzie 2012 r. temperatura wody w poszczególnych podakwenach nie odbiegała od średnich z wielolecia 2002–2011 (rys. II.2).

2.2. Zasolenie

Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej w 2012 r. było zbliżone do średniego z okresu 2002–2011 tylko w wodach otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego. W pozostałych podakwenach zawierało się w granicach jednego odchylenia standardowego od średniej wieloletniej, jakkolwiek przeważnie było wyższe. Największe dodatnie odchylenia zasolenia wystąpiły w podakwenie 36 (rys. II.3e).

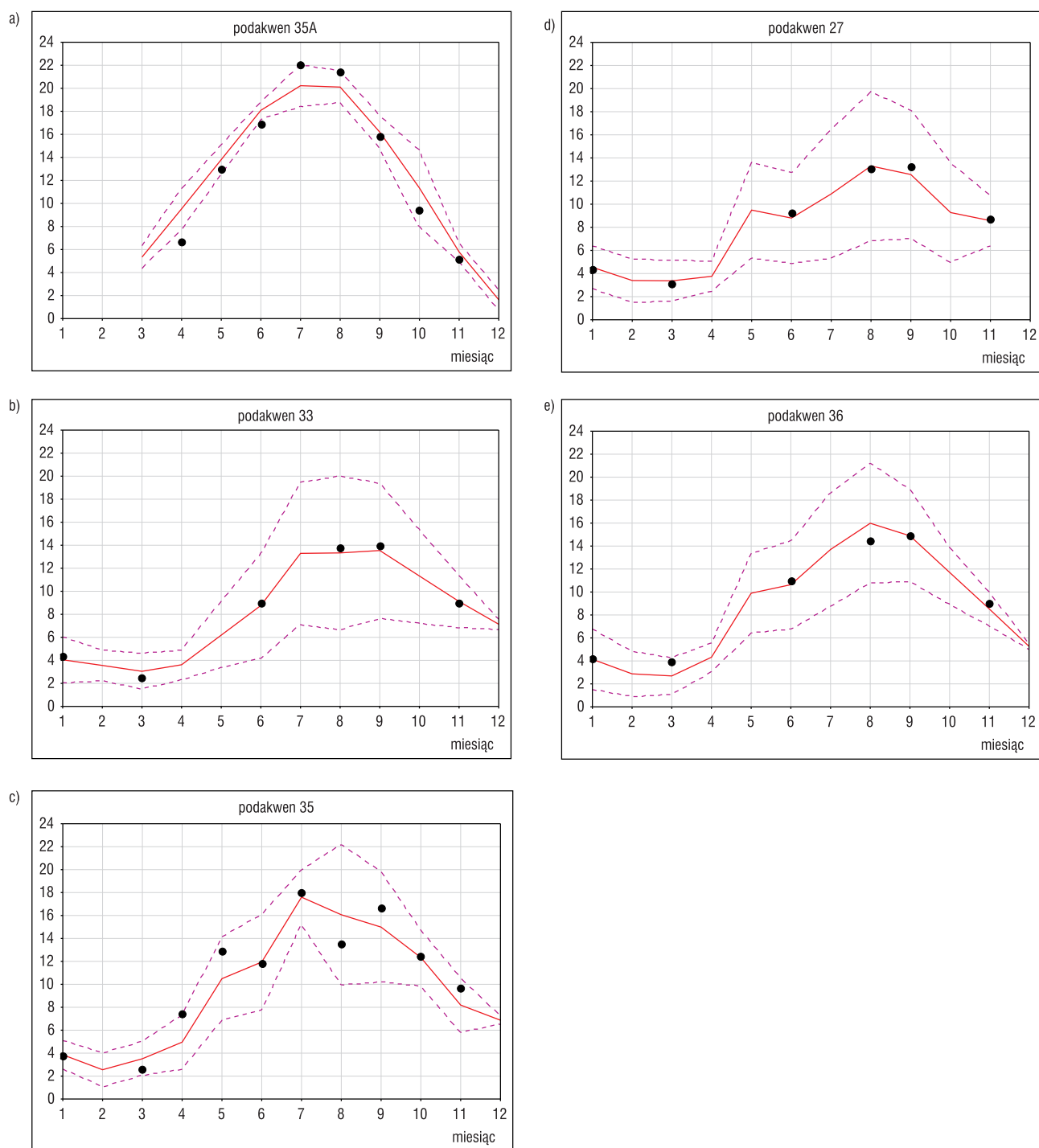
Zasolenie wód powierzchniowych (0–10 m) w 2012 r., podobnie jak w dziesięcioleciu 2002–2011, było zróżnicowane regionalnie. Najniższe średnie zasolenie w wieloleciu wystąpiło w polskiej części Zalewu Wiślanego (rys. II.3a), a najwyższe – w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego (rys. II.3e).

W styczniu 2012 r. w warstwie przydennej strefy głębokowodnej zarejestrowano wpływ wlewu z Morza Północnego, który miał miejsce na przełomie listopada i grudnia 2011 r. Spowodował on wzrost zasolenia w Głębi Bornholmskiej do wartości 16,14, które następnie malało systematycznie w ciągu roku do poziomu 15,20 w listopadzie (rys. II.4a). W wodach przydennych Głębi Gdańskiej najwyższe zasolenie, 11,89, zmierzono w marcu, po czym podobnie jak w Głębi Bornholmskiej spadało ono do końca roku, osiągając w listopadzie 10,89 (rys. II.4b).

2.3. Ekspozycja na fale

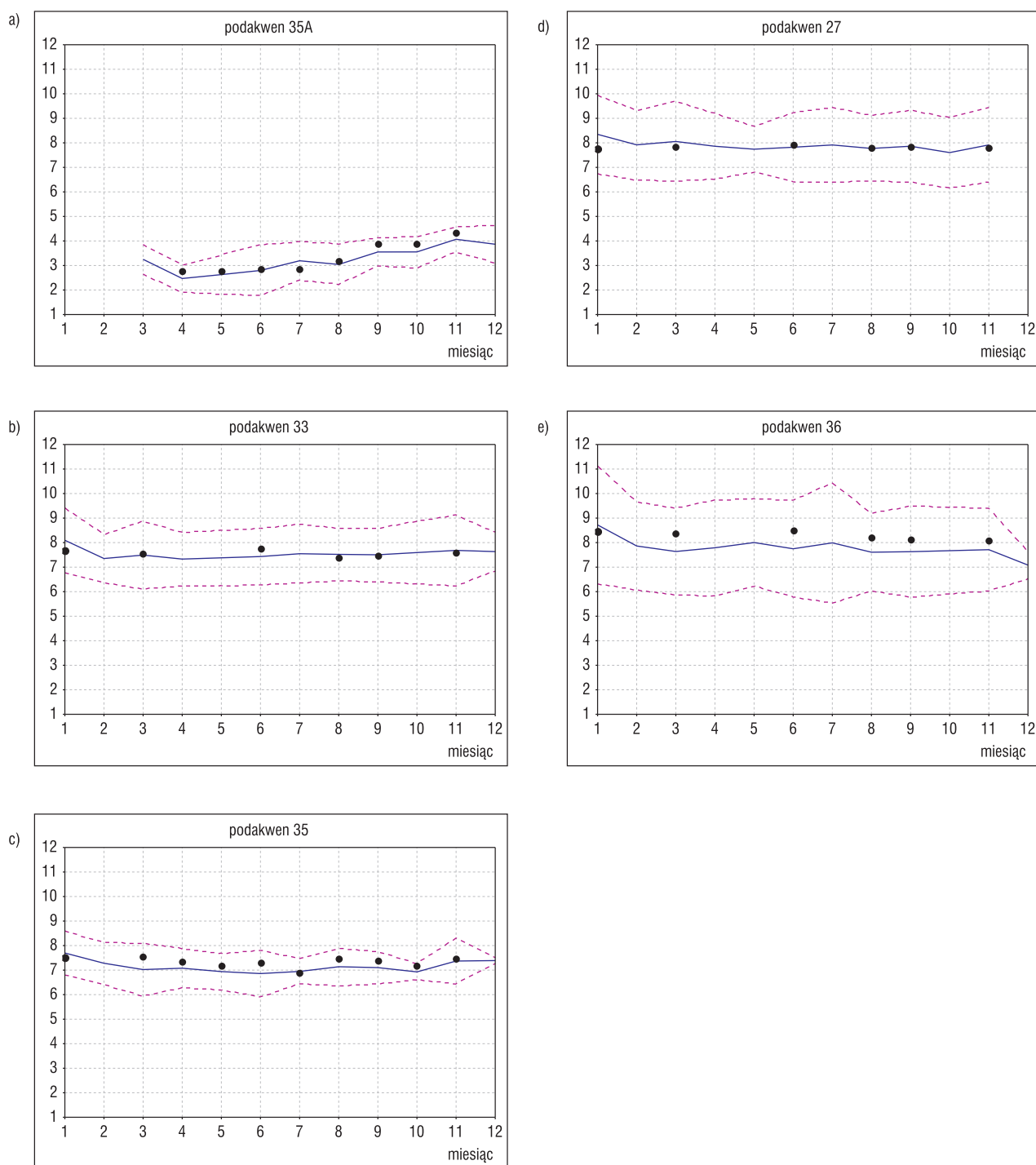
Z ekspozycją na fale wiąże się stopień oddziaływania falowania wiatrowego oraz zmiany poziomu morza i występowanie spiętrzeń sztormowych. Charakterystykę zmian poziomu morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2002–2012, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

We wszystkich obszarach strefy przybrzeżnej stany ostrzegawcze i alarmowe przekraczane są najczęściej od listopada do marca (tab. II.3 i II.4).



Rys. II.2. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2012 r. w podakwenach RDSM; 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 – średnie miesięczne 2002–2011; linia przerywana – odchylenie standardowe 2002–2011; punkty – dane z 2012 r.

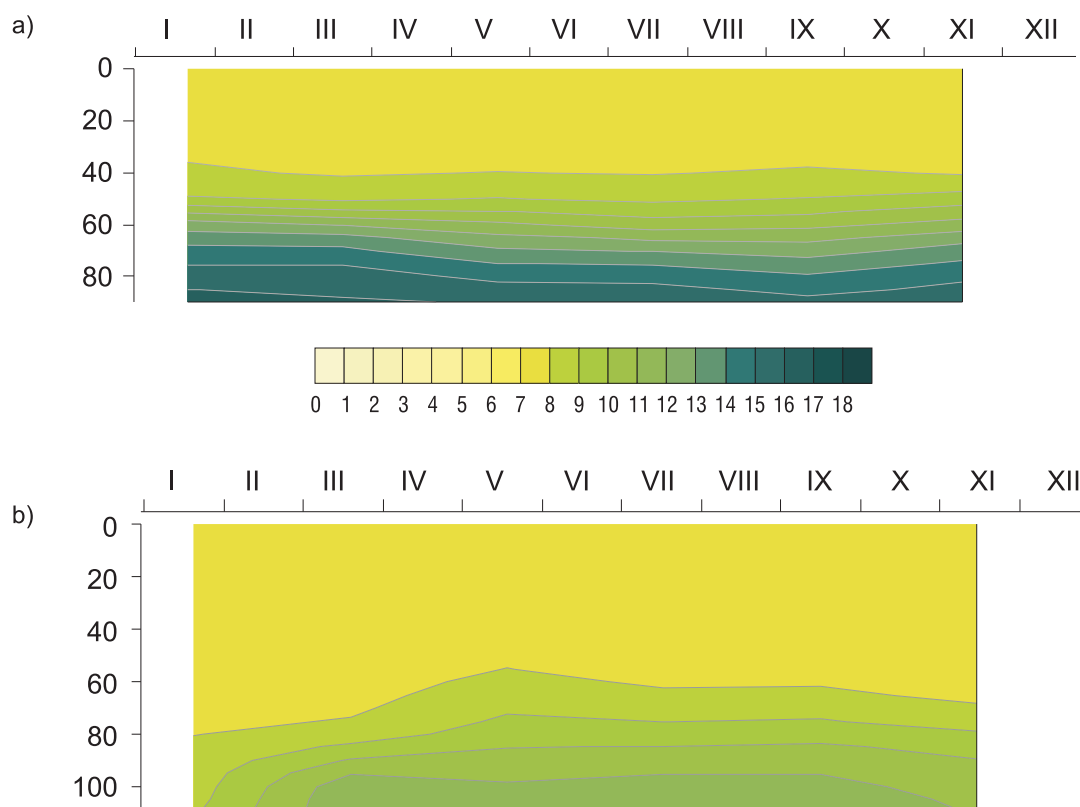
W okresie 2002–2011, w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 35), o zróżnicowanej ekspozycji na fale, częstość przekroczeń ostrzegawczych i alarmowych poziomów morza na posterunkach w Gdańsku oraz Krynicy Morskiej wynosiła odpowiednio: w styczniu 15,6% i 5,2% oraz 7,9% i 1,7%, a w październiku 6,8% i 1,2% oraz 3,6% i 0,7%. W październiku zwykle rozpoczynał się okres zwiększonej częstości przekraczania stanów ostrzegawczych i alarmowych, który z różnym natężeniem trwał aż do grudnia (tab. II.3 i II.4). Z kolei w miesiącach od maja do września na ogół nie notowano przekroczeń ani stanów ostrzegawczy ani alarmowych.



Rys. II.3. Zmiany zasolenia w warstwie powierzchniowej morza w 2012 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 – średnie miesięczne 2002–2011; linia przerywana – odchylenie standardowe 2002–2011; punkty – dane z 2012 r. 2012 r. w podakwenach RDSM;

W 2012 r. stany ostrzegawcze na stacjach pomiarowo-obszaryjnych w Gdańsku Porcie Północnym i Krynicy Morskiej były przekraczane najczęściej w styczniu, odpowiednio 54,3% i 20,4%, oraz w październiku – 15,6% i 1,1%. Podobnie w Gdańsku Porcie Północnym, stany alarmowe były przekraczane z częstością, odpowiednio, 15,6% i 1,1%. W Krynicy Morskiej przekroczenia stanu alarmowego zanotowano jedynie w styczniu, częstość 9,1% (tab. II.4).

W podakwenie 62 - polskie wody przybrzeżne wschodniej części Bałtyku Właściwego, reprezentowanym przez stację brzegową Władysławowo, w dziesięcioleciu 2002-2011, poziomy ostrzegawczy i alarmowy przekraczane były



Rys. II.4. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych polskiej strefy Morza Bałtyckiego; a) Głębia Bornholmska (podakwen 36), b) Głębia Gdańska (podakwen 27)

najczęściej w pierwszym kwartale roku; w styczniu – częstość odpowiednio 10,8% i 3,9%, w lutym – 5,6% i 1,1%, a w marcu 6,1% i 0,2%. Drugim okresem ze zwiększoną częstością przekraczania stanów ostrzegawczych i alarmowych były miesiące od października do końca roku. Częstość przekraczania, odpowiednio, stanu ostrzegawczego i alarmowego w kolejnych miesiącach wynosiła: we wrześniu – 1,3% i 0%, w październiku – 4,7% i 0,8%, w listopadzie – 6,2% i 1,1% i w grudniu 5,8% i 0,6% (tab. II.3 i II.4). W dziesięcioleciu odniesienia, we Władysławowie nie notowano przekroczeń stanów ostrzegawczych w maju, czerwcu i lipcu, a stany alarmowe nie zostały przekroczone od maja do września.

W roku 2012 stany ostrzegawcze na stacji we Władysławowie najczęściej były przekraczane w styczniu (41,4%), a następnie w październiku (8,1%) i wrześniu (5,0%). Oznacza to przesunięcie jesienno-wzrostu szczytów z listopada na październik, o czym świadczy fakt, że w listopadzie i grudniu 2012 r. nie zanotowano na tym posterunku przekroczenia stanu ostrzegawczego ani alarmowego. Stany alarmowe na posterunku we Władysławowie były przekraczane w 2012 r. tylko w styczniu z częstością 11,3% (tab. II.4).

W Świnoujściu, w 2012 r., stany ostrzegawcze najczęściej były przekraczane w styczniu – 19,4%. Znacząco mniejszą częstość przekroczeń zanotowano w marcu (1,1%), kwietniu (2,2%) oraz w listopadzie (1,1%), a w pozostałych miesiącach roku nie zaobserwowano przekroczenia stanu ostrzegawczego (tab. II.3). Z kolei w Uście w 2012 r. stany ostrzegawcze zostały przekroczone tylko w styczniu z częstością 13,9% (tab. II.3). Przekroczenie stanów alarmowych w Świnoujściu i Uście zarejestrowano w 2012 r. tylko w styczniu, z częstością odpowiednio: 7% i 4,3% (tab. II.4).

Ogólnie, w roku 2012 wzdłuż całego polskiego wybrzeża zanotowano kilkakrotnie większą częstość przekraczania stanów ostrzegawczych i alarmowych w porównaniu z okresem 2002–2011.

Tabela II.3. Częstość występowania (%) stanów wody przekraczających stan ostrzegawczy 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	2002–2011	15,6	8,9	8,1	0,7			0,1	0,8	3,2	6,8	8,7	8,9	5,1
		2012	54,3	1,7	0,5	2,2					6,1	15,6	0,6		6,8
Świnoujście	560	2002–2011	4,5	1,8	2,0	0,4	0,1	0,1			0,9	2,0	2,6	2,4	1,4
		2012	19,4		1,1	2,2							1,1		2,0
Ustka	570	2002–2011	3,7	0,9	0,4	0,01						0,8	1,1	0,9	0,7
		2012	13,9												1,2
Władysławowo	550	2002–2011	10,8	5,6	6,1	0,7				0,3	1,3	4,7	6,2	5,8	3,4
		2012	41,4	0,6	0,5	0,6					5,0	8,1			4,7
Krynica Morska	560	2003–2011*	7,9	2,4	0,6	0,9				0,1	0,2	3,6	2,7	1,5	1,6
		2012	20,4			0,6						1,1			1,9

* bez 2002, 2004 oraz marca i grudnia 2006 i stycznia 2009

Tabela II.4. Częstość występowania (%) stanów wody przekraczających stan alarmowy 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	2002–2011	5,1	2,1	0,5	0,3				0,14		1,2	1,6	1,0	1,0
		2012	15,6									1,1			1,4
Świnoujście	560	2002–2011	1,2	0,4	0,4	0,1					0,3	0,6	0,6	0,7	0,4
		2012	6,9												0,6
Ustka	570	2002–2011	0,2									0,1	0,3		0,1
		2012	4,3												0,4
Władysławowo	550	2002–2011	3,9	1,1	0,2	0,4						0,8	1,1	0,6	0,7
		2012	11,3												0,9
Krynica Morska	560	2003–2011*	1,7	0,4		0,4						0,7	0,5		0,3
		2012	9,1												0,8

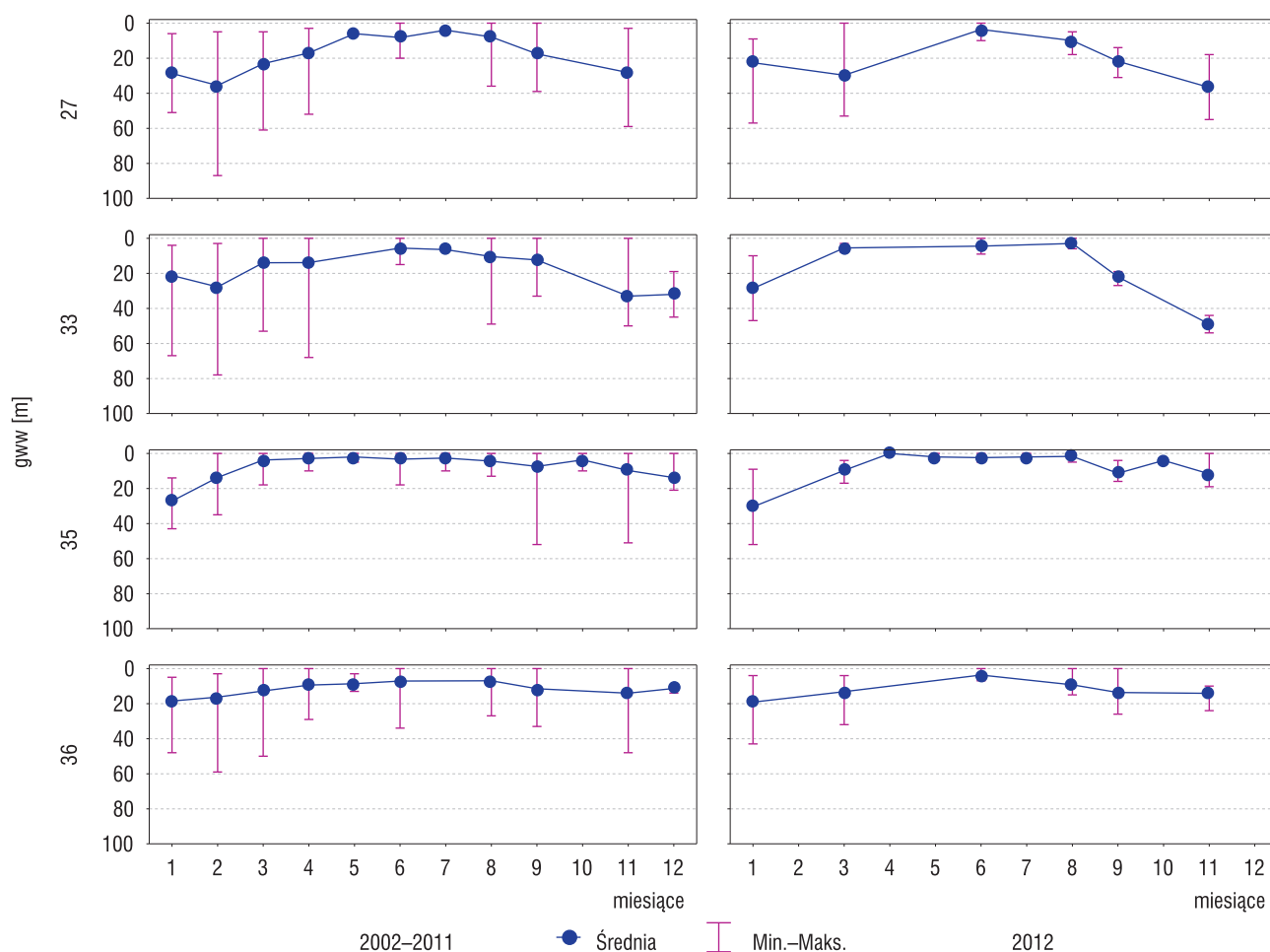
* bez 2002, 2004 oraz marca i grudnia 2006 i stycznia 2009

2.4. Mieszanie wód

Pionowe mieszanie się wód w Bałtyku jest wynikiem mieszania wiatrowego w ciągu roku lub konwekcji w okresie jesienno-ochładzania się wód w warstwie powierzchniowej. Temperatura wody w strefie płytkowodnej jest zwykle jednorodna od powierzchni wody do dna. W podakwenach o znacznych głębokościach (27, 33, 35 i 36), wyrównanie termiczne w pionie sięga znacznie głębiej w zależności od pory roku. Największe głębokości warstwy wymieszania są rejestrowane w okresie zimowym i na początku wiosny oraz w okresie jesiennym, zaś najmniejsze od maja do sierpnia (rys. II.5).

Porównując warunki panujące podczas rejsów w 2012 r. z okresem 2002–2011 można stwierdzić, że maksymalne głębokości warstwy wymieszania były znacznie mniejsze od tych w wieloleciu. Szczególnie w okresie letnim nie notowano dużych głębokości tej warstwy.

W listopadzie średnia głębokość warstwy wymieszania w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 33) była zbliżona do maksymalnej głębokości w okresie poprzedzających 10 lat, co świadczy o większej intensywności procesów mieszania pionowego. W pozostałych podakwenach wartości średnie i rozpiętość zmian głębokości były porównywalne.



Rys. II.5. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w okresie 2002–2011 oraz w 2012 r. w czterech wybranych podakwenach; 27 – otwarte wody wsch. części Bałtyku Właściwego, 33 – wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej, 35 – otwarte wody Zatoki Gdańskiej, 36 – otwarte wody Basenu Bornholmskiego

2.5. 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 2002 do 2011 roku odnotowano wystąpienie kilku silnych wlewów słonych wód z Morza Północnego. Najważniejszy z nich został zaobserwowany w styczniu 2003 r., który wniósł do Bałtyku około 200 km³ wody i 2 Gt soli. W drugiej połowie tego roku zmiany w rozkładzie temperatury i zasolenia przy dnie były obserwowane już w odległym od Cieśnin Duńskich rejonie Basenu Gotlandzkiego. Podczas rejsów monitoringowych stwierdzono, że najwyższe wartości zasolenia warstwy przydennej były odnotowywane od początku wiosny do końca lata w rejonie od Basenu Bornholmskiego aż po Rynną Słupską i wahały się między 14 a 19 [PSS'78]. Ten wlew dotarł również do Głębi Gdańskiej, o czym świadczą wysokie wartości zasolenia, jak na przykład 13,5 [PSS'78] na stacji P1 w Głębi Gdańskiej oraz stacji P140 w rejonie pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego, zarejestrowane w 2 ostatnich rejsach monitoringowych we wrześniu i listopadzie 2003 r.

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 km³ silnie zasolonej i dobrze natlenionej wody morskiej. Polskie dane monitoringowe z rejsów w 2008 r. potwierdzają wyniki obserwacji dokonywanych przez niemieckie ekipy badaw-

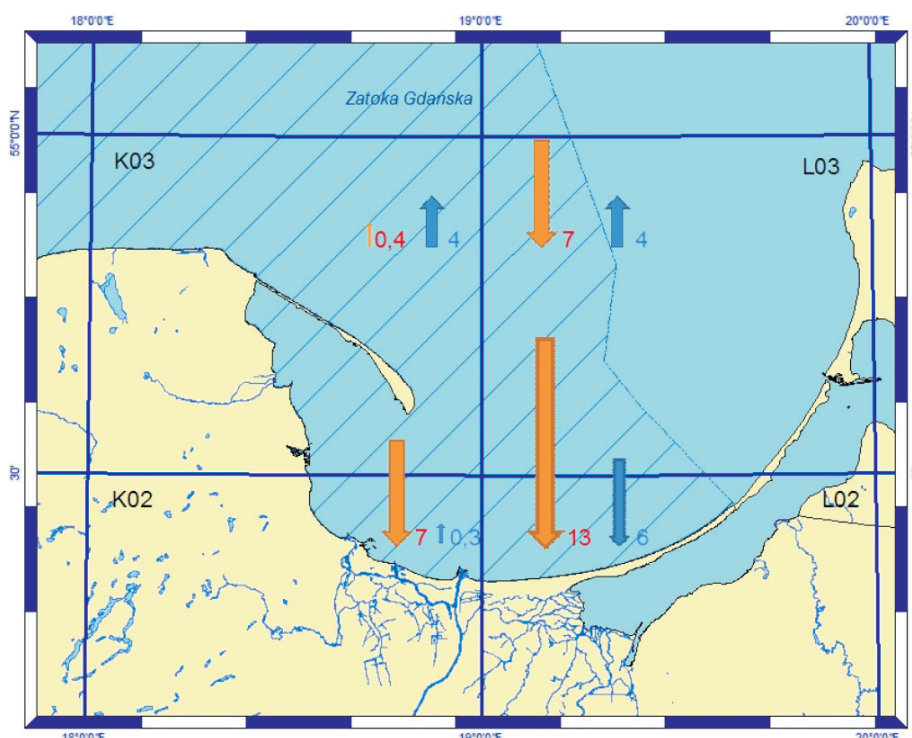
cze. Przykładem mogą być bardzo wysokie wartości zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5), w rejonie Basenu Bornholmskiego (st. P39) oraz w Rynnie Słupskiej (st. P3), gdzie zasolenie utrzymywało się powyżej 15 [PSS'78] przez cały rok 2008.

Po koniec omawianego wielolecia (2002–2011), 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 km³ wody. Najsilniejszy był wlew z przełomu listopada i grudnia, odpowiedzialny za transport 1 Gt soli, który wpłynął na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r.

Podczas styczniowego rejsu monitoringowego w 2012 r., to jest po upływie około dwóch miesięcy od zarejestrowania wlewu w niemieckiej strefie Bałtyku, w rejonie Głębi Bornholmskiej zmierzono bardzo wysokie zasolenie w warstwie przydennej (16,1 [PSS'78]). Stwierdzono tam występowanie silnej, dobrze wykształconej halokliny i dużego gradientu temperatury: od 3,9 do 7,3°C w warstwie pomiędzy 40 a 60 m głębokości.

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 naddennej, wykonywane podczas rejsów monitoringowych przy pomocy ADCP, pozwalają na dokonanie oceny skali wymiany poziomej wód w rejonie Zatoki Gdańskiej podczas rejsów monitoringowych. Na rys. II.6 zilustrowano wynik obliczeń bilansu transportu wody (w tys. m³ s⁻¹) w warstwie podpowierzchniowej na głębokości od 7 do 12 m wzdłuż osi północ-południe w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w wieloleciu 2004–2011 oraz w 2012 r.

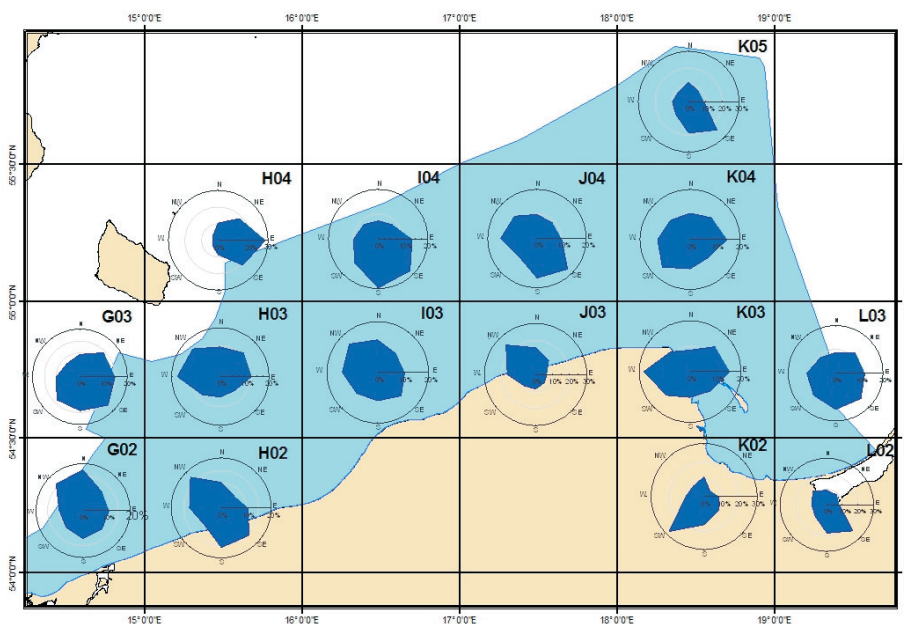
W 2012 r. w warstwie podpowierzchniowej dominował dopływ wód z otwartego morza do Zatoki Gdańskiej (łącznie 27 000 m³ s⁻¹) względem bardzo małego odpływu wód z Zatoki (400 m³ s⁻¹). W wieloleciu dopływ był w zasadzie równoważony odpływem, odpowiednio 6 000 m³ s⁻¹ i 8 300 m³ s⁻¹.



Rys. II.6. Bilans transportu wody (w tys. m³ s⁻¹) w warstwie podpowierzchniowej na głębokości od 7 do 12 m w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w wieloleciu 2004–2011 (niebieskie strzałki) oraz w roku 2012 (pomarańczowe strzałki) wzdłuż osi północ-południe

2.6. Prądy morskie

W 2011 r. zaprzestano wykonywania punktowych pomiarów prądów na kotwiczonych stacjach pomiarowych w warstwie przypowierzchniowej morza. Od tego czasu głównym źródłem informacji o dynamice wód podczas badań monitoringowych są 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 2012 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (rys. II.7). Dla porównania warunków panujących podczas pomiarów i poboru prób w 2012 r. wyznaczono róże prądów dla okresu 2004–2011 (rys. II.8).



Rys. II.7. Róże prądów w kwadratach bałtyckich w warstwie podpowierzchniowej 7,5–12,5 m w 2012 r.

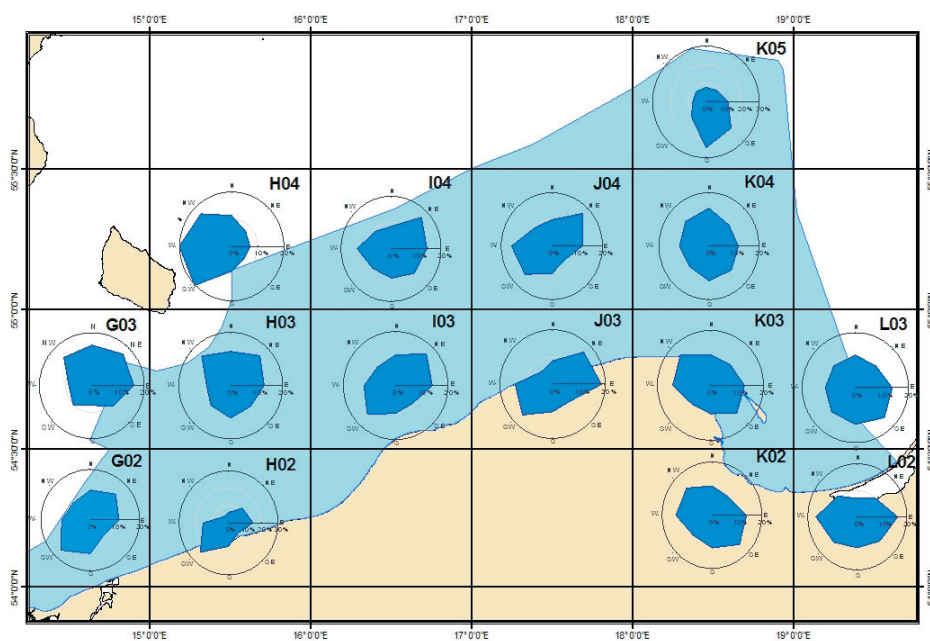
Prądy podpowierzchniowe w strefie przybrzeżnej (kwadraty G02, H02, I03 i J03) odbiegały w 2012 r. od dominujących kierunków w wieloleciu. O ile wieloletni rozkład prądów zgodny był generalnie z przebiegiem linii brzegowej, jak to wykazywały wcześniejsze pomiary punktowe, o tyle w 2012 r. dominowały prądy prostopadłe do brzegu, skierowane przeważnie na północny-zachód (rys. II.7).

Podobnie w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej (K02, L02), która charakteryzuje się występowaniem przeważających prądów wzdłuż brzegowych, w 2012 r. prądy przeważnie były skierowane do brzegu i miały kierunki od południowo-zachodnich do południowo-wschodnich.

Rejon Głębi Gdańskiej, znajdujący się w kwadracie L03, poddawany jest swobodnemu oddziaływaniu wiatru praktycznie ze wszystkich kierunków. Powoduje to, że występują tam prądy w jednakowym stopniu w każdym sektorze, z bardzo małą przewagą prądów południowych (rys. II.7 i II.8).

W rejonie Głębi Bornholmskiej, w wieloleciu 2004–2011, przeważały prądy z sektora zachodniego, podczas gdy w 2012 r. miały kierunki przeciwnie – wschodnie. Podobną sytuację obserwowano w rejonie Rynny Słupskiej, gdzie w 2012 r. przeważały prądy południowe, a w wieloleciu północno-wschodnie.

Podsumowując można stwierdzić, że warunki hydrodynamiczne w warstwie podpowierzchniowej odbiegały w 2012 r. od charakterystycznych warunków określonych zarówno na podstawie pomiarów profilowych, jak i punktowych w wieloleciu.



Rys. II.8. Róże prądów w kwadratach bałtyckich w warstwie podpowierzchniowej 7,5–12,5 m opracowane na podstawie pomiarów ADCP w latach 2004–2011

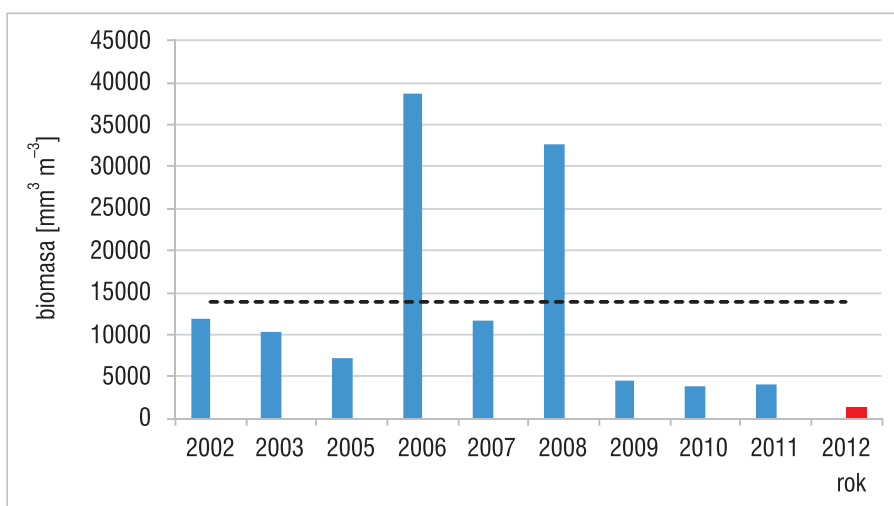
3. Wskaźniki deskryptorów stanu

3.1. Fitoplankton

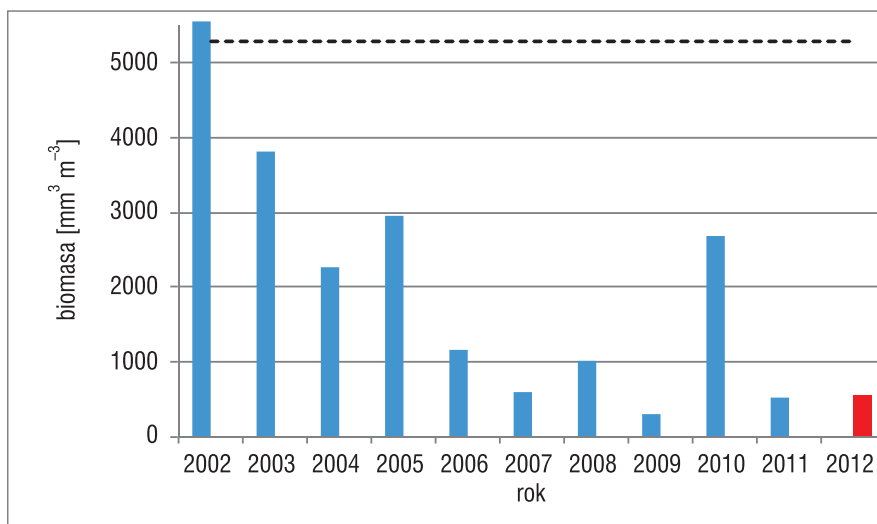
W ramach Monitoringu Bałtyku w 2012 r. badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w rejonie centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) – podakwen 33, w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7), w Głębi Gdańskiej (st. P1), w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) – podakwen 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.



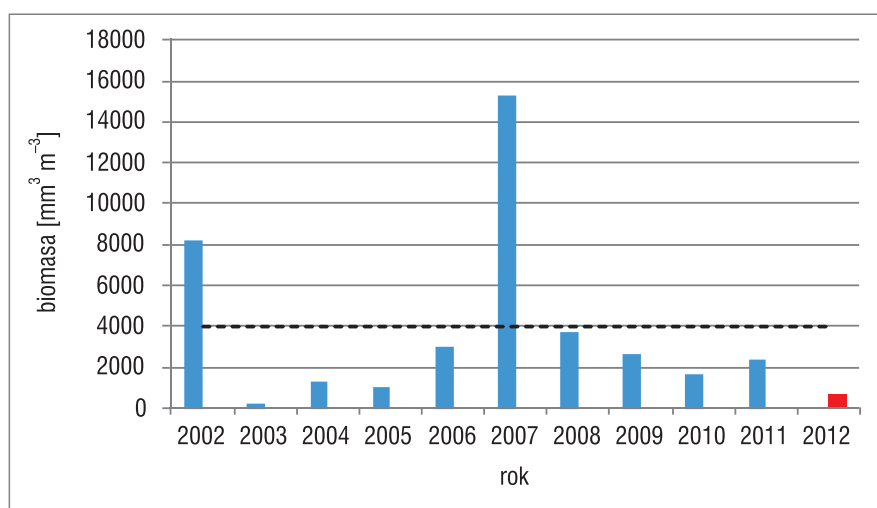
Do chwili obecnej, zarówno w pracach grupy HELCOM COREST, jak i ekspertów krajowych, nie zaproponowano żadnego skutecznego wskaźnika do oceny stanu środowiska morskiego w oparciu o badania struktury gatunkowej i biomasy lub liczebności fitoplanktonu. Problem polega na dużej zmienności struktur fitoplanktonu w ciągu roku, oraz zbyt małej częstotliwości poboru prób, co przekłada się na brak możliwości jednoznacznego skorelowania zmian biomasy grup kluczowych, jak i całkowitej biomasy fitoplanktonu z czynnikami presji. Aktualnie istniejące wskaźniki oceny stanu fitoplanktonu opierają się głównie na całkowitej 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 2002–2011 z wynikami uzyskanym w 2012 r. Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasę z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2002–2011. W 2012 roku biomasa fitoplanktonu była niższa od średniej z dziesięciolecia (bądź krótszej, w zależności od długości serii danych). Spowodowane to było występowaniem niekorzystnych warunków meteorologicznych w 2012 roku, jak również epizodami masowych zakwitów w latach poprzednich, co znacznie podwyższyło średnią z wielolecia na stacjach ZP6 (rys. II.10) oraz K6 i P16 (rys. II.13). Również liczba gatunków zanotowanych w lecie 2012 roku (99) była niższa w porównaniu do lat ubiegłych – 142 i 112 gatunków odpowiednio w 2010 i 2011 roku.



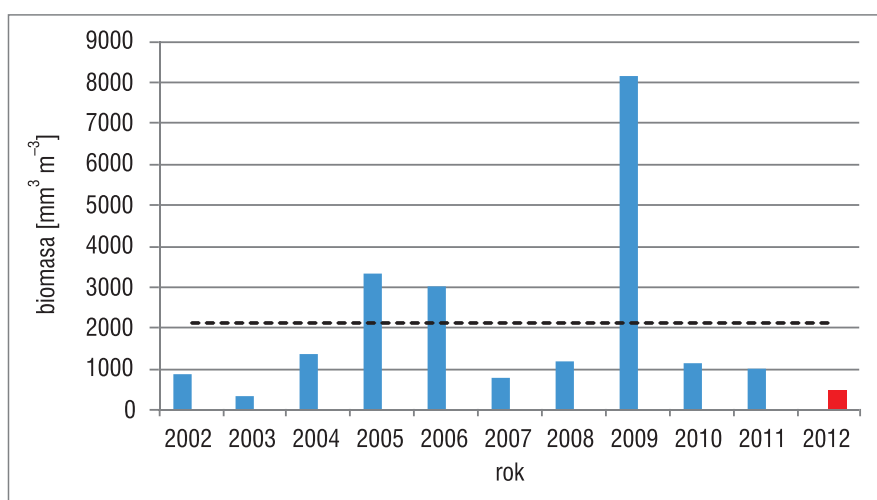
Rys. II.9. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2002–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia



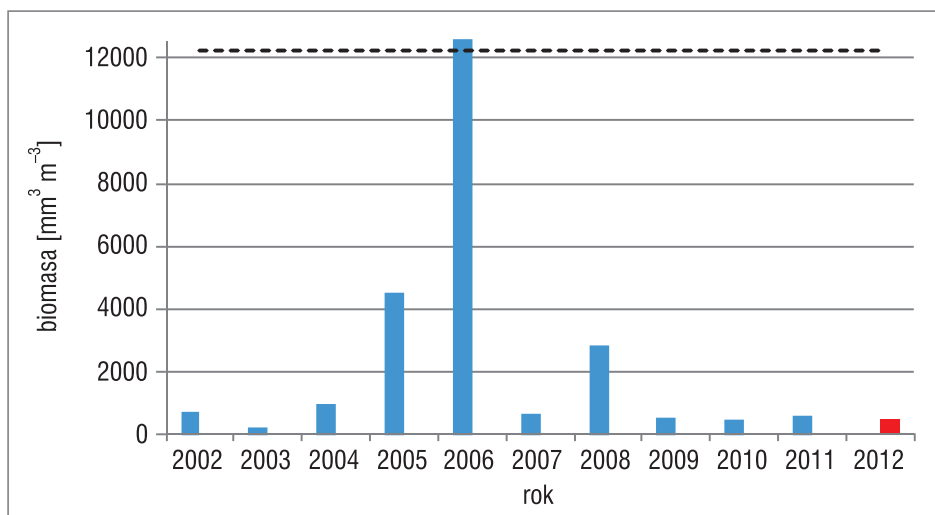
Rys. II.10. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2002–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia



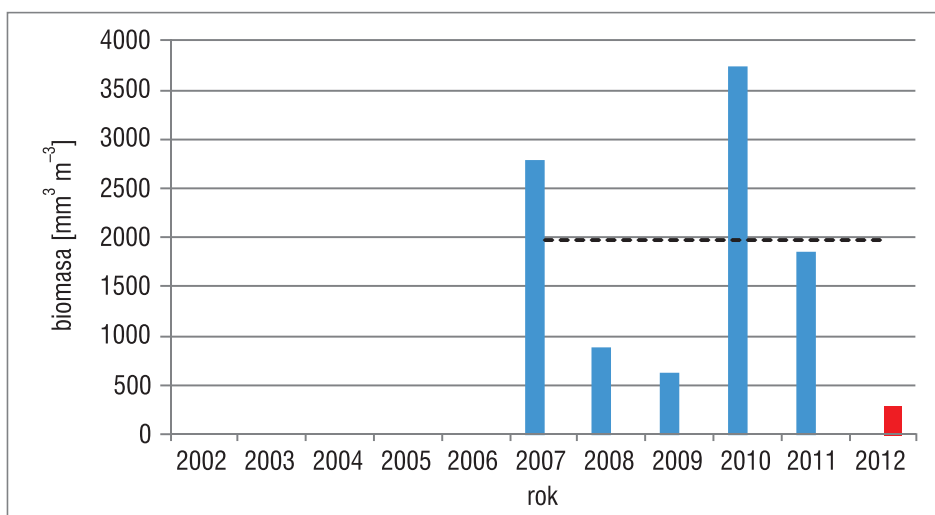
Rys. II.11. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2002–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia



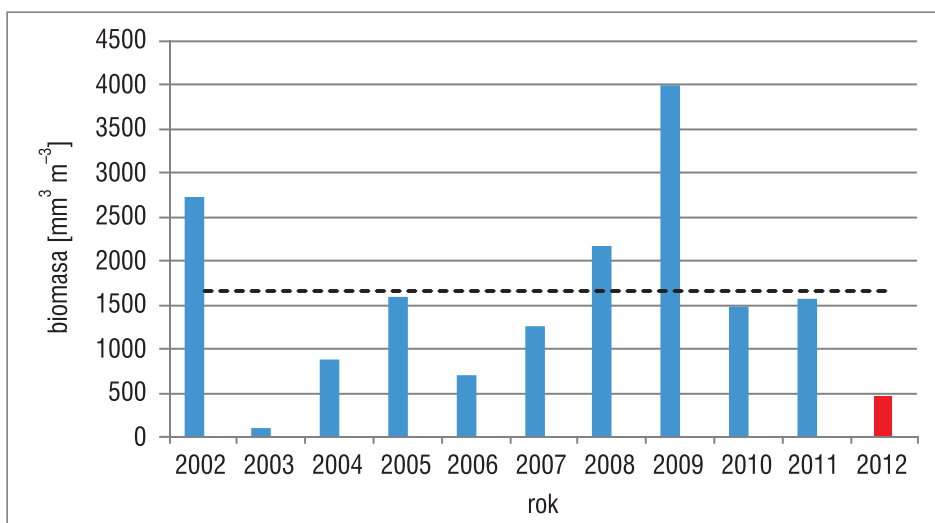
Rys. II.12. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2002–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia



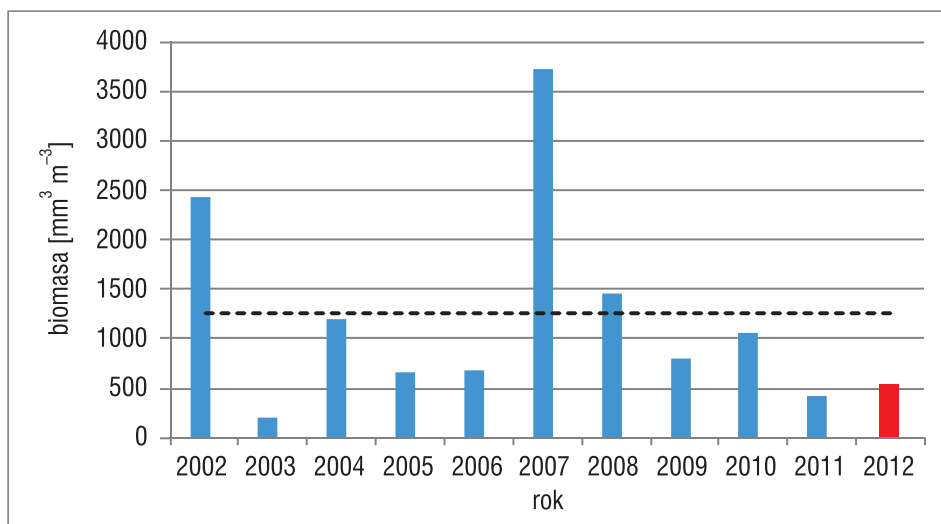
Rys. II.13. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6 i P16) w latach 2002–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia



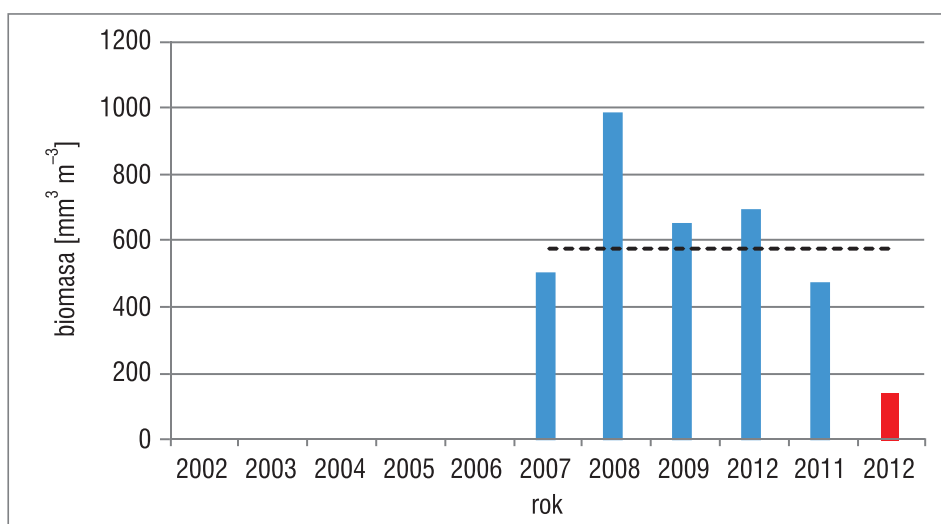
Rys. II.14. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2007–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia



Rys. II.15. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2002–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia



Rys. II.16. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach pód.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2002–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia

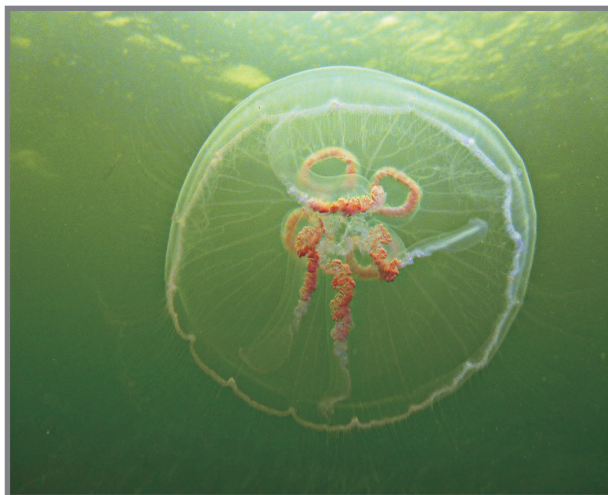


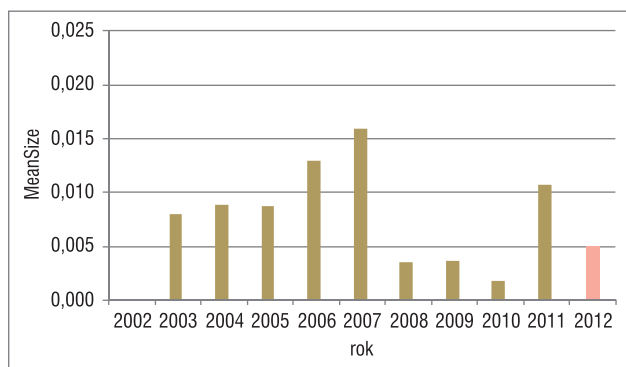
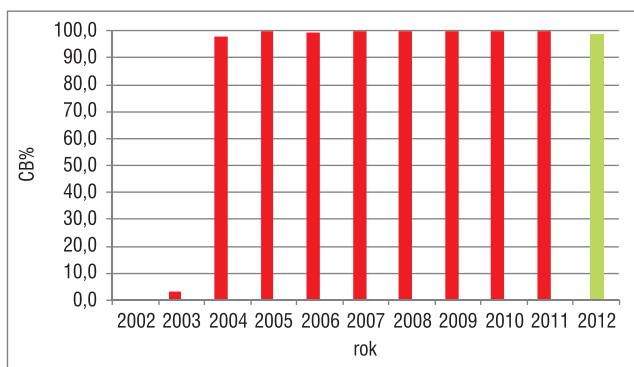
Rys. II.17. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2002–2011 i w 2012 r.; linia przerywana średnia wieloletnia

3.2. Zooplankton

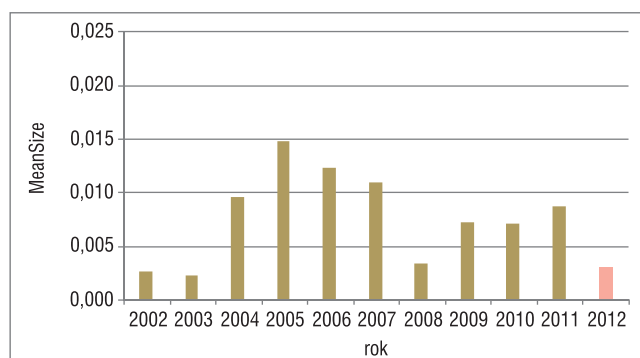
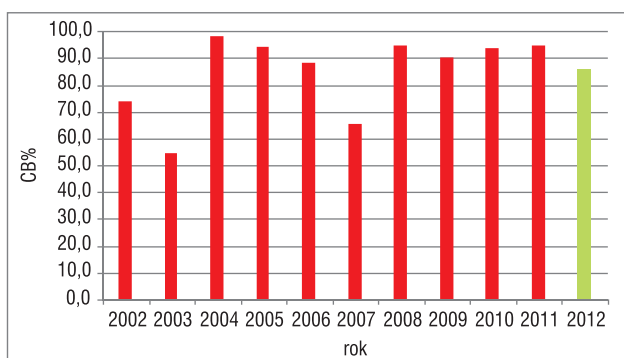
Badania monitoringowe zooplanktonu prowadzono w 2012 r. na 10 stacjach: w Zalewach: Wiślanym (st. KW) i Puckim (st. ZP6), w Zatoce Gdańskiej (st. P110), w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7, P16 i K6), w otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13) oraz w strefie pełnomorskiej: w Głębi Gdańskiej (st. P1), w Głębi Bornholmskiej (st. P5) oraz w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140). We wszystkich próbach biologicznych zbadanych w 2012 r. stwierdzono 30 taksonów zooplanktonu, przynależących do 2 głównych grup Copepoda i Cladocera (gatunki Rotatoria, jako nieistotne dla biomasy nie były oznaczane). Skład jakościowy, typowy dla południowego Bałtyku, był nieco bogatszy gatunkowo niż w 2011 r., gdy znaleziono 24 taksony. Najbardziej zróżnicowana populacja zooplanktonu, 23 taksony, występowała w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110), a najmniej – 12 taksonów, w Zalewie Wiślanym (st. KW). 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. W wodach Zalewu Wiślanego zanotowano obecność dużej i drapieżnej wioślarki *Leptodora kindli*, charakterystycznej dla wód słodkich. W żadnym regionie nie pojawił się *Cercopagis pengoi* – gatunek nierodzący.

W pracach grupy HELCOM COREST zaproponowano kilka wskaźników odnoszących się do zooplanktonu, które znalazły się na liście „wskaźników kandydatów” do oceny stanu zespołów pelagialu w deskryptorach: W1 – bioróżnorodność i W4 – łańcuchy pokarmowe. Wśród zaproponowanych wskaźników znalazły się między innymi biomasa widłonogów (*Copepod biomass* – CB), biomasa mikrofagowego zooplanktonu (MMB) i różnorodność gatunkowa zooplanktonu (ZSD), średnia wielkość (*size*) zooplanktonu (MeanSize) i stosunek zooplanktonu do fitoplanktonu (HELCOM 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. Part B: Descriptions of the indicators. Balt. Sea Environ. Proc. No. 129 B, 219 pp.). Żaden z analizowanych wskaźników nie został wykorzystany w przygotowanej w ramach wdrażania RDSM ocenie stanu polskich obszarów morskich, jak również w innych krajach bałtyckich, ze względu na problemy w ustaleniu wartości referencyjnych, wartości granicznych i wartości celów środowiskowych. Dokładne testowanie wskaźników dla polskich akwenów oceny RDSM, ich regionalnej adekwatności, jak i powiązań z innymi parametrami środowiskowymi, wymaga specjalnego projektu badawczego, jednak 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 biomasy 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 wyżywaniu nano- i piko-planktonu. Zmiany obydwu wskaźników na poszczególnych stanowiskach badawczych w wieloleciu 2002–2011 oraz ich poziom w 2012 r. przedstawiono na wykresach (rys. II.18–II.26).

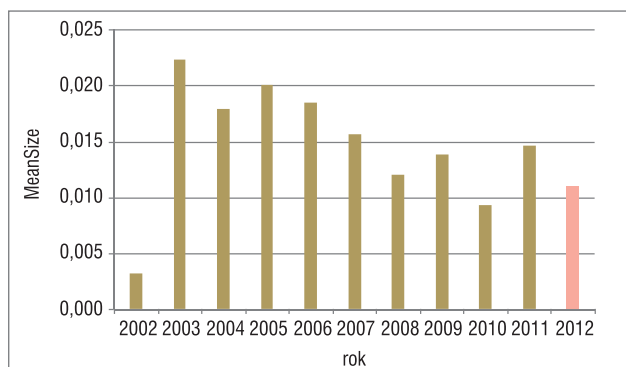
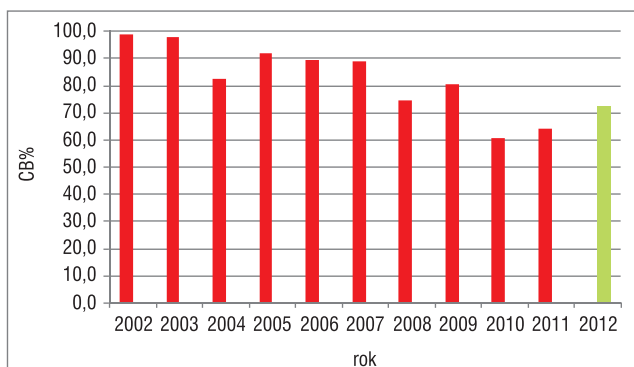




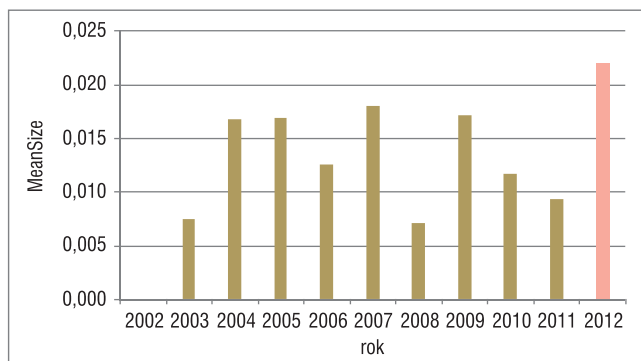
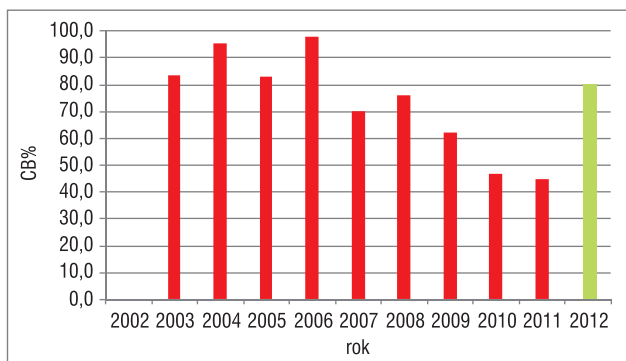
Rys. II.18. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW)



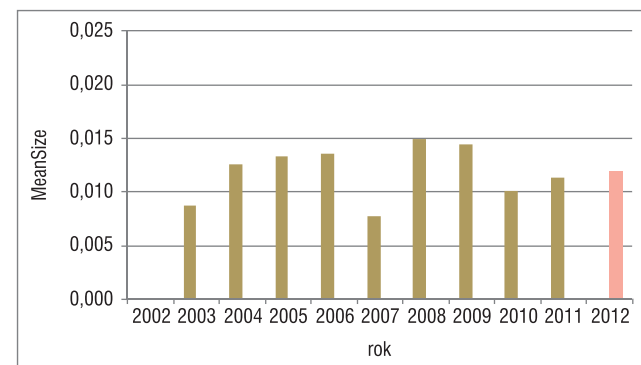
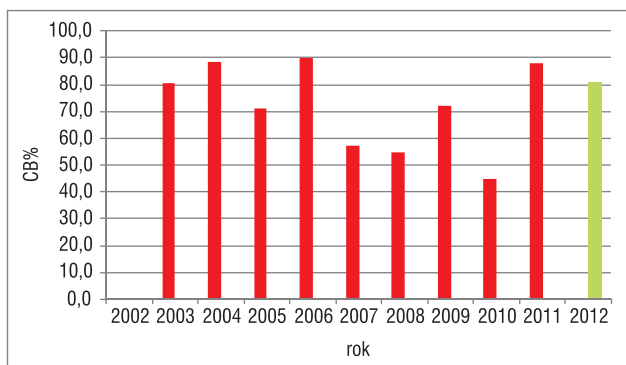
Rys. II.19. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6)



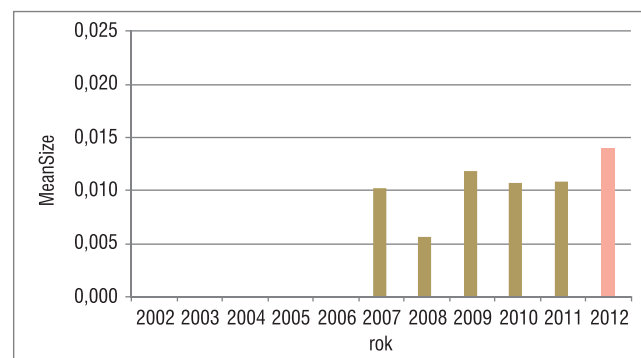
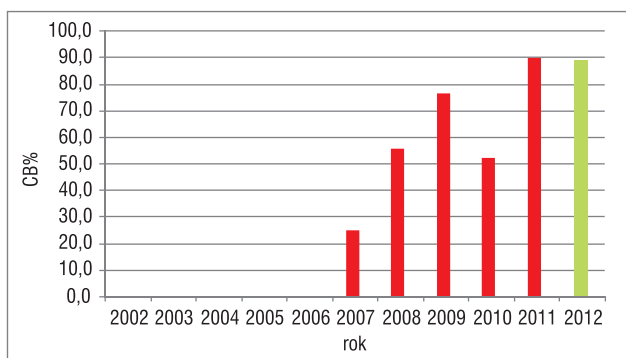
Rys. II.20. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110)



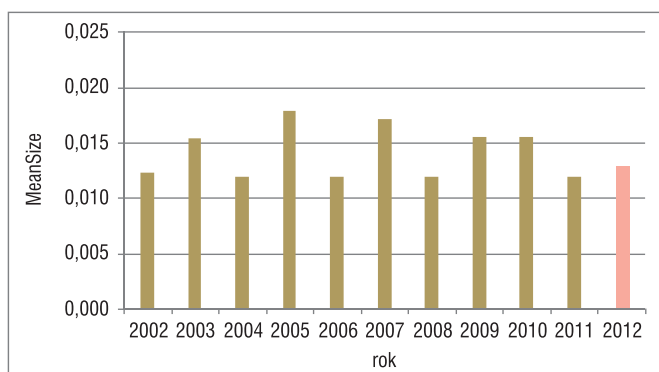
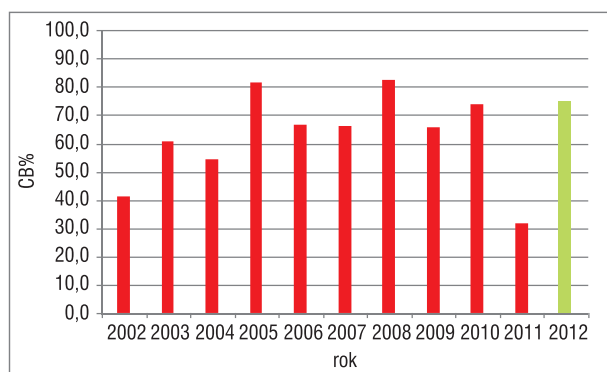
Rys. II.21. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7)



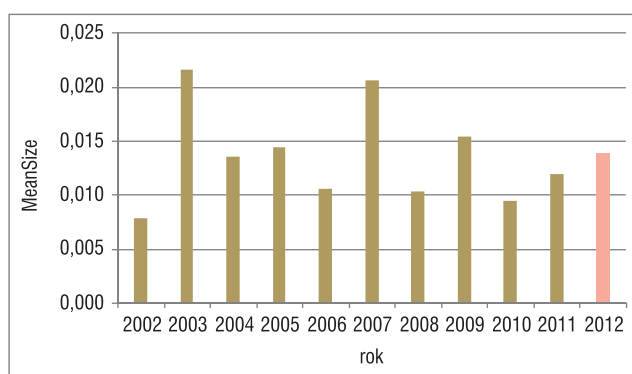
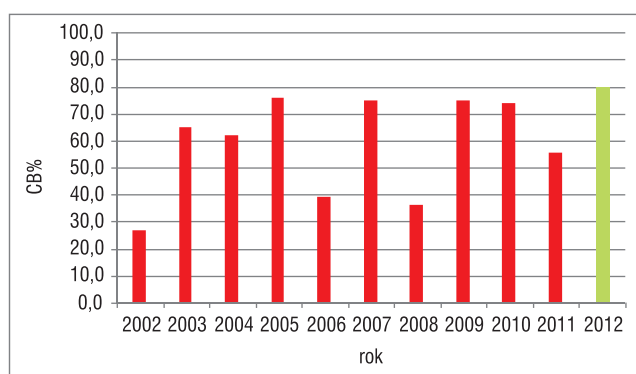
Rys. II.22. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16 i K6)



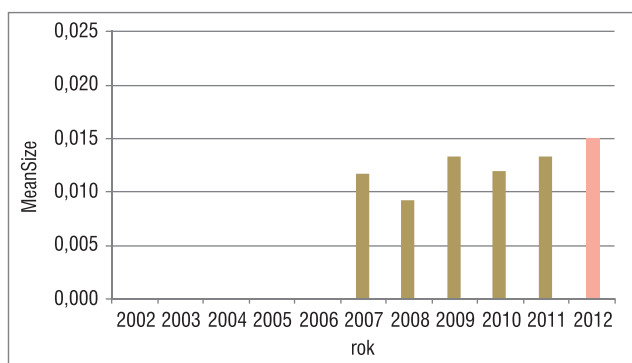
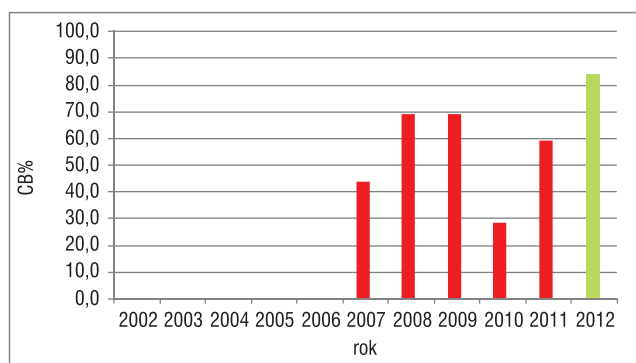
Rys. II.23. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13)



Rys. II.24. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1)



Rys. II.25. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w wodach pód.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140)

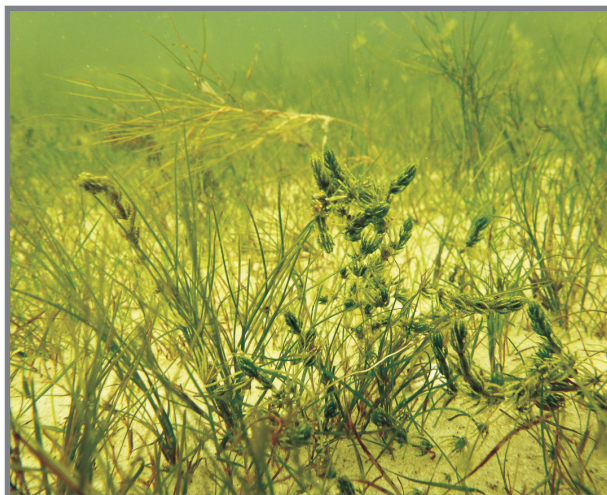


Rys. II.26. Zmiany procentowego udziału biomasy widłonogów (CB%) w całkowitej biomasy zooplanktonu (średnie roczne) i średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) w Głębi Bornholmskiej (st. P5)

Przedstawione wykresy wskazują, że widłonogi stanowią pod względem biomasy (CB%) dominującą grupę w populacji zooplanktonu w polskiej strefie Bałtyku, ich udział wzrasta w akwenach o mniejszym zasoleniu (Zalew Wiślany, Zalew Pucki, Zatoka Gdańska) i wydaje się, że obserwowane w wieloleciu fluktuacje tego wskaźnika zależą głównie od zmienności warunków klimatycznych. Analiza wskaźnika średniego rozmiaru wskazuje na znacznie większe zróżnicowanie zooplanktonu w poszczególnych regionach polskiej strefy Bałtyku. Najniższe wartości wskaźnika stwierdzono w przypadku Zalewu Wiślanego i Zalewu Puckiego, co oznacza, że przy znacznej liczbie organizmy zooplanktonowe osiągają niewielką biomasę – sytuację charakterystyczną dla środowiska silnie zeutrofizowanego.

3.3. Fitobentos

W 2012 roku badania monitoringowe fitobentosu prowadzono na czterech stanowiskach: na profilu w pobliżu Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej, w Zalewie Puckim na profilu Jama Kuźnicka, w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na profilu Głazowisko Rowy oraz w rejonie Ławicy Słupskiej. Transekt pomiarowy w okolicach Klifu Orłowskiego jest monitorowany od 2002 r., Ławica Słupska i Jama Kuźnicka od 2008 r. a Głazowisko Rowy od 2010 r.. Oceny środowiska na podstawie makroglonów i okrytozależek można dokonać dopiero od 2010 r., czyli od czasu, kiedy poboru makrofitobentosu dokonywano w dwóch okresach: szczytu rozwoju roślin zakorzenionych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie spowolnionego wzrostu makrofitobentosu (wrzesień). Na podstawie zebranych próbek wyliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1), oparty na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do (średniej) całkowitej biomasy makrofitów z dwóch sezonów pomiarowych.



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

gdzie:

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

B_c – całkowita biomasa makrofitów

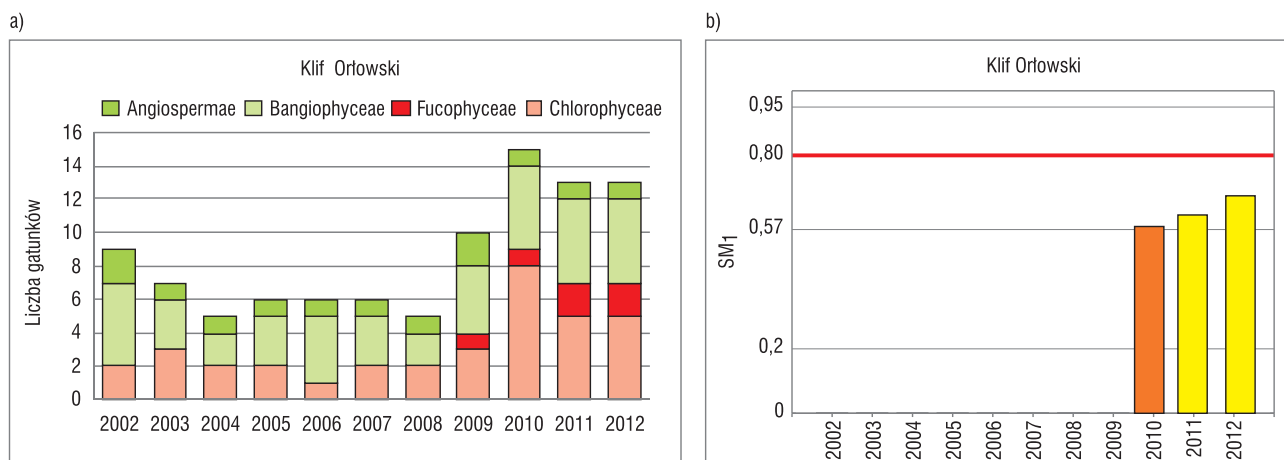
Klasyfikacji stanu fitobentosu dokonano na podstawie pięciu klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (tab. II.5). Granicę pomiędzy stanem dobrym (GES) a stanem poniżej dobrego (subGES) wyznacza wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg zasad klasyfikacji Ramowej Dyrektywy Wodnej.

Tabela II.5. 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
$0,95 < SM_1 \leq 1,0$	bardzo dobry (5)	GES
$0,80 < SM_1 \leq 0,95$	dobry (4)	
$0,57 < SM_1 \leq 0,80$	umiarkowany (3)	subGES
$0,2 < SM_1 \leq 0,57$	słaby (2)	
$0 \leq SM_1 \leq 0,2$	zły (1)	

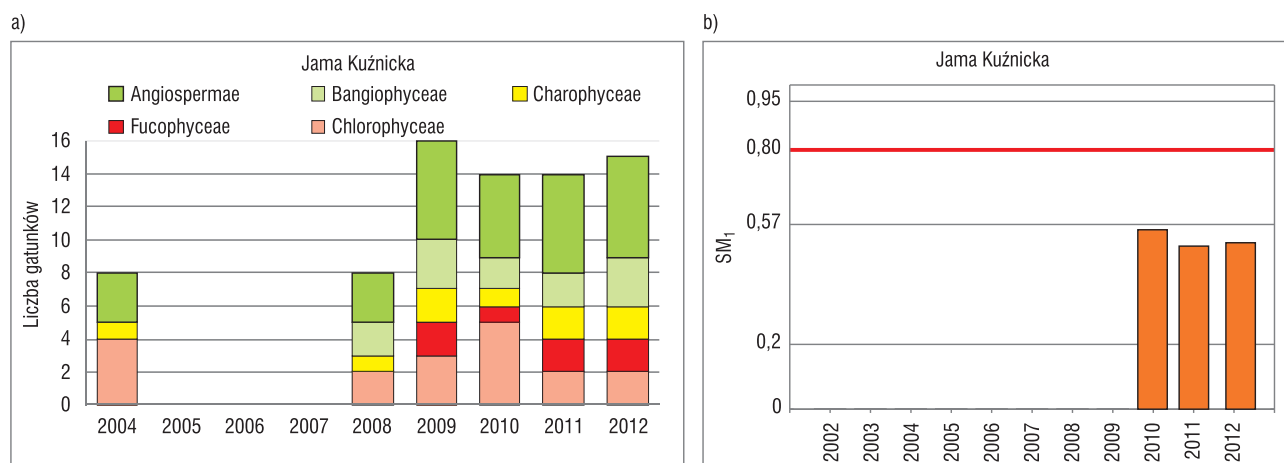
Stan makrofitów w Zatoce Gdańskiej (Klif Orłowski) w 2012 r. określono jako umiarkowany, podobnie jak w roku 2011. Od roku 2010 notowany jest stały wzrost wskaźnika SM_1 , co może wskazywać na poprawę stanu roślinności podwodnej (rys. II.27b). Pomimo pojawienia się w roku 2012 takiej samej liczby brunatnic i zieleń (taksony „negatywne”), jak w roku poprzednim, ich udział w całkowitej biomasy był zdecydowanie niższy (rys. II.27a). W roku 2011, w okresie letnim zieleń stanowiły 52% biomasy makrofitobentosu a brunatnice 11%. W 2012 udział zieleń i brunatnic w okresie letnim wynosił odpowiednio 35% i 0,3% całkowitej biomasy makrofitów. W okresie jesiennym udział zieleń w całkowitej biomasy fitobentosu do roku 2010 oraz w roku 2011 utrzymywał się na podobnym poziomie – 17%, a w roku 2012 stanowił zaledwie 9% całkowitej biomasy. Brunatnice stanowiły ułamek procenta biomasy w całej

serii pomiarowej w okresie jesiennym. W 2012 r. stwierdzono również znacznie większe obszary występowania łąk podwodnych trawy morskiej (*Zostera marina*). Mimo, iż trawa morska występuje głównie na głębokości 3 m, na dnie piaszczystym, jej udział w całkowitej biomase makrofytobentosu w roku 2012 wynosił 30% i był najwyższy od 2002 r.



Rys. II.27. Zmiana liczby gatunków makrofytobentosu (a) oraz ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych (b) na podstawie indeksu SM₁ w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej (akwen 35)

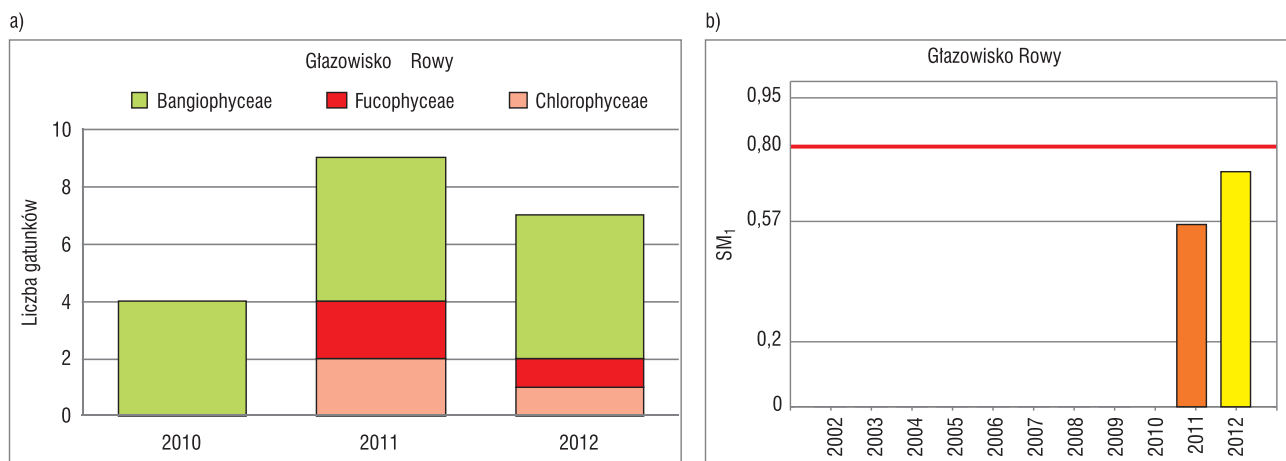
W Zalewie Puckim (Jama Kuźnicka) nie odnotowano poprawy stanu makrofytów w porównaniu do poprzedniego roku. W rejonie tym nadal utrzymywał się słaby stan makroglonów i okrytozależkowych (rys. II.28). W porównaniu do roku poprzedniego odnotowano taką samą liczbę zielenic (2 taksony), brunatnic (2 taksony), ramienic (2 taksony) oraz roślin okrytonasiennych (5 taksonów) (rys. II.28a), w tym o jeden takson więcej krasnorostów (*Acrochaetium moniliforme*) niż w 2011 r.



Rys. II.28. Zmiany liczby gatunków makrofytobentosu (a) i ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych (b) na podstawie indeksu SM₁ w Zalewie Puckim (akwen 35)

W Zalewie Puckim w okresie letnim 2010 i 2011 r., udział gatunków negatywnych (*Cladophora glomerata*, *Enteromorpha* spp., *Pilayella littoralis*, *Ectocarpus siliculosus*) w całkowitej biomase makrofytów był na zbliżonym poziomie (odpowiednio 77% i 70%), natomiast w 2012 r. ich udział wzrósł i wynosił 88%. W okresie jesiennym 2012 r., glony negatywne zajmowały w całkowitej biomase fitobentosu zdecydowanie niższy przedział biomasy niż w okresie letnim – odpowiednio 6,5%, 11,6% i 0,6%. Bardzo mały udział zielenic i brunatnic w całkowitej biomase w roku 2012 wynikał także z trzykrotnie większej biomasy roślin okrytonasiennych niż w latach wcześniejszych. Rośliny okrytonasienne w 2012 r. pokrywały również większą powierzchnię dna morskiego niż w roku 2011, o około 15%, w przedziale 1–3 metra głębokości.

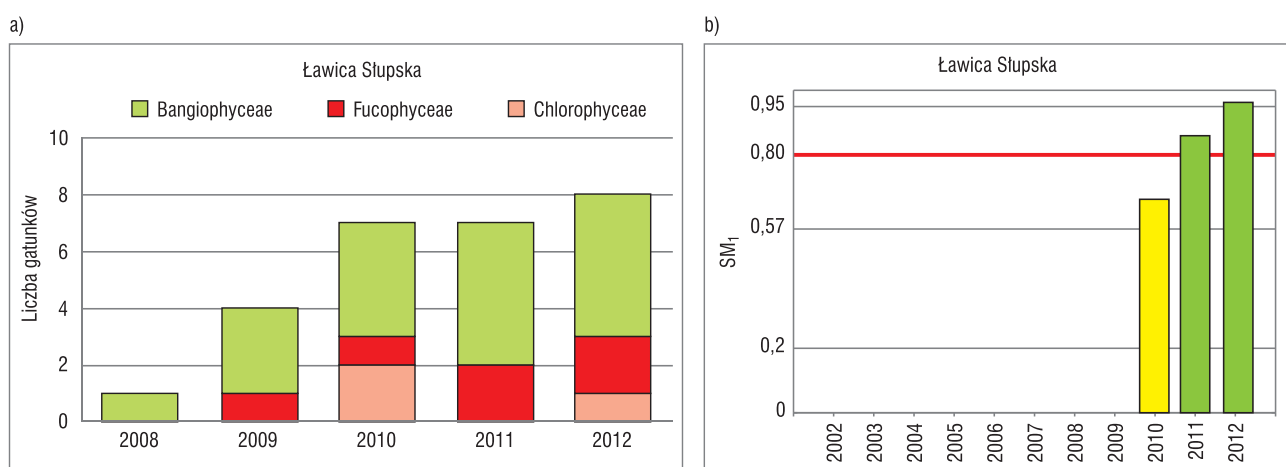
W strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (Głazowisko Rowy) stan makrofytów w 2012 r. uległ poprawie w stosunku do poprzedniego roku i został sklasyfikowany jako umiarkowany (rys. II.29b). W roku 2012 odnotowano



Rys. II.29. Zmiany liczby gatunków makrofitobentosu (a) i ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych (b) na podstawie indeksu SM₁ w strefie przybrzeżnej środkowego wybrzeża (akwen 38)

o jeden gatunek mniej zielenic i brunatnic niż w poprzednim roku, natomiast krasnorosty reprezentowane były przez taką samą liczbę taksonów (5 taksonów) (rys. II.29a). Udział taksonów negatywnych w całkowitej biomase był znaczący jedynie w okresie letnim i wynosił 80% całkowitej masy makrofitobentosu.

W obszarze Ławicy Słupskiej w 2012 r. stan makroglonów i okrytozależkowych był dobry i uległ ewidentnej poprawie w stosunku do lat wcześniejszych, kiedy to w 2010 r. klasyfikacja wskazywała stan umiarkowany (rys. II.30b). W roku 2012 odnotowano taką samą liczbę brunatnic (2 taksony) i jeden gatunek zielenic, który nie występował w roku poprzednim (rys. II.30a). Taksony negatywne, podobnie jak w roku poprzednim, występowały jedynie w okresie letnim a ich udział w całkowitej biomase makrofitów wynosił 24% i był prawie dwukrotnie niższy niż w 2010 r.



Rys. II.30. Zmiany liczby gatunków makrofitobentosu (a) i ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych (b) na podstawie indeksu SM₁ w obszarze płytkowodnym otwartego morza (akwen 36)

W obrębie Ławicy Słupskiej dominantem w zakresie biomasy są krasnorosty, reprezentowane przez 5 gatunków. W okresie letnim ich udział w całkowitej biomase makrofitobentosu wzrastał systematycznie od roku 2010 i w 2012 r. wynosił odpowiednio 47% i 70% do 76%. Jesienią występował identyczny trend – w 2010 r. krasnorosty stanowiły 88% całkowitej biomasy fitobentosu, a w latach 2011–2012 ich udział był bliski 100%.

Spośród czterech ocenianych transektów nie stwierdzono poprawy stanu ekologicznego w wewnętrznej Zatoce Puckiej, gdzie nadal klasyfikacja wskazała stan słaby. Najlepszy, dobry stan makrofitów odnotowano w strefie płytkowodnej otwartego Basenu Bornholmskiego (podakwen 36). Stan umiarkowany wykazują makrofity w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (podakwen 38), a słaby w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 35). W 2012 r., w trzech podakwenach stan środowiska oceniany na podstawie makrofitobentosu uległ poprawie w stosunku do lat wcześniejszych.

3.4. Makrozoobentos

W ocenie stanu polskich obszarów morskich opracowanej na potrzeby wdrażania RDSM, wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach deskryptorów W1 (bioróżnorodność), W4 (łańcuchy pokarmowe) i W6 (integralność dna morskiego) jest multimedyczny 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. *Rozporządzenie 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. II.6).*



Tabela II.6. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Zał. 3 *Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód*

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

Powyższą klasyfikację zastosowano dla podakwenów wydzielonych w polskiej strefie Bałtyku (rys. II.1):

27 – Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego – stacje P140, Z i Ł7,

33 – Wody otwarte Zatoki Gdańskiej – stacja P1,

35 – Polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej – stacja P104,

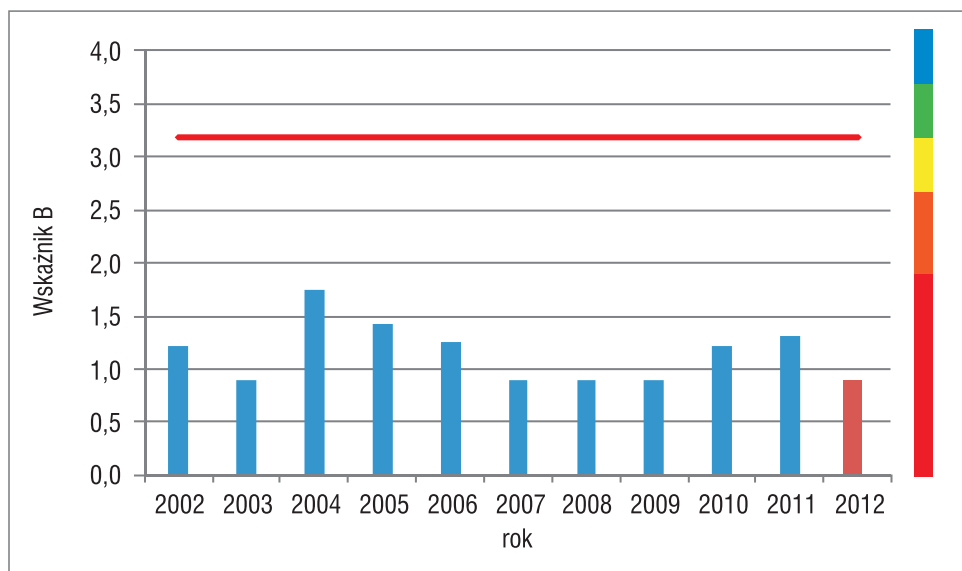
36 – Wody otwarte Basenu Bornholmskiego – stacje B13, K6, M3, P16 oraz P5.

Na wykresach (rys. II.31–II.36) przedstawiono wartość wskaźnika B na tle jego zmian w dziesięciolecie 2002–2011 dla stacji z odpowiednią serią danych pomiarowych. Czerwona linia na wykresach ilustruje granicę dobrego stanu środowiska (GES) w rozumieniu RDSM.

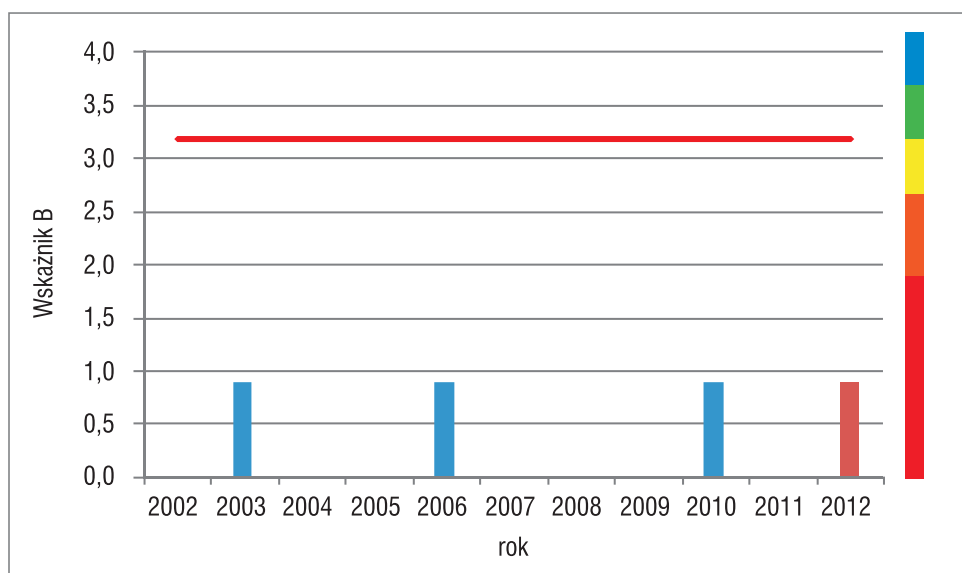
W przypadku otwartych wód wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) wyniki na tle dziesięciolecia 2002–2011 przedstawiono jedynie dla stacji głębokowodnej P140 z rejonu południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (rys. II.31). W rejonie tym w całym analizowanym okresie stan makrozoobentosu pozostawał zły, w rozumieniu RDW. Na pozostałych stanowiskach monitorowania fauny dennej w tym podakwenie – płytkowodnych stacjach Z i Ł7 wartości wskaźnika B, a co za tym idzie stan makrozoobentosu znacznie się różnił od strefy głębokowodnej. W 2012 r. zoobentos na stacji Z charakteryzowała się bardzo dobrym stanem ekologicznym w rozumieniu RDW, a co za tym idzie, także Strategii Morskiej, natomiast na stacji Ł7 zoobentos wykazywał stan umiarkowany.

Ogólny stan makrozoobentosu w podakwenie 27 należy uznać za umiarkowany wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa 3, oraz za nieodpowiedni (subGES) wg zasad RDSM.

Jedyne stanowisko badania makrozoobentosu w podakwenie 33 znajduje się w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1, rys. II.32), gdzie występują wyjątkowo niekorzystne warunki bytowania organizmów dennych ze względu na przeważające warunki betlenowe lub silnego deficytu tlenowego w wodach przydennych. Powoduje to, iż akwen ten charakteryzuje się złym stanem makrozoobentosu morskiego zarówno w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Morskiej, jak również Ramowej Dyrektywy w Sprawie Strategii Morskiej (rys. II.32).



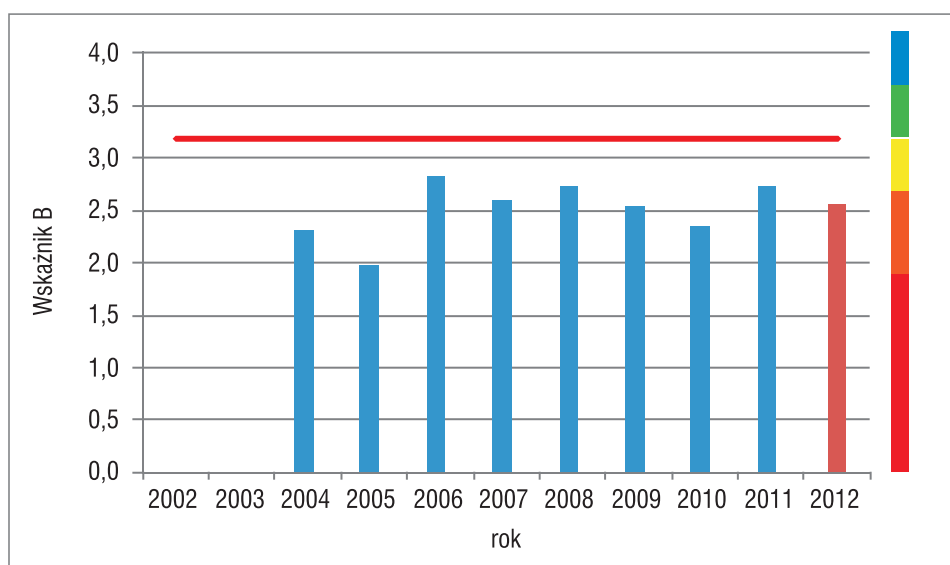
Rys. II.31. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2012 r. na tle dziesięciolecia 2002–2011 na stacji P140 w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego



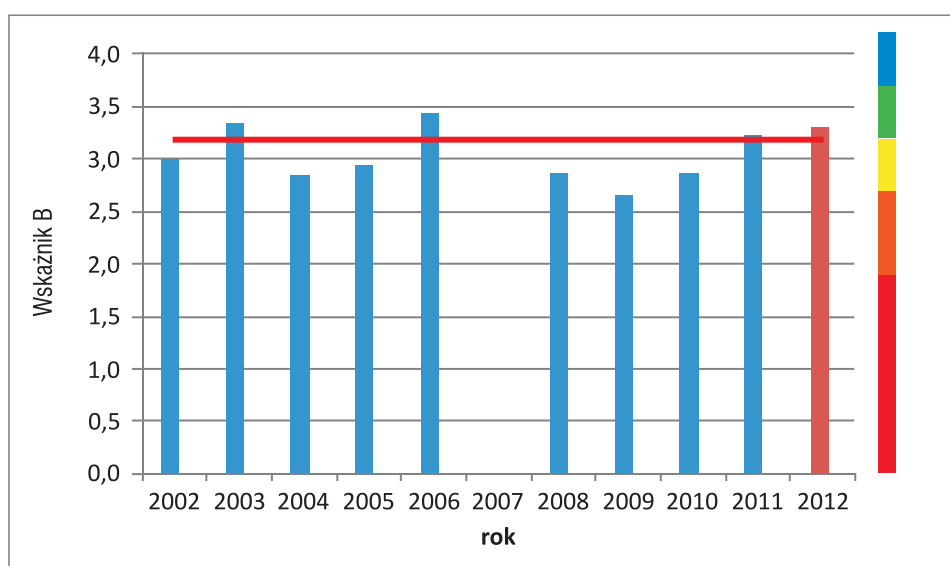
Rys. II.32. Wartość wskaźnika a stanu makrozoobentosu (B) w 2012 r. na tle dziesięciolecia 2002–2011 na stacji P1 w rejonie Głębi Gdańskiej; brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku

Podakwen wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (35), w zakresie makrozoobentosu, reprezentowny jest jedynie przez stację P104, na której fauna dennej w 2012 r., jak również na przestrzeni dziesięciolecia 2002–2011, charakteryzowała się stanem poniżej dobrego (subGES) (rys. II.33). Stacja ta jest specyficzna, ponieważ pomimo lokalizacji w wodach przybrzeżnych, jej głębokość wynosi 56 m, co może znacząco wpływać na wartości wskaźnika B w tym podakwieniu.

Zoobentos na stacjach w podakwieniu otwartych wód Basenu Bornholmskiego (36) charakteryzował się stanem umiarkowanym (st. K6 i P16, rys. II.35) oraz dobrym (st. B13 i M3, rys. II.34) w oparciu o wartości wskaźnika B. Zbiorowiska fauny dennej na stacjach B13 (rys. II.34) i P16 (rys. II.35) w dziesięcioleciu odniesienia charakteryzowały się fluktuacjami stanu ekologicznego powyżej i poniżej granicy GES, jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika B. Stan makrozoobentosu na stacji M3, nie może być przeanalizowany na tle dziesięciolecia ze względu na ograniczony charakter serii danych, jednakże w 6 spośród ostatnich 10 lat jedynie w pojedynczym przypadku zanotowano tam stan ekologiczny poniżej dobrego. Jedyną odstającą stacją spośród stacji monitoringowych jest stacja z rejonu Głębi Bornholmskiej (P5), na której zoobentos charakteryzował się złym stanem ekologicznym



Rys. II.33. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2012 r. na tle dziesięciolecia 2002–2011 na stacji P104 w rejonie Zatoki Gdańskiej



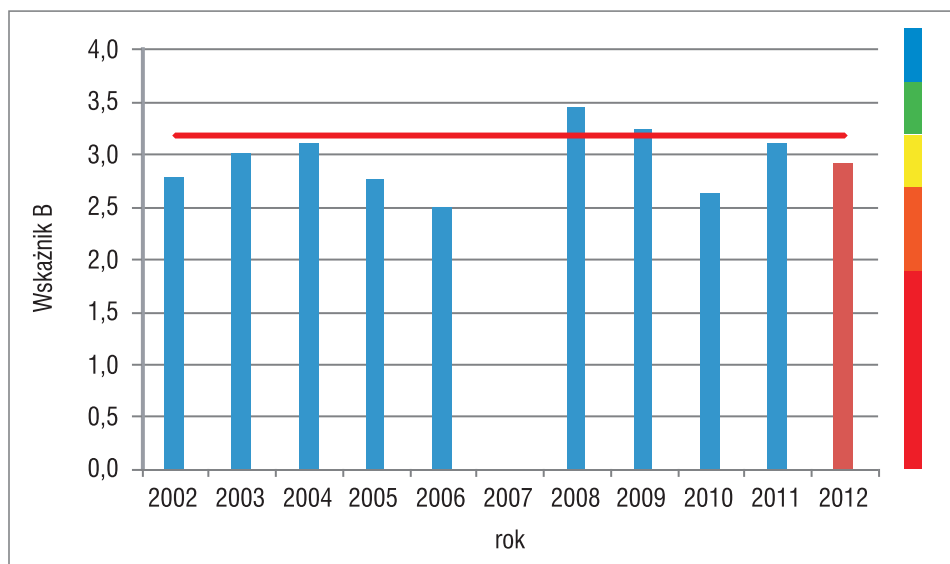
Rys. II.34. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2012 r. na tle dziesięciolecia 2002–2011 na stacji B13 w rejonie Zatoki Pomorskiej

w okresie dziesięciolecia 2002–2011 (rys. II.36). Spowodowane jest to faktem, iż stacja ta znajduje się w rejonie Głębi Bornholmskiej, gdzie warunki deficytu tlenowego lub obecności siarkowodoru, wynikające głównie z przyczyn hydrodynamicznych, uniemożliwiają rozwój organizmów bentosowych w tym rejonie.

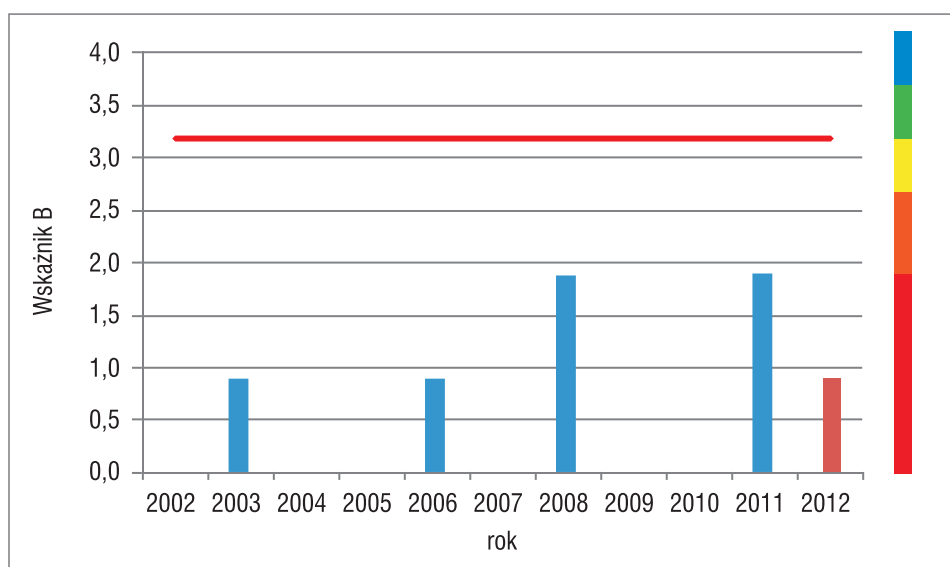
Ogólny stan makrozoobentosu w podakwenie 36 – otwarte wody Basenu Bornholmskiego – został sklasyfikowany jako umiarkowany wg zasad RDW, średnia klasyfikacja z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 3,5 oraz za nieodpowiedni (subGES) wg zasad RDSM.

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 również duże znaczenie dla oceny stanu makrofauny bezkręgowców dennych w analizowanych podakwenach. Z analizy danych jednoznacznie nasuwa się konkluzja, iż w rejonach, w których znajduje się więcej stacji płytkowodnych, gdzie stan ekologiczny fauny dennej jest lepszy, niż w przypadku obszarów reprezentowanych jedynie przez stacje głębokowodne, ogólna klasyfikacja może być zawyżona.



Rys. II.35. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2012 r. na tle dziesięciolecia 2002–2011 na stacji P16 w rejonie Ustki



Rys. II.36. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2012 r. na tle dziesięciolecia 2002–2011 na stacji P5 w rejonie Głębi Bornholmskiej; brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku

4. Wskaźniki deskryptorów presji

4.1. Eutrofizacja

Zasady oceny stopnia eutrofizacji wytyczone w Ramowej Dyrektywie ws. Strategii Morskiej (RDSM) i Decyzji Komisji (2010/477/UE), określiły, że cecha W5 – eutrofizacja powinna być scharakteryzowana przez trzy kryteria i związane z nimi wskaźniki podstawowe:



- i) *czynniki sprawcze*, do których zaliczane są wskaźniki podstawowe związane z poziomem substancji biogennych w środowisku morskim,
- ii) *bezpośrednie skutki nadmiaru substancji biogennych* ze wskaźnikami podstawowymi opisującymi 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 – stężenia fosforanów, mineralnych połączeń azotu, formy całkowite 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. Wyjątek stanowią tu wskaźniki dotyczące fitoplanktonu, bo co prawda dane dotyczące składu gatunkowego, biomasy i liczebności tej formacji biologicznej są gromadzone, jednak nie opracowano jeszcze odpowiedniego indeksu łączącego biomasę ze składem gatunkowym lub z powodu niedostatecznej, ze względów statystycznych, serii danych nie wyznaczono stosownych wartości referencyjnych i wartości granicznych klasyfikacji. Z tego względu kryterium – bezpośrednie skutki nadmiaru substancji biogennych – w 2012 r. zostało scharakteryzowane na podstawie stężeń chlorofilu-a i przezroczystości wody morskiej, wyrażonej głębokością widzialności krążka Secchi.

Wspomniane wyżej wartości referencyjne i wartości graniczne klas odnoszą się do klasyfikacji wskaźników podstawowych, którą przeprowadzono 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 (tab. II.2).

Ocenę stanu cechy W5 – 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, który jest realizowany przez regionalne WIOŚ i nie zostały jeszcze opracowane mechanizmy przekazywania danych niezbędnych do wykonania oceny. W ocenie eutrofizacji nie uwzględniono indeksu stanu makrozoobentosu (B), zgodnie z zaleceniami grup roboczych UE i HELCOM. Nie wykorzystano również wskaźnika stanu makrofitów (SM₁), ponieważ opracowany na potrzeby „Wstępnej Oceny Stanu RDSM” budzi pewne wątpliwości (zob. rozdz. „Wskaźniki stanu – fitobentos”).

Poziom substancji biogennych

W 2012 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. II.1).

Kontrolę zimowej puli substancji biogennych przeprowadzono w rejsie r/v „Baltica” w ostatniej dekadzie stycznia 2012 r. (tab. II.7).

W większości akwenów w styczniu 2012 r. zmierzono znacznie niższe stężenia nieorganicznych fosforanów niż w poprzedzającym dziesięcioleciu; jedynie w obszarze Głębi Bornholmskiej (st. P5) zanotowano wzrost zawartości tych związków w zimie. Jedną z przyczyn niskiego poziomu fosforanów jest fakt zmiany terminów rejsu monitoringowego w okresie zimy, który w 2012 r. został przesunięty na styczeń, kiedy akumulacja zregenerowanych z materii

organicznej substancji biogennej nie zawsze dobiegła końca, a w okresie poprzedzającym rejsy zimowe odbywały się zazwyczaj w początkach lub w połowie lutego. Natomiast wzrost zawartości fosforanów w obszarze Głębi Bornholmskiej należy tłumaczyć wyrównywaniem stężeń, przez pionowe mieszanie, między górną warstwą morza i warstwą stagnującą, przydenną, gdzie występowały znaczne ilości fosforanów wyniku uwalniania z osadów w warunkach azoicznych. Mimo, że w 2012 r. w Głębi Bornholmskiej nie stwierdzono warunków beztlenowych, jednak praktycznie przez cały rok panowały przy dnie warunki silnego deficytu tlenowego.

Tabela II.7. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] nieorganicznych form fosforu i azotu w warstwie powierzchniowej (0–10 m) podczas zimowej akumulacji w styczniu 2012 r., średnie roczne* stężenia w zalewach przymorskich oraz średnie stężenia fosforu i azotu ogólnego w miesiącach letnich 2012 r. (w nawiasach podano średnie z dziesięciolecia 2002–2011)

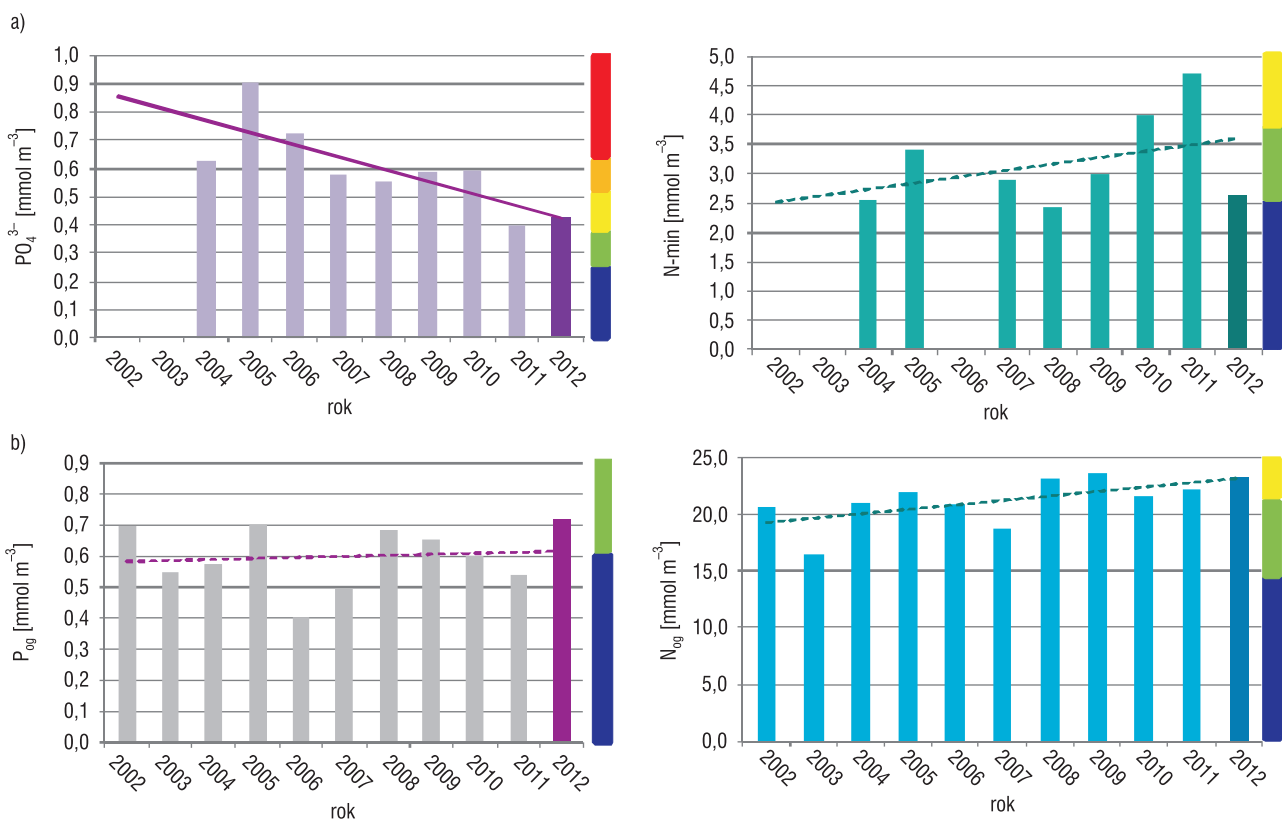
Akwen	Stacja	PO_4^{3-}	P_{og}	N-in	N_{og}
35A Zalew Wiśłany	KW	0,52* (0,73*)	3,40* (4,50*)	6,42* (7,99*)	62,56* (85,92*)
35 przybrzeżna Zatoka Gdańska	ZP6	0,03* (0,21*)	1,21* (0,95*)	0,66* (3,00*)	28,77* (30,79*)
	P104	0,43 (0,52)	0,94 (0,81)	2,98 (5,66)	24,43 (24,51)
33 otwarta Zatoka Gdańska	P110, P116	0,47 (0,51)	0,90 (0,77)	2,32 (5,00)	23,28 (24,19)
27 otwarte wody wsch. Bałtyku Właściwego	P1	0,34 (0,53)	0,68 (0,68)	2,35 (5,00)	21,03 (22,77)
	P140	0,46 (0,53)	0,72 (0,59)	2,49 (3,40)	23,31 (21,08)
	Ł7, ZN4, R4	0,28 (0,49)	0,68 (0,97)	3,43 (5,49)	23,81 (22,29)
36 otwarte wody Basenu Bornholmskiego	P16, K6	0,33 (0,49)	0,83 (0,81)	10,69! (5,90)	21,76 (22,70)
	B13, B15	0,35 (0,42)	0,93 (1,09)	6,33 (14,98)	25,58 (27,19)
	P5	0,71 (0,64)	0,86 (0,67)	2,77 (3,09)	20,26 (22,68)

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

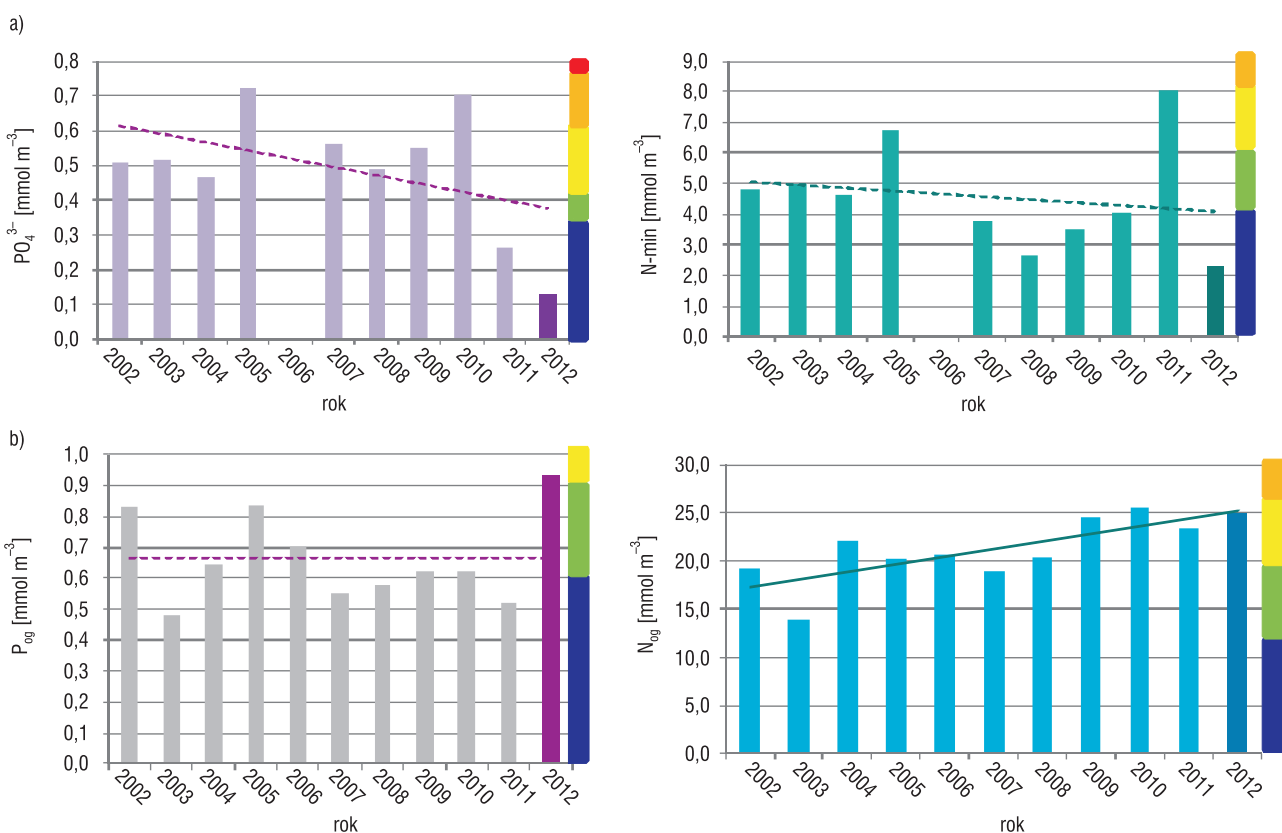
Efekt mieszania pionowego i wpływu stagnujących wód przydennych na zawartość substancji biogennej w górnej warstwie morza potwierdzają też zdecydowanie niższe niż w dziesięcioleciu 2002–2011 stężenia azotanów zanotowane w zimie 2012 r. Obniżenie stężeń zimowych azotanów w porównaniu do poprzedzającego dziesięciolecia stwierdzono we wszystkich ocenianych akwenach.

Generalnie, spadkową tendencję zimowej puli fosforanów w dziesięcioleciu 2002–2011 wykazują wody strefy otwartego morza, co zilustrowano na przykładzie pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (rys. II.37) i płytkowodnej strefy środkowego wybrzeża – stacja Ł7 (rys. II.38), natomiast w zatokach – przykład: centralna część Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) – i w obrębie Głębi Gdańskiej utrzymuje się tendencja wzrostu zimowych stężeń fosforanów. Także w tym obszarze jest to prawdopodobnie wynik wzbogacania górnej warstwy morza w fosforany uwolnione z osadów dennych wskutek braku/deficytu tlenu w wodach przydennych. Natomiast w przypadku zimowych stężeń fosforanów w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim stwierdzono nawet istotny statystycznie trend ujemny; $R = -0,072$ ($p < 0,045$).

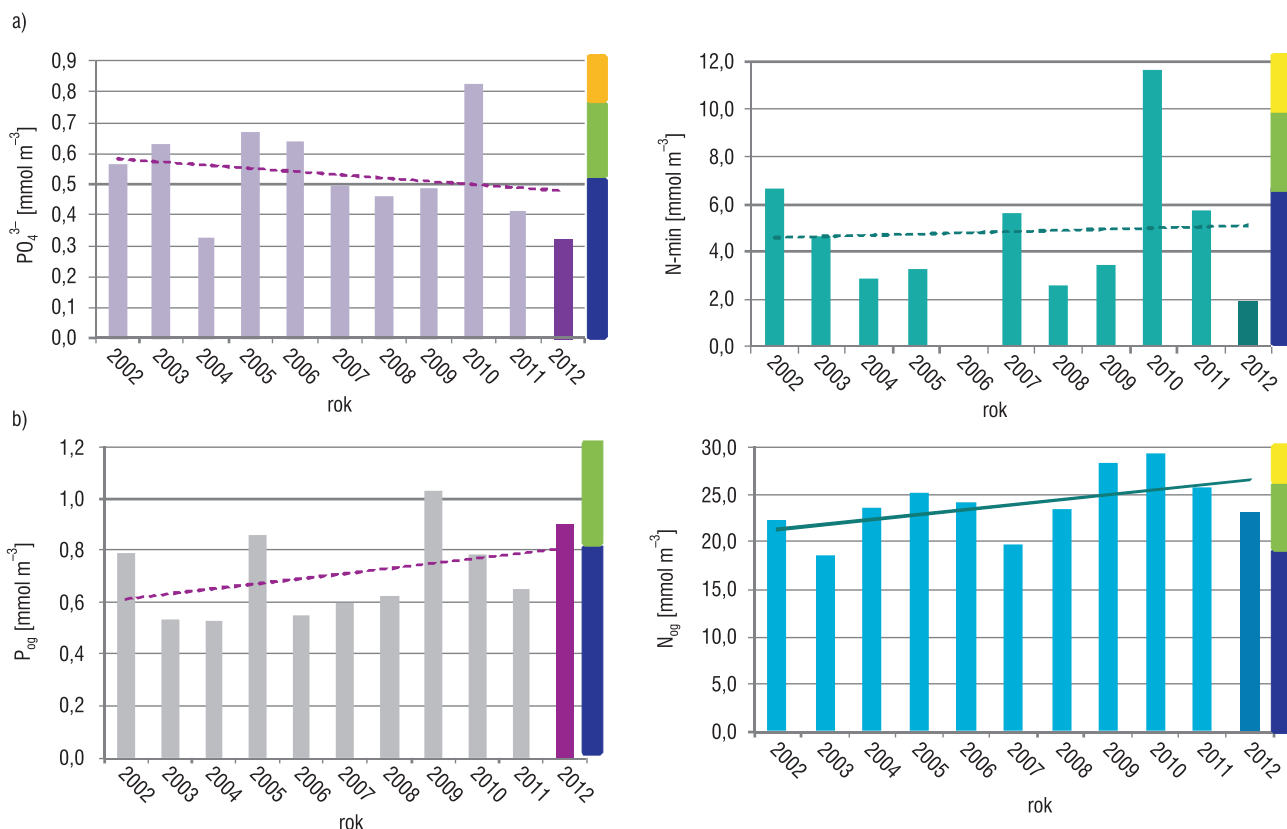
Analogiczną spadkową tendencję zawartości nieorganicznych połączeń azotu w zimie, reprezentowanych na rysunkach (rys. II.37–II.39) przez główny składnik odżywczy – azotany, obserwuje się we wszystkich rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Potwierdzają ten fakt wartości azotanów zmierzone w styczniu 2012 r. (tab. II.7), chociaż również w tym przypadku należy brać pod uwagę efekt niepełnej regeneracji. Oznaczona znakiem (!) wartość w tab. II.7 wskazuje na niepewną, zdecydowanie odstającą wartość stężenia, spowodowana prawdopodobnie przez lokalne zanieczyszczenie, np. z przepływającego statku.



Rys. II.37. Zmiany stężeń zimowych mineralnych połączeń fosforu i azotu (a) oraz form ogólnych w miesiącach letnich (b) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2002–2012; linie ilustrują tendencje (linia przerywana) lub trendy (linia ciągła), słupki boczne – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



Rys. II.38. Zmiany stężeń zimowych mineralnych połączeń fosforu i azotu oraz form ogólnych w miesiącach letnich w wodach płytkowodnej strefy środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2002–2012; linie ilustrują tendencje lub trendy, słupki boczne – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



Rys. II.39. Zmiany stężeń zimowych mineralnych form fosforu i azotu oraz form ogólnych w miesiącach letnich w wodach centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) w latach 2002–2012; linie ilustrują tendencje lub trendy, słupki boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

Obniżenie zimowych stężeń substancji odżywczych nie miało przełożenia na wielkość produkcji w 2012 r., ponieważ wartości wskaźników aproksymujących – azotu ogólnego i fosforu ogólnego w miesiącach letnich – nie zmieniły się w sposób istotny w porównaniu z dziesięcioleciem 2002-2011 (tab. II.7, rys. II.37 – II.39), a w przypadku obszaru przyległego do Parku Sławińskiego (st. Ł7) i na trawersie Kołobrzegu (st. K6) stwierdzono nawet istotne statystycznie dodatnie trendy w zawartości azotu ogólnego w miesiącach letnich, odpowiednio $R(\text{Ł7}) = 0,73$ ($p < 0,0183$) i $R(\text{K6}) = 0,75$ ($p < 0,014$).

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

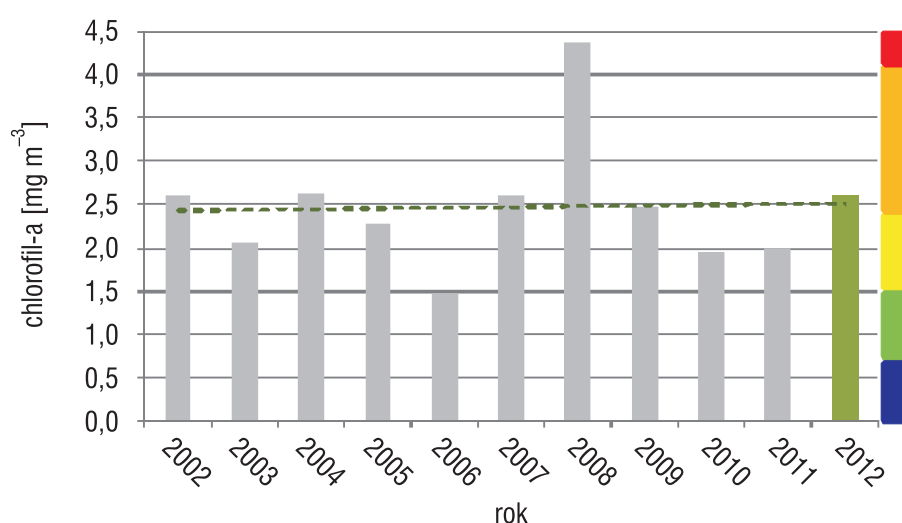
Zawartość chlorofilu-a mierzono w 2012 r. zgodnie z metodyką HELCOM COMBINE, 5 razy w roku w ciepłej porze roku, tzn. od marca do listopada. Wskaźnikiem stosowanym w klasyfikacji stanu jest średnie stężenie chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX), jednak do oceny wykorzystano także wartości średnich rocznych (tab. II.8), które uwzględniają istotny zakwit wiosenny.

W przezroczystości wody morskiej obserwowano w 2012 r. typowe zmiany sezonowe i fluktuacje, które korespondowały z wielkością produkcji pierwotnej wyrażonej zawartością chlorofilu-a i nie stwierdzono istotnej poprawy ani pogorszenia tego wskaźnika. We wszystkich ocenianych akwenach, w dziesięcioleciu 2002-2011, przezroczystość wody morskiej nadal wykazuje tendencję malejącą, odpowiednio do wzrostowej tendencji zawartości chlorofilu-a.

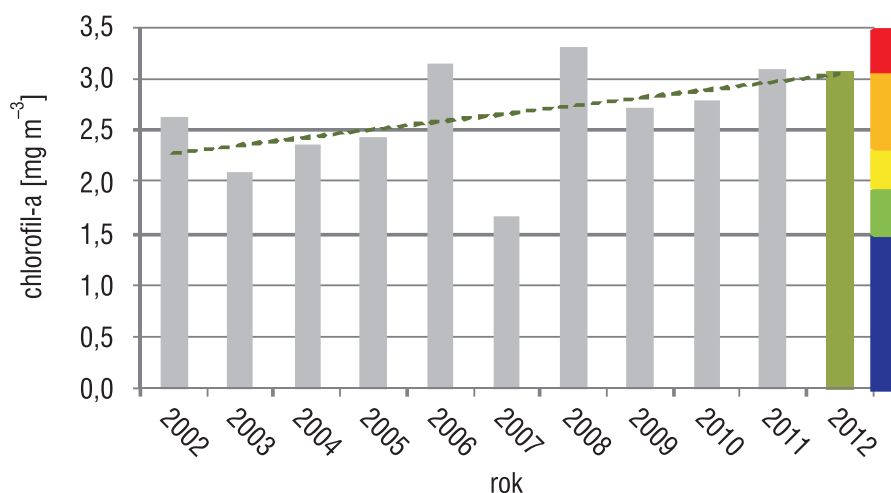
Tabela II.8. Średnie stężenia [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w 2012 r.; w nawiasach podano średnie z okresu 2002–2011

Akwen	Stacja	Chl-a (VI-IX)	Chl-a (śr. r.)
35A Zalew Wiślany	KW	53,09 (63,23)	52,53 (52,12)
35 przybrzeżna Zatoka Gdańska	ZP6	7,83 (6,57)	5,51 (5,36)
	P104	3,14 (3,37)	5,51 (3,59)
33 otwarta Zatoka Gdańska	P110, P116	2,96 (3,96)	4,33 (3,53)
27 otwarte wody wsch. Bałtyku Właściwego	P1	2,43 (3,04)	3,32 (3,06)
	P140	2,60 (2,48)	2,18 (2,40)
	Ł7, ZN4, R4	3,32 (2,71)	6,16 (3,09)
36 otwarte wody Basenu Bornholmskiego	P16, K6	2,91 (3,19)	4,55 (3,59)
	B13, B15	4,28 (5,13)	5,57 (4,24)
	P5	2,09 (2,17)	2,37 (2,55)

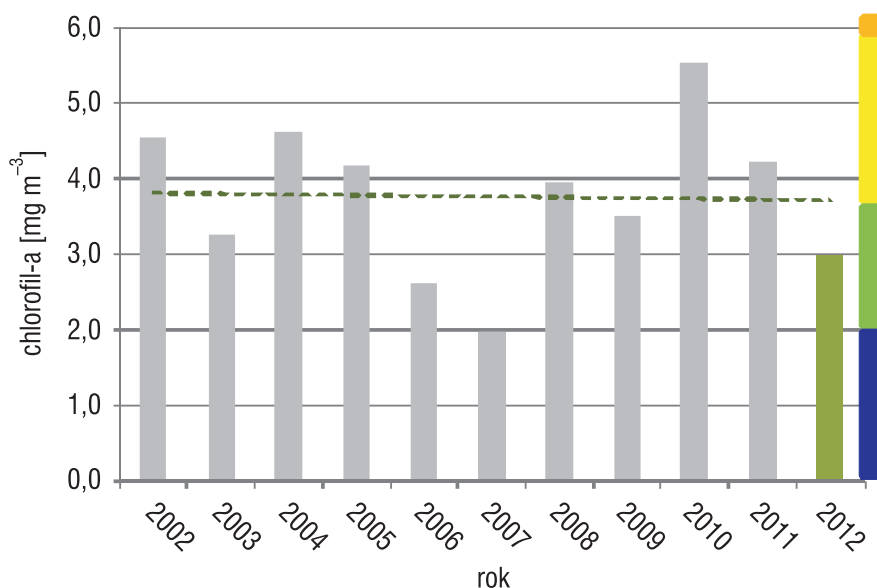
Przedstawione w tab. II.8 wyniki wskazują na pewne fluktuacje zawartości chlorofilu-a, które należy przypisać głównie zmienności warunków meteorologicznych w poszczególnych latach, a w szczególności powtarzających się po 2008 r. chłodnych początków okresu letniego, tj. w czerwcu i lipcu. Ważną obserwacją jest fakt, że w dziesięcioleciu 2002–2011 większość istotnych statystycznie, dodatnich trendów w zawartości chlorofilu-a w wodach morskich w okresie letnim, które stwierdzono w latach 1999–2006, zaniknęła i w badanym dziesięcioleciu notuje się tylko tendencje wzrostowe; przykłady tych tendencji zilustrowano na rys. II.40–II.42.



Rys. II.40. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2002–2012; linia przerywana ilustruje tendencję, słupki boczny – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW



Rys. II.41. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach płytkowodnej strefy środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2002–2012; linia przerywana ilustruje tendencję, słupki boczne – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

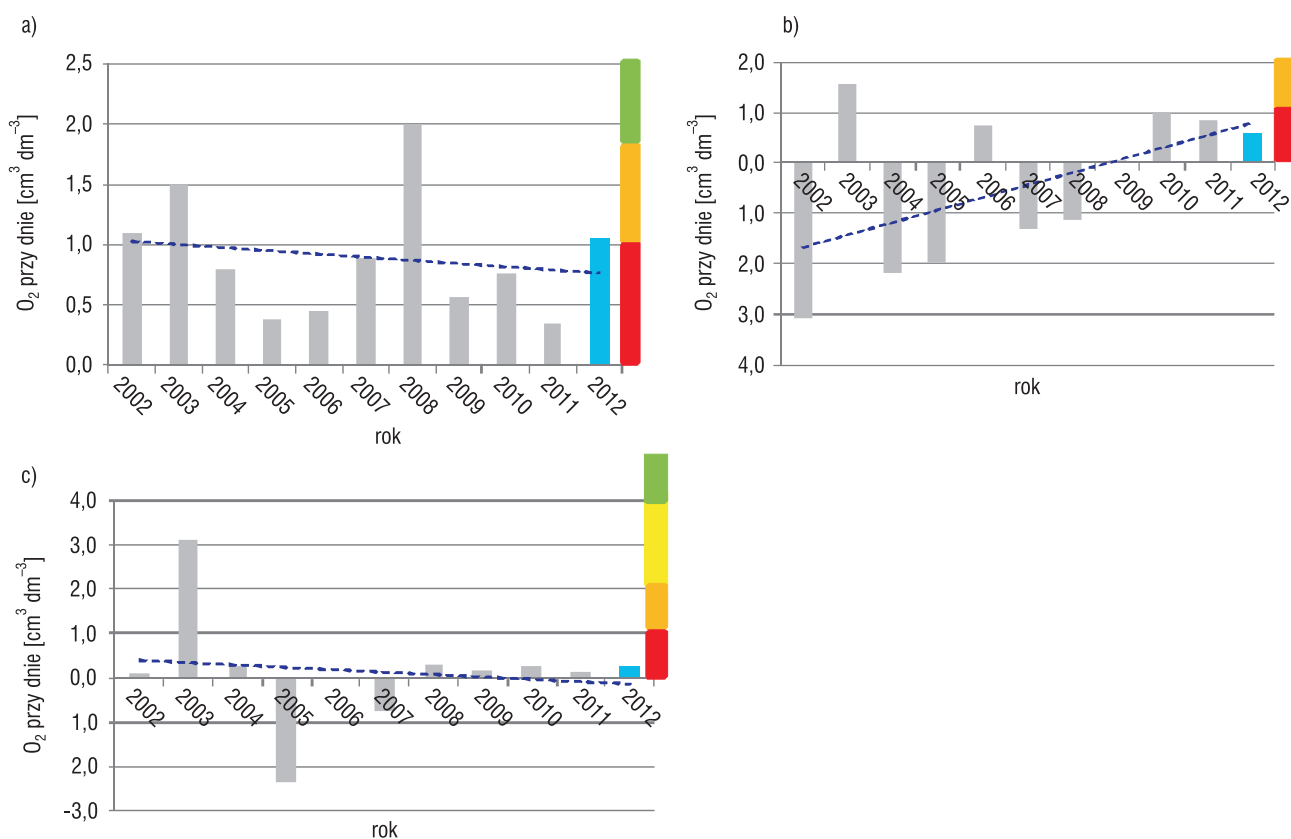


Rys. II.42. Zmiany stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110 i P116) w latach 2002–2012; linia ilustruje tendencję, słupki boczne – klasy jakości wg kodu kolorystycznego RDW

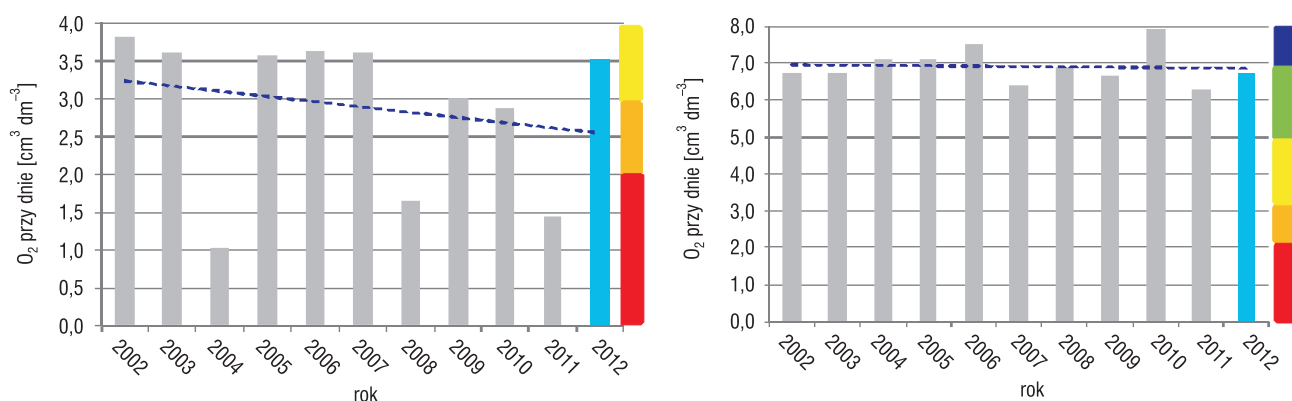
Pośrednie skutki nadmiaru substancji odżywczych: natlenienie wód przydennych

Według doniesień służb monitoringowych Niemiec (Cruise Reports IO-Warnemünde) i Szwecji (Cruise Reports SMHI) rok 2012 był ubogi w zjawiska wlewowe. Znaczny wlew zanotowano na przełomie listopada i grudnia 2011 r. i ten wlew miał decydujący wpływ na sytuację tlenową basenów głębokowodnych w polskiej strefie południowego Bałtyku, tj. w Głębi Bornholmskiej, Głębi Gdańskiej i pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim. Efekty wlewu najsilniej uwidoczniły się w Głębi Bornholmskiej, gdzie w styczniu natlenienie warstwy przydennej było $> 5,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$, ale ta sytuacja szybko uległa pogorszeniu i we wrześniu 2012 r. zmierzono minimalne natlenienie $0,24 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$. Siarkowodór pojawił się jedynie w Głębi Gdańskiej w styczniu ($22,75 \text{ mmol m}^{-3}$) i we wrześniu ($7,87 \text{ mmol m}^{-3}$), a w pozostałych miesiącach badań monitoringowych stężenie tlenu nie przekraczało granicy $2,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$. Najkorzystniejsza sytuacja tlenowa występowała przy dnie pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego. Najniższe zanotowane w 2012 r. stężenie tlenu wyniosło $1,64 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$. Niemniej sytuacja tlenowa w warstwie przydennej całej strefy głębokowodnej była zdecydowanie zła (rys. II.43).

W obszarach płytkowodnych zanotowano w 2012 r. kilka sytuacji sezonowej hipoksji, czyli deficytu tlenowego w miesiącach letnich (rys. II.44).



Rys. II.43. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w basenach głębokowodnych południowego Bałtyku w 2012 r. i w latach 2002–2011; a) pld.-wsch. Basen Gotlandzki, b) Głębia Gdańska, c) Głębia Bornholmska; linia przerywana – tendencja



Rys. II.44. Zmiany natlenienia (minimum w miesiącach letnich) warstwy przydennej w strefie płytkowodnej południowego Bałtyku w 2012 r. i w latach 2002–2011; a) centralna Zatoka Gdańska, b) strefa płytkowodna środkowego wybrzeża

Ocena eutrofizacji w wydzielonych akwenach

Zgodnie z przyjętymi we „Wstępnej Ocenie RDSM” zasadami dokonano oceny eutrofizacji względem wskaźników podstawowych na poszczególnych stacjach badawczych reprezentujących wydzielone akweny. Wartości wskaźników z 2012 r. odniesiono do odpowiednich wartości referencyjnych, jak to zilustrowano na przykładzie akwenu 33 – otwartych wód Zatoki Gdańskiej (tab. II.9).

Tabela II.9. Klasyfikacja podstawowych wskaźników eutrofizacji w wodach otwartej Zatoki Gdańskiej

Akwen 33: wody otwartej Zatoki Gdańskiej (st. P110, P116)

Czynniki sprawcze	Ref	2012	EQR
DIP zimowe (średnia I-III) [mmol/m ³]	0,50	0,47	1,000
DIP (średnia roczna) [mmol/m ³]	0,14	0,13	1,000
TP (średnia VI-IX) [mmol/m ³]	0,60	0,90	0,667
TP (średnia roczna) [mmol/m ³]	0,54	0,91	0,593
DIN zimowe (średnia I-III) [mmol N-(NO ₃ +NO ₂ +NH ₄)/m ³]	6,50	2,33	1,000
DIN (średnia roczna) [mmol N-(NO ₃ +NO ₂ +NH ₄)/m ³]	1,38	1,44	0,958
TN (średnia VI-IX) [mmol/m ³]	17,86	23,28	0,767
TN (średnia roczna) [mmol/m ³]	11,97	22,07	0,542
Skutki bezpośrednie	Ref	2012	EQR
Całkowita biomasa fitoplanktonu (śr. VI-IX) [mm ³ /m ³]	583,91		
Wskaźnik taksonomiczny fitoplanktonu	-		
Chlorofil-a średnia VI-IX (mg/m ³)	1,94	2,96	0,655
Chlorofil-a średnia roczna (mg/m ³)	1,93	4,33	0,446
Przezroczystość wody (średnia VI-IX) [m]	6,00	6,08	1,000
Przezroczystość wody (średnia roczna) [m]	12,00	5,94	0,495
Skutki pośrednie	Ref	2012	EQR
Tlen rozpuszczony przy dnie (min VI-IX) [cm ³ /dm ³]	6,00	1,10	0,353

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 akwencie znajdowało się kilka stacji pomiarowych o jednakowych wartościach referencyjnych wskaźników, np. w akwencie 27: stacje Ł7, ZN4 i R4, przyjmowano wartość średnią wskaźnika w 2012 r. W sytuacji, gdy wartości referencyjne dla stacji były różne, np. w akwencie 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. II.10 –II.14).

Tabela II.10. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w 2012 r. w akwencie 27 – wody otwarte wschodniej części Bałtyku właściwego: strefa płytkowodna (st. Ł7, ZN4, R4, Z), Głębia Gdańska (st. P1), pld.-wsch. Basen Gotlandzki (st. P140)

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

Tabela II.11. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w 2012 r. w akwenie 33 – wody otwartej Zatoki Gdańskiej (st. P110, P116)

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

Tabela II.12. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w 2012 r. w akwenie 35 – wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (Zewnętrzna Zatoka Pucka – st.P104, Zalew Pucki – st. ZP6)

Wskaźnik	ZP6	P104	Ocena
DIP (I-III)	n.d.	5	-
DIP (śr-r)	4	5	4,5
TP (VI-IX)	1	2	1,5
TP (śr-r)	2	1	1,5
DIN (I-III)	n.d.	5	-
DIN (śr-r)	3	5	4
TN (VI-IX)	2	4	3
TN (śr-r)	1	2	1,5
Chl-a (VI-IX)	2	4	3
Chl-a (śr-r)	1	1	1
Secchi (VI-IX)	3	4	3,5
Secchi (śr-r)	4	3	3,5
O ₂ dno (minVI-IX)	4	5	4,5
		średnia	2,9

Tabela II.13. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w 2012 r. w akwenu 35A – Zalew Wiślany

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)	4
TN (śr-r)	4
Chl-a (VI-IX)	2
Chl-a (śr-r)	1
Secchi (VI-IX)	3
Secchi (śr-r)	2
O ₂ dno (minVI-IX)	5
średnia	3,5

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

Tabela II.14. Wyniki klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w 2012 r. w akwenu 36 – wody otwarte Basenu Bornholmskiego (strefa płytkowodna – st. P16, K6, otwarta Zatoka Pomorska – st. B13, B15, Głębia Bornholmska - st. P5)

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

W żadnym z ocenianych akwenów w polskiej strefie Bałtyku stan eutrofizacji nie uzyskał oceny $\geq 4,0$ określającej stan dobry (GES).

4.2 Substancje niebezpieczne

Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w zakresie substancji niebezpiecznych w 2012 r. dokonano w oparciu o kryteria zastosowane we wstępnej ocenie opracowanej na potrzeby wdrożenia Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM). Ocenę stanu w zakresie substancji zanieczyszczających przeprowadzono w ramach dwóch cech/deskryptorów (ang. - *descriptors*): W8 – stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz W9 – 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. Jako wskaźniki podstawowe, wykorzystano substancje niebezpieczne, reprezentujące trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy, których stężenia w wybranych elementach środowiska południowego Bałtyku kontrolowane są w sposób systematyczny w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska.



W celu dokonania oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej w zakresie substancji zanieczyszczających ustalono, podobnie jak w przypadku innych deskryptorów, przyjęcie pięciostopniowej skali oceny, którą następnie transponowano do oceny dwustopniowej GES/subGES 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-cio stopniowej) i umiarkowanym (ocena < 4 w skali 5-cio stopniowej).

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

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

C_{ENV} – aktualne stężenie substancji zanieczyszczającej 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. II.1) zgodnie z klasyfikacją zamieszczoną w tab. II.15 i przeprowadzono ocenę stanu środowiska w każdym akwenu na podstawie zastosowanych kryteriów w zakresie każdej z grup substancji zanieczyszczających. W przypadku większej ilości wskaźników podstawowych – metali ciężkich i substancji organicznych – zastosowano metodę agregacji poprzez uśrednianie 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.

Tabela II.15. 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
$0,5 \leq CF < 1,0$	dobry	4	
$1,0 \leq CF < 5,0$	umiarkowany	3	SubGES
$5,0 \leq CF < 10,0$	słaby	2	
$10,0 \leq CF$	zły	1	

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. II.15).

Ponieważ cecha W9 odnosi się do tych samych substancji niebezpiecznych, jakie są rozpatrywane w zakresie de-skryptora W8, ale występujących w organizmach morskich o znaczeniu komercyjnym i przeznaczonych do konsumpcji przez ludzi, dlatego w ocenie wykorzystano te same dane środowiskowe stosując jednocześnie inne kryteria oceny.

4.2.1. Metale ciężkie

Oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w 2012 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi dokonano w oparciu o wartości graniczne stężeń metali w organizmach, determinujące określony stan środowiska morskiego (tab. II.16). Ocenę wykonano dla czterech z ośmiu akwenów polskiej części Bałtyku (rys. II.1), zgodnie z podziałem zaproponowanym w ramach prac grupy ekspertów CORESET. Ocenę otwartych wód Basenu Bornholmskiego (akwen 36) wykonano w oparciu o wyniki badań śledzi z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej, natomiast wód otwartych wschodniego 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. Stanu pozostałych akwenów nie oceniano z powodu braku danych dla tych obszarów.

Tabela II.16. Wartości graniczne klasyfikacji w zakresie stężeń wybranych metali ciężkich w tkankach organizmów morskich w odniesieniu do cech RDSM

Klasyfikacja	Cecha	Cd [mg kg ⁻¹]	Pb [mg kg ⁻¹]	Hg [mg kg ⁻¹]	Stan wg RDSM
Bardzo dobry	W8	X < 0,08	X < 0,15	X < 0,01	GES
	W9	X < 0,05	X < 0,15	X < 0,25	
Dobry	W8	0,08 ≥ X < 0,16	0,15 ≥ X < 0,30	0,01 ≥ X < 0,02	
	W9	0,05 ≥ X < 0,10	0,15 ≥ X < 0,30	0,25 ≥ X < 0,50	
Umiarkowany	W8	0,16 ≥ X < 0,80	0,30 ≥ X < 1,50	0,02 ≥ X < 0,10	subGES
	W9	0,10 ≥ X < 0,50	0,30 ≥ X < 1,50	0,50 ≥ X < 2,50	
Słaby	W8	0,80 ≥ X < 1,60	1,50 ≥ X < 3,00	0,10 ≥ X < 0,20	
	W9	0,50 ≥ X < 1,00	1,50 ≥ X < 3,00	2,50 ≥ X < 5,00	
Zły	W8	X ≥ 1,60	X ≥ 3,00	X ≥ 0,20	
	W9	X ≥ 1,00	X ≥ 3,00	X ≥ 5,00	

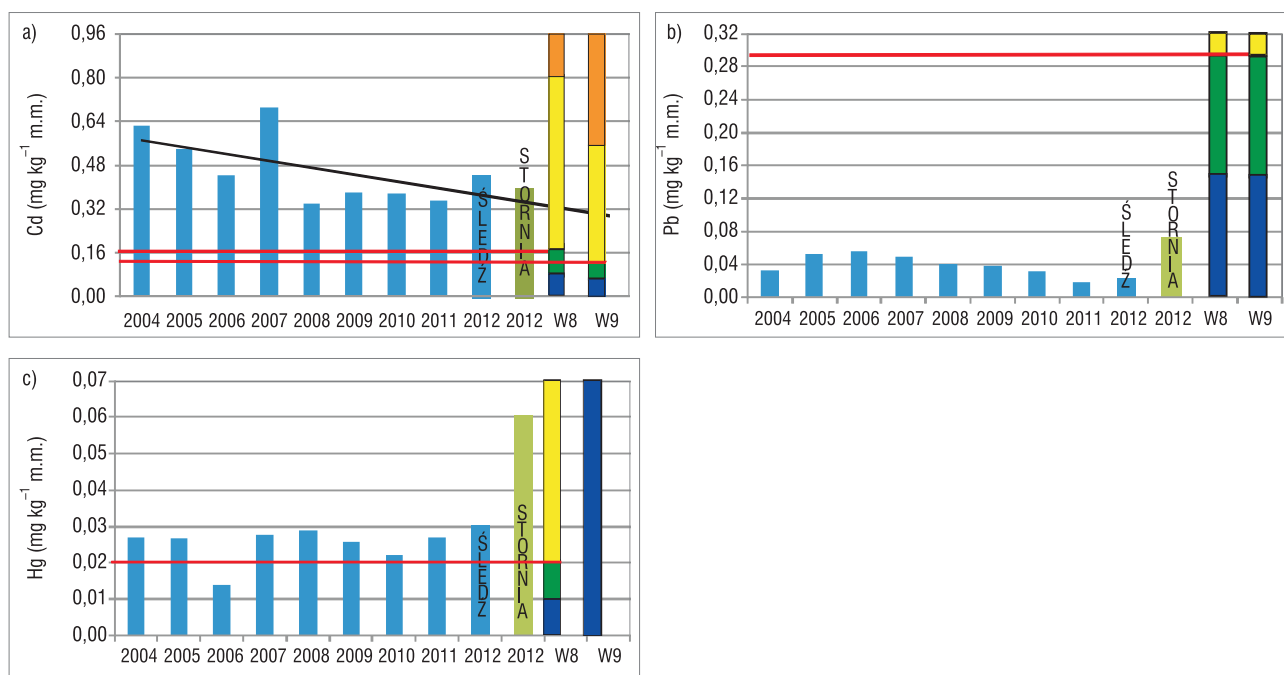
Wyniki analiz zawartości kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*) i małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych w ramach monitoringu w 2012 r. na tle średniej z wielolecia 2002–2011 przedstawiono w tab. II.17. Rtęć oznaczano w tkankach mięśniowych ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach. Podane wartości dotyczą zawartości w mokrej masie próbek.

Tabela II.17. Zawartość kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2012 r.; w nawiasach średnia z okresu 2002–2011

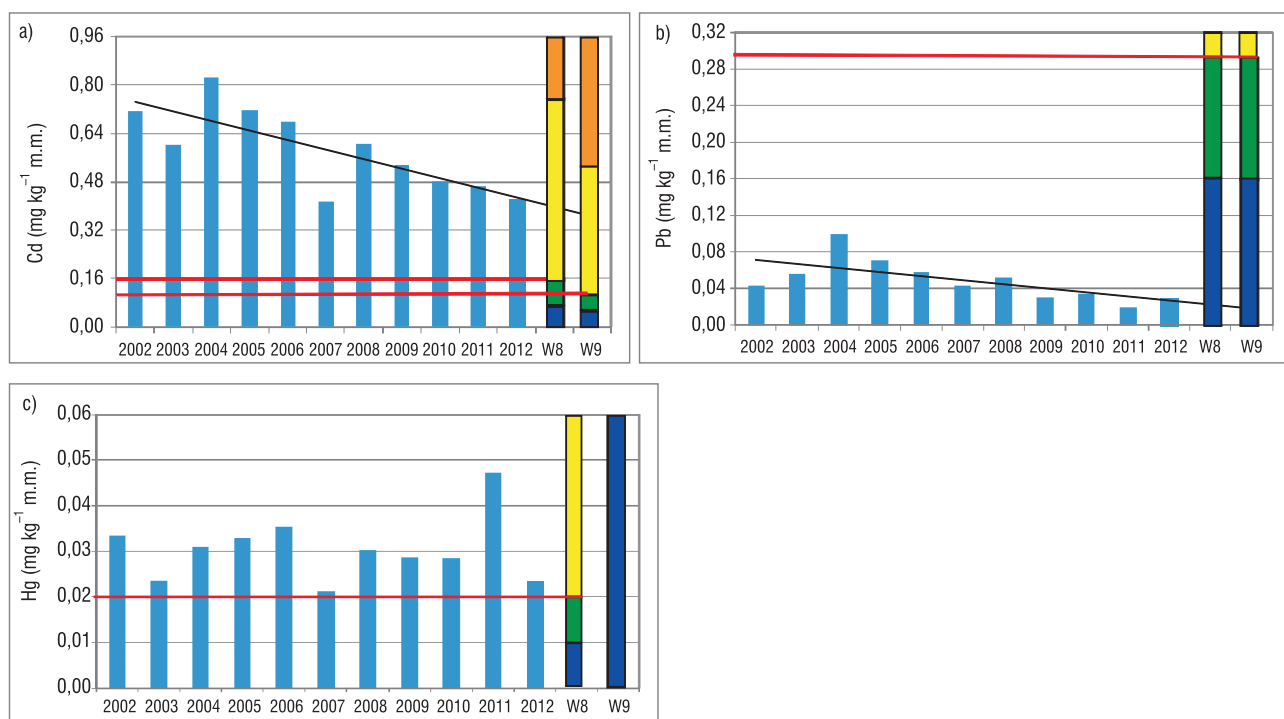
Akwen	gatunek	Cd [mg kg ⁻¹]	Pb [mg kg ⁻¹]	Hg [mg kg ⁻¹]
36	śledź	0,443 (0,468*)	0,024 (0,040)	0,030 (0,025)
	stornia	0,395	0,073	0,061
27	śledź	0,424 (0,603)	0,030 (0,051)	0,023 (0,031)
38	małże	0,130	0,076	0,008
35	małże	0,253 (0,235)	0,198 (0,151)	0,013 (0,011)
	stornia	0,325	0,061	0,042

*średnia z lat 2004–2011

Na wykresach (rys. II.45–II.47) przedstawiono zawartości kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*) i małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych w ramach monitoringu w latach 2002–2012. Rtęć oznaczano w tkankach mięśniowych ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach. Granice stanu dobrego i nieodpowiedniego (GES/subGES) oddzielają czerwone poziome linie.



Rys. II.45. Podakwen 36. Wody otwarte Basenu Bornholmskiego. Zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia w latach 2004–2012 i w tkankach storni w 2012 r.



Rys. II.46. Podakwen 27. Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego. Zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia w latach 2002–2012

W latach 2004–2011 obserwowano istotny statystycznie spadek zawartości kadmu w wątrobach śledzia odławianego w otwartych wodach Basenu Bornholmskiego (rys. II.45a), a w 2012 r. zawartość kadmu była niższa o 5,3% od średniej z całego okresu pomiarów. Stężenia kadmu w śledziach obserwowane w całym okresie pomiarowym wskazują na stan umiarkowany środowiska omawianego akwenu. W przypadku ołowiu w wątrobach śledzia obserwowany jest nieistotny statystycznie spadek jego zawartości w omawianym okresie (rys. II.45b). W stadzie z 2012 r., zawartość ołowiu była aż o 40% niższa od średniej z wielolecia. Zawartość ołowiu w wątrobie śledzia w wieloleciu (poniżej $0,15 \text{ mg kg}^{-1}$), jak i w storni w 2012 r., wskazuje na bardzo dobry stan środowiska pod tym względem. W przeciwieństwie do kadmu i ołowiu, zawartość rtęci w tkankach śledzia w 2012 r. była wyższa o 20% od średniej z wielolecia. Z wyjątkiem 2006 r., zawartość rtęci w śledziach i storni klasyfikuje podakwen 36 w stanie umiarkowanym (rys. II.45c). Należy zwrócić uwagę, że w 2012 r. zawartość rtęci w tkance śledzia była najwyższa w omawianym okresie i 20% wyższa od średniej z wielolecia.

Stan ekologiczny otwartych wód Basenu Bornholmskiego należy uznać jako nieodpowiedni (sub-GES) w zakresie metali ciężkich, ze względu na przekroczenia granicy dobrego stanu środowiska (GES) w badanych organizmach w przypadku zawartości kadmu oraz rtęci. W przypadku cechy W9 przekroczenie granicy dobrego stanu dotyczy jedynie zawartości kadmu (stan umiarkowany oraz trend malejący). Stan środowiska w zakresie tej cechy należy uznać jako dobry.

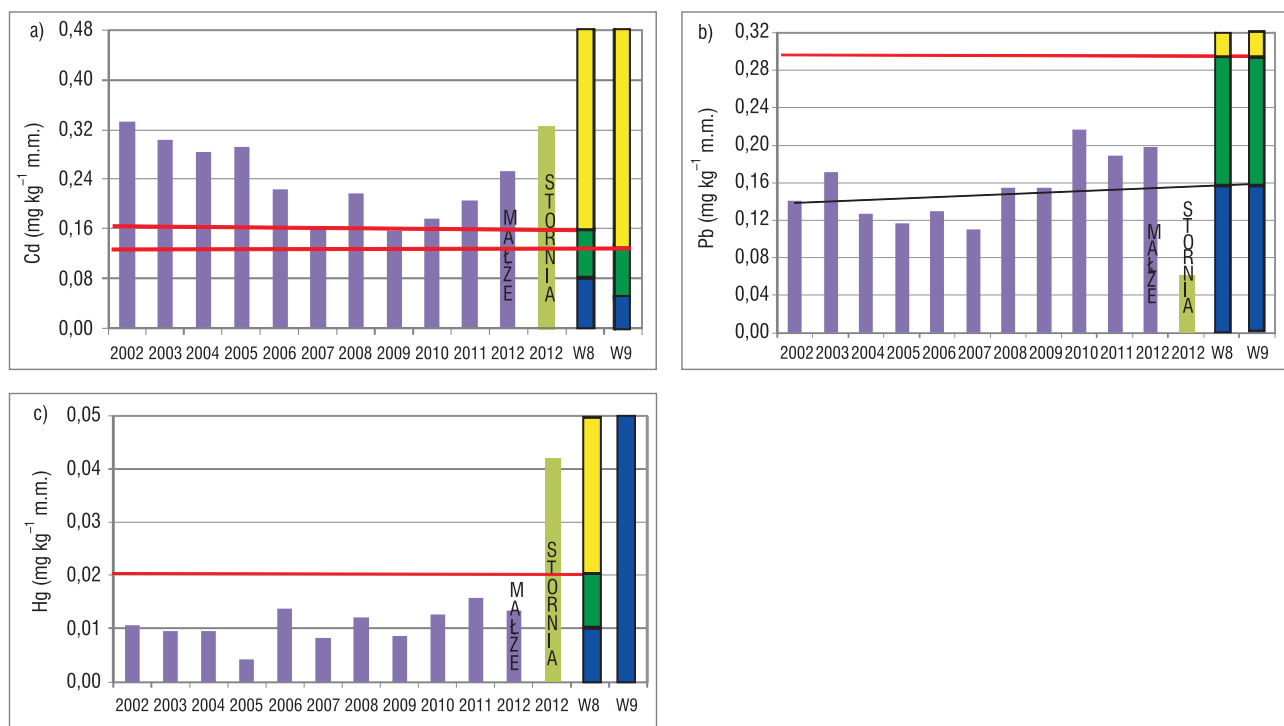
W latach 2002–2011 obserwowano istotne statystycznie spadki zawartości kadmu i ołowiu w wątrobach śledzia pochodzącego z obszaru otwartych wód wschodniego Bałtyku Właściwego (podakwen 27) (rys. II.46a i II.46b). Najwyższą zawartość kadmu i ołowiu w wątrobach tego gatunku stwierdzono w 2004 r., a w 2012 r. zawartość kadmu w wątrobach była o 13% niższa od średniej z wielolecia, a ołowiu o 41%. Pod względem zanieczyszczenia ryb kadmem, stan omawianego obszaru należy zakwalifikować jako umiarkowany, a pod względem zawartości ołowiu jako bardzo dobry. Najwyższą zawartość rtęci w tkance śledzia stwierdzono w 2011 r. (rys. II.46c), natomiast w 2012 r. była ona niższa o 26% od średniej z wielolecia i nieznacznie przekraczała poziom dobrego stanu środowiska.

Stan ekologiczny otwartych wód wschodniej części Bałtyku Właściwego należy uznać jako nieodpowiedni (sub-GES) w zakresie metali ciężkich, ze względu na przekroczenia granicy dobrego stanu środowiska (GES) w badanych organizmach w zakresie zawartości kadmu oraz rtęci. W przypadku cechy W9 przekroczenie granicy dobrego stanu dotyczy jedynie zawartości kadmu (stan umiarkowany oraz trend malejący). Stan środowiska w zakresie tej cechy należy uznać jako dobry.

Zawartość kadmu w tkankach małży zebranych w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej spadała w omawianym wieloleciu (2002–2011) od wartości $0,33 \text{ mg kg}^{-1}$ w 2002 r. do minimalnej zawartości $0,16 \text{ mg kg}^{-1}$ w latach 2007 i 2009, a następnie wzrastała osiągając poziom $0,25 \text{ mg kg}^{-1}$ w 2012 roku (rys. II.47a). Zawartość kadmu w małżach i w wątrobie storni w 2012 r. wskazuje na umiarkowane zanieczyszczenie wód Zatoki Gdańskiej. Z kolei w odniesieniu do zawartości ołowiu w małżach z obszaru przybrzeżnego Zatoki Gdańskiej, w minionym dziesięcioleciu obserwowano istotny statystycznie wzrost (rys. II.47b). W 2012 r., zawartość ołowiu w tkankach małży była wyższa o 31% od średniej z wielolecia. Pomimo tego, pod względem zawartości ołowiu w małżach i storni, stan środowiska Zatoki należy określić jako dobry. Zmienność zawartości rtęci w małżach w minionym dziesięcioleciu nie wykazywała zmian statystycznie istotnych (rys. II.47c). W stosunku do średniej z wielolecia, zawartość rtęci w 2012 r. była wyższa o 18%. Pod względem zawartości rtęci w małżach wody Zatoki w 2012 r. mieszczą się w klasie dobrej, jednak znacznie wyższa jej zawartość w wątrobie storni ($0,042 \text{ mg kg}^{-1}$) klasyfikuje to środowisko jako umiarkowanie zanieczyszczone.

Analogicznie jak w innych ocenianych podakwenach, zanieczyszczenie organizmów kadmem determinuje stan środowiska wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 35). Zawartość kadmu w tkankach małży i storni w 2012 r. przekroczyła granicę dobrego stanu (GES) zarówno w odniesieniu do cechy W8, jak i W9, a w przypadku rtęci w odniesieniu do cechy W8. Skutkuje to zaliczeniem wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej, zarówno pod względem zanieczyszczenia organizmów substancjami szkodliwymi, jak i zanieczyszczenia ryb przeznaczonych do spożycia, do obszarów o niezadawalającym stanie środowiska.

Stan środowiska polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (podakwen 38), w zachodniej części wybrzeża, oceniono na podstawie zawartości metali w małżach pobranych w 2012 r. w okolicach Rowów, które wynosiły: Cd – $0,130 \text{ mg kg}^{-1}$ (m.m.), Pb – $0,076 \text{ mg kg}^{-1}$ (m.m.) i Hg – $0,008 \text{ mg kg}^{-1}$ (m.m.). Porównując zawartość metali w małżach z wartościami granicznymi (tab. II.16 i II.17), stan środowiska tego rejonu pod względem zanieczyszczenia organizmów kadmem należy określić jako dobry, a pod względem zanieczyszczenia ołowiem i rtęcią jako bardzo dobry. Zawartość metali ciężkich w małżach z wód przybrzeżnych zachodniej części polskiego wybrzeża w 2012 r. była



Rys. II.47. Podakwen 35. Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej. Zawartość kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach w latach 2002–2012 i w tkankach stornia w 2012 r.

niższa w przypadku kadmu o 49%, ołowiu o 62%, a rtęci o 38% od ich zawartości w małżach z Zatoki Gdańskiej. Stan akwenu pod względem zanieczyszczenia substancjami szkodliwymi (cecha W8) oceniono jako dobry (GES).

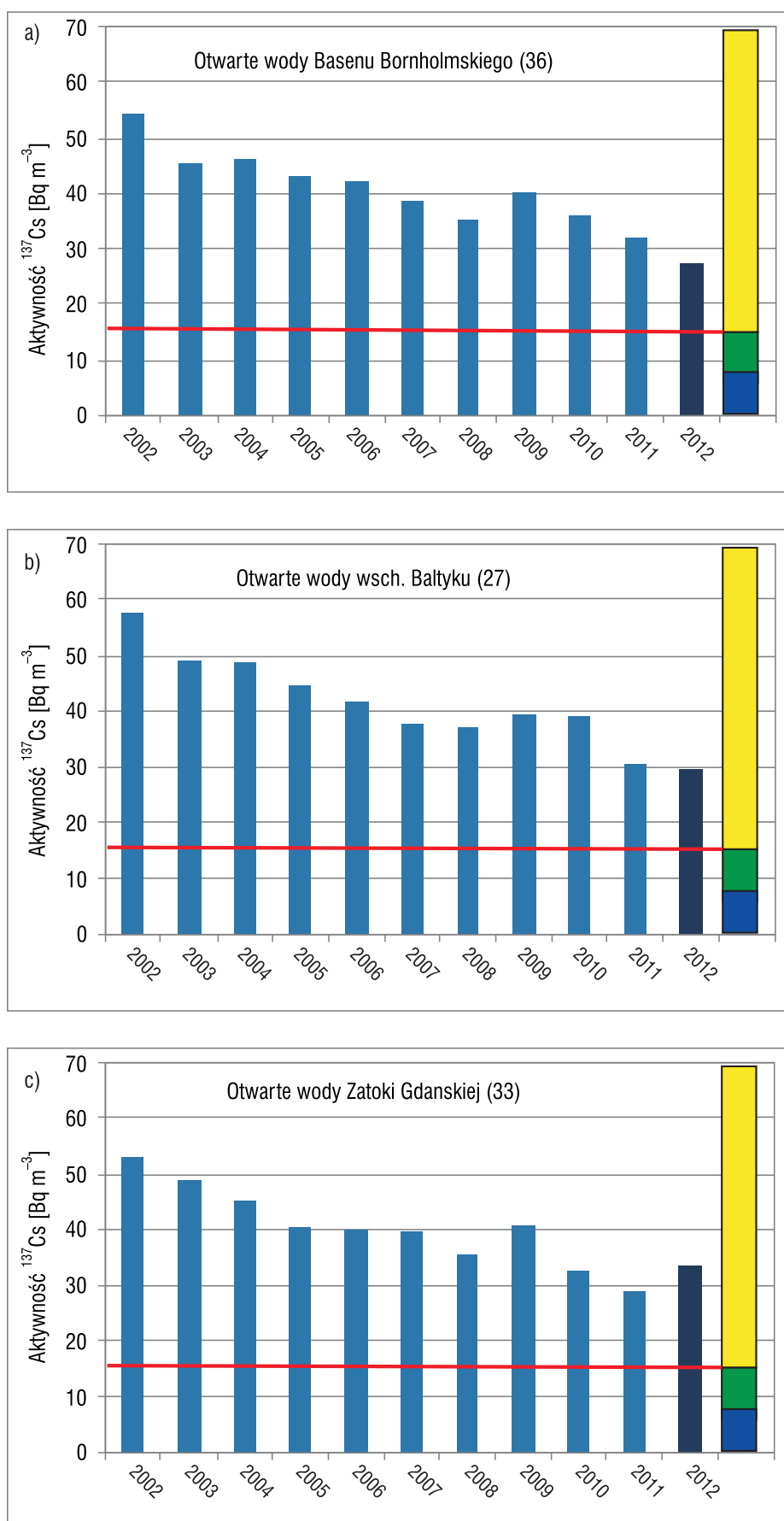
4.2.2. Radionuklidy

W 2012 roku, poziom radioaktywności w środowisku południowego Bałtyku związany z obecnością radionuklidów pochodzenia antropogenicznego kształtowany był głównie dystrybucją ^{137}Cs i ^{90}Sr . Głównym źródłem ^{137}Cs zdeponowanego obecnie w Bałtyku jest awaria elektrowni atomowej w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 roku. Główny ładunek ^{90}Sr został wprowadzony do środowiska w wyniku testów broni jądrowej, które miały miejsce w latach 1950. i 1960.

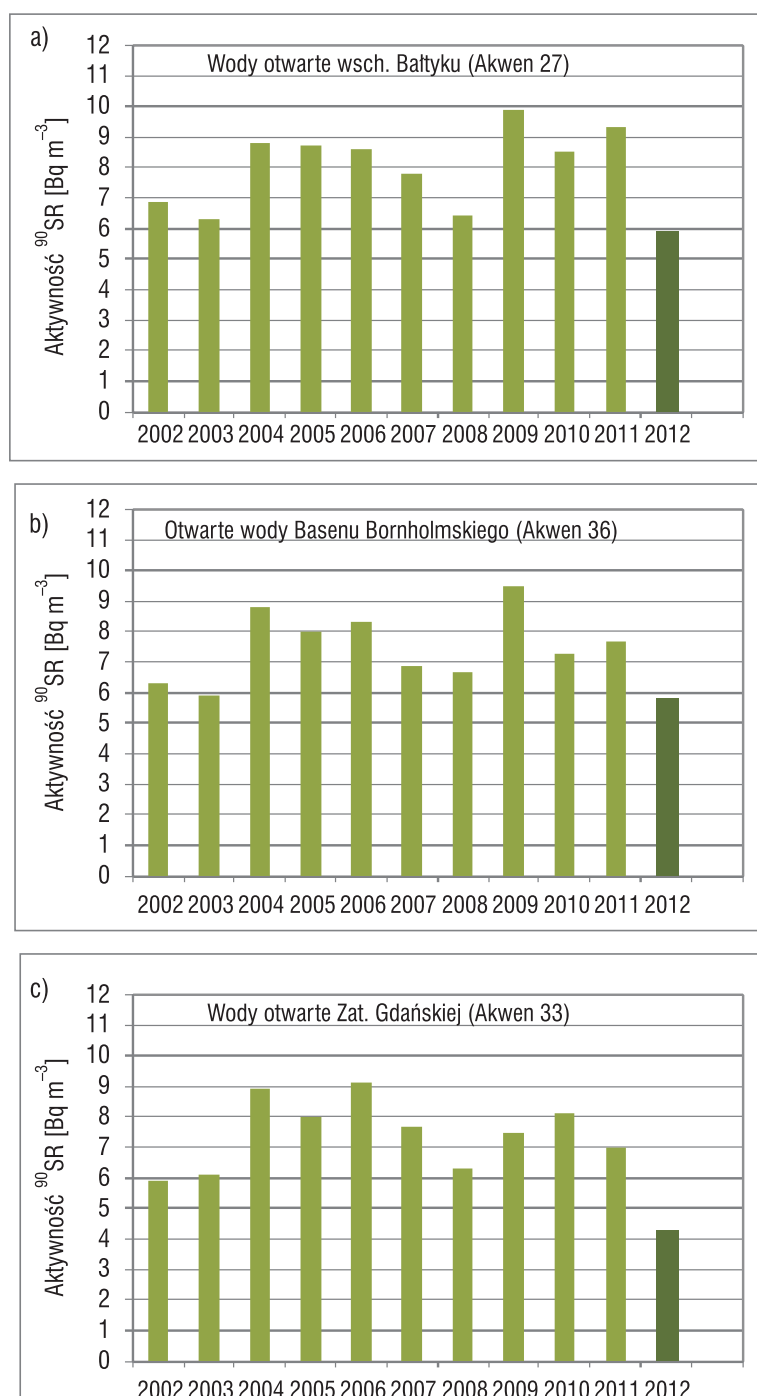
Średnia aktywność ^{137}Cs (obliczona jako średnia arytmetyczna ze wszystkich uzyskanych w danym roku wyników) charakterystyczna dla wód południowego Bałtyku w 2012 roku wynosiła $30,1 \text{ Bq m}^{-3}$ i była tylko nieznacznie niższa od obserwowanej w roku poprzednim ($31,3 \text{ Bq m}^{-3}$). Średnia aktywność ^{137}Cs charakterystyczna dla wód Bałtyku w 2012 roku spadła o $24,8 \text{ Bq m}^{-3}$ w stosunku do roku 2002.

Stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs zmieniały się w 2012 roku w zakresie od $18,9 \text{ Bq m}^{-3}$ w wodach przydennych Głębi Bornholmskiej do $36,6 \text{ Bq m}^{-3}$ w okolicach Półwyspu Helskiego. W rejonach występowania słabej halokliny: w obszarach Basenu Gotlandzkiego, Głębi Gdańskiej i w okolicach Płw. Helskiego stężenia ^{137}Cs wzdłuż profili pionowych wzrastały nieznacznie wraz z głębokością głównie w wyniku ułatwionego transportu jonów cezowych do warstw głębszych. Odmienny rozkład stężeń występował w rejonach zachodnich polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku, gdzie gradient zasolenia jest zdecydowanie większy z uwagi na większy udział wód z Morza Północnego, charakteryzujących się jednocześnie zdecydowanie niższymi stężeniami promieniotwórczego izotopu cezu i wyższym zasoleniem. Stężenia ^{137}Cs w rejonie Głębi Bornholmskiej i Basenu Bornholmskiego są zdecydowanie niższe pod halokliną. Taka tendencja była obserwowana również w latach 2002 – 2011.

Od 1991 notuje się systematyczny spadek stężeń ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku, wynikający głównie z rozpadu promieniotwórczego, wymiany wód z Morzem Północnym, procesami bioakumulacji i sedymentacji. Trend spadkowy utrzymujący się również w ostatnim dziesięcioleciu (2002–2011), w 2012 roku wykazał nieznaczne spowolnienie. Najbardziej widoczny spadek aktywności ^{137}Cs , o $4,2 \text{ Bq m}^{-3}$ został odnotowany w otwartych wodach Base-



Rys. II.48 Zmiany średnich aktywności promieniotwórczych ^{137}Cs w wodzie morskiej obserwowane w latach 2002–2012 w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku, ciemny słupek – dane z 2012 r., słupek z kodem kolorystycznym RDW – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim



Rys. II.49. Średnie aktywności promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej obserwowane w latach 2002–2012 w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku

nu Bornholmskiego (rys. II.48). W otwartych wodach wschodniej części Bałtyku Właściwego, stężenia ^{137}Cs pozostały praktycznie bez zmian, a w Zatoce Gdańskiej zaobserwowano wzrost o 4,7 Bq m $^{-3}$.

Uwzględniając wartość docelową równą 15 Bq m $^{-3}$ odpowiadającą średniemu stężeniu ^{137}Cs dla okresu sprzed awarii elektrowni w Czarnobylu, stan środowiska wynikający z obecności promieniotwórczego izotopu cezu 137 w wodzie morskiej, zarówno w ostatnim dziesięcioleciu, jak i w roku 2012, można uznać za umiarkowany w omawianych akwenach (rys. II.1). Oznacza to, że według kryteriów stosowanych dla oceny w ramach RDSM w polskiej strefie ekonomicznej stan środowiska morskiego należy uznać jako nieodpowiedni (*subGES*). Jednocześnie przy założeniu, że obserwowany trend spadkowy utrzyma się w następnych latach, stan GES może zostać osiągnięty po roku 2025.

Promieniotwórczy izotop strontu 90 (^{90}Sr) nie został przyjęty jako wskaźnik podstawowy do oceny wykonywanej w ramach wdrażania RDSM. Ponadto, ponieważ głównym źródłem ^{90}Sr zdeponowanego w Bałtyku były testy broni

jądrowej prowadzone w latach 1950. i 1960. 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.

Średnie stężenie ^{90}Sr w 2012 roku wynosiło $5,6 \text{ Bq m}^{-3}$ i było znacznie niższe od wartości obserwowanej w roku 2011 ($8,4 \text{ Bq m}^{-3}$), natomiast w stosunku do roku 2002 zmieniło się o 1 Bq m^{-3} . Zmiany stężeń ^{90}Sr w omawianym okresie (2002–2012) charakteryzuje odmienna dynamika niż w przypadku ^{137}Cs (rys. II.49). W 2012 roku, we wszystkich omawianych akwenach, aktywności ^{90}Sr obniżyły się w sposób znaczący. W wodach otwartych wschodniej części południowego Bałtyku średnie stężenie ^{90}Sr spadło o $3,4 \text{ Bq m}^{-3}$, w wodach Zatoki Gdańskiej o $2,7 \text{ Bq m}^{-3}$, a w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego o $1,9 \text{ Bq m}^{-3}$.

4.2.3. Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne (TZO)

■ Związki chloroorganiczne

Badania zawartości związków z grupy TZO wykonano w 2012 r. w osadach dennych z dwóch rejonów Morza Bałtyckiego, tj. z podakwenu wód otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27, pld.-wsch. Basen Gotlandzki, st. P140) oraz z polskiej części Zalewu Szczecińskiego (podakwen 38A, st. GJ) (rys. II.1). Osady zostały pobrane w czerwcu i październiku 2012 r., odpowiednio ze st. P140 głębokości 89m i st. GJ głębokości 6m. Z trzech rdzeni osadów do badań pobrano warstwy z głębokości: 0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 15-17, 22-24 i 29-31 cm. W każdej próbie z warstwy oznaczono zawartość suchej masy i materii organicznej. Wykonano również oznaczenia 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (PCB): CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180 (wg IUPAC) oraz pestycydów chloroorganicznych: heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD i p,p'-DDE).

Badane osady różniły się zawartością suchej masy i materii organicznej. Osad ze st. P140 charakteryzowała mniejsza zawartość wody oraz mniejszy udział procentowy materii organicznej w suchej masie osadu w porównaniu do osadu ze st. GJ. Należy podkreślić, iż ilość materii organicznej w osadzie jest jednym z głównych czynników determinujących ilość i zachowanie się zanieczyszczeń organicznych w środowisku wodnym. Pięć pierwszych dwucentymetrowych warstw obu osadów charakteryzował wzrost zawartości suchej masy oraz jednoczesny spadek zawartości materii organicznej wraz z głębokością osadu.

W dziesięcioleciu odniesienia (2002-2011), osad ze stacji P140 badano poprzednio w 2007 r., natomiast ze stacji GJ w roku 2002.

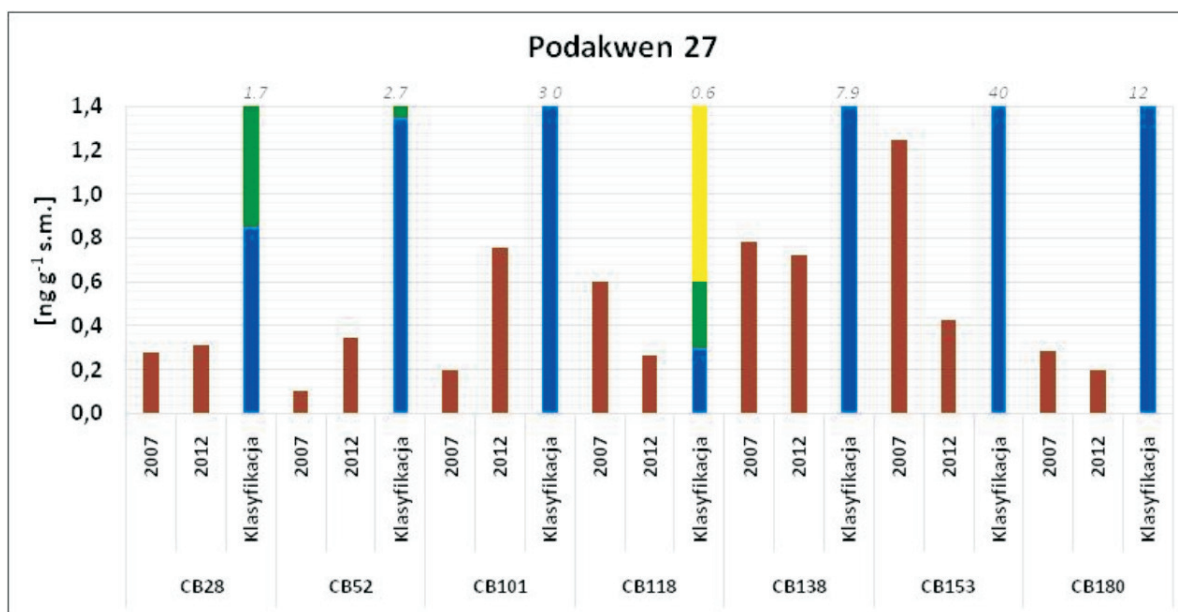
Dla oceny stanu zanieczyszczenia środowiska Bałtyku szkodliwymi związkami chloroorganicznymi największe znaczenie ma warstwa powierzchniowa osadu. Skumulowane w niej szkodliwe TZO są bowiem bardziej biodostępne dla organizmów dennych oraz są bardziej podatne na desorpcję.

W przypadku osadu z rejonu wód otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego ocenie poddano wartości średnie ze stężeń uzyskanych w pierwszych pięciu dwucentymetrowych warstwach, tj. w osadzie z głębokości 0–10 cm. Natomiast ocenę stanu zanieczyszczenia osadu z Zalewu Szczecińskiego oparto o wartości średnie z wyników uzyskanych dla dwóch pierwszych dwu-centymetrowych warstw z uwagi na fakt, iż w 2002 roku w tym akwenie ilości TZO badano tylko w jednej warstwie z głębokości 0-3 cm (rys. II.48–II.49).

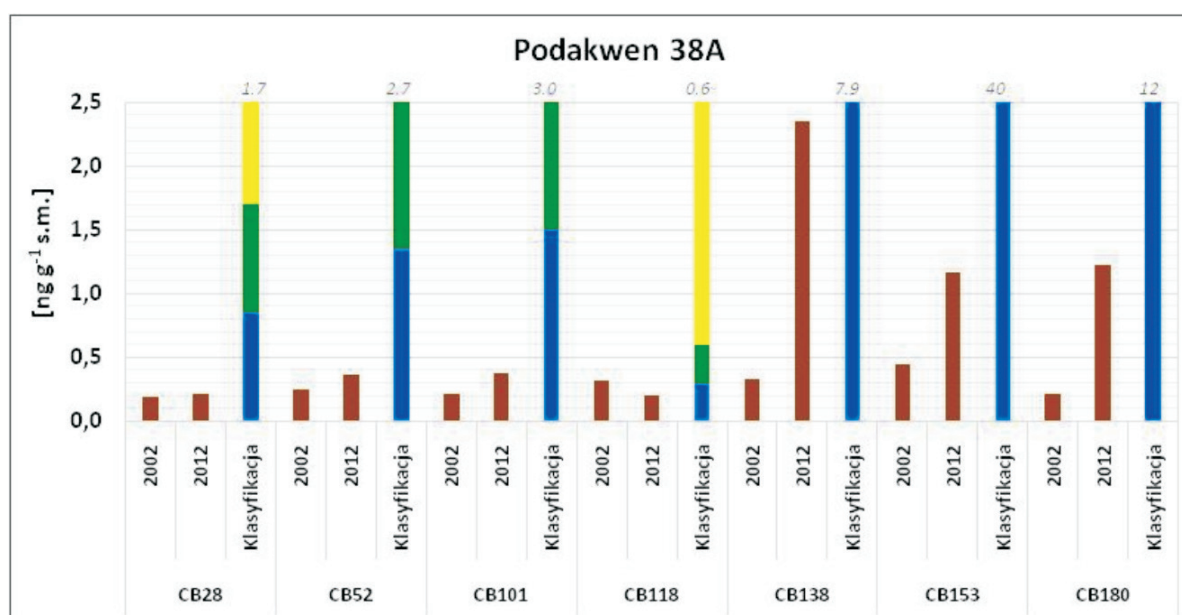
Spośród wytypowanych do badań 15 związków chloroorganicznych jedynie polichlorowane bifenyle zostały przyjęte jako wskaźnik podstawowy do oceny wykonywanej w ramach wdrażania RDSM.

Prezentowane wyniki badań (rys. II.50 i II.51) zarówno z 2012 r., jak i z poprzednich lat, wskazują na dobry stan środowiska (GES) w odniesieniu do RDSM i jednocześnie na stan bardzo dobry (z wyjątkiem kongeneru CB118 w 2007 roku – osad ze st. P140) według klasyfikacji zgodnej z RDW.

Badania monitoringowe w zakresie TZO obejmują nadal grupę pestycydów chloroorganicznych, pomimo, iż nie są one rekomendowane jako wskaźniki podstawowe, a jedynie jako wskaźniki wspierające ocenę wykonywaną w ramach wdrażania RDSM. Niemniej, z uwagi na prowadzone badania monitoringowe, w niniejszym opracowaniu dokonano oceny ich wyników zgodnie z wytycznymi RDSM. Do oceny wybrano te związki, dla których istnieją wartości referencyjne/docelowe. Podobnie jak dla PCB, wartości stężeń w wybranych warstwach osadu uśredniono, a uzyskane średnie odniesiono do wartości granicznych przypisanych pięciu klasom jakości i transponowanym ostatecznie do dwustopniowej oceny zgodnie z zasadami RDSM (rys. II.52 i II.53).

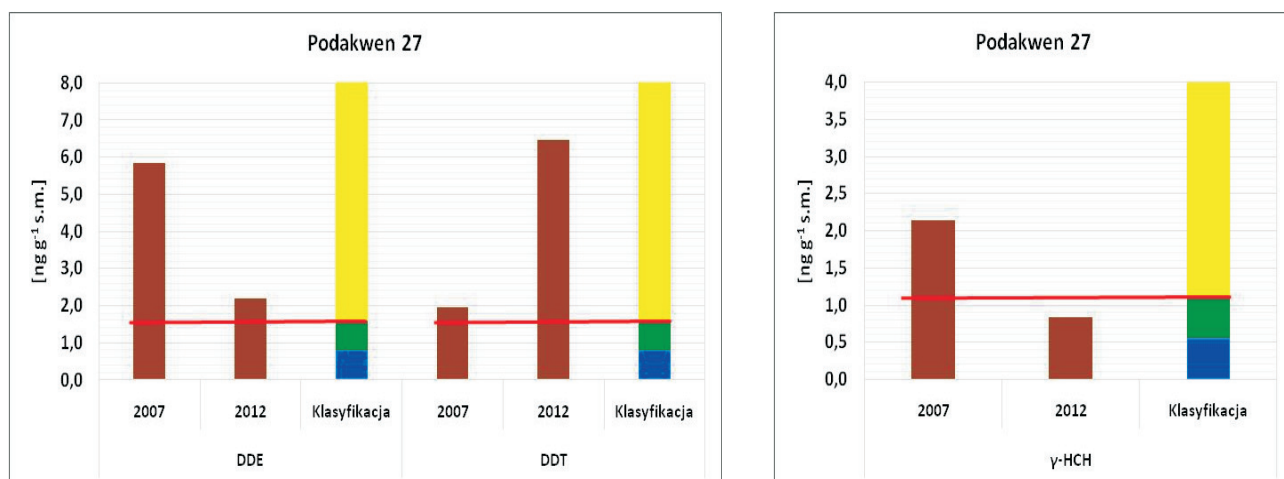


Rys. II.50. Średnie stężenia 7 wskaźnikowych PCB [$\text{ng g}^{-1} \text{ s.m.}$] w warstwie (0–10 cm) osadu dennego z pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w 2007 i 2012 r., słupki z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska wg RDW i RDSM, wartość liczbową nad słupkami – granica pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)

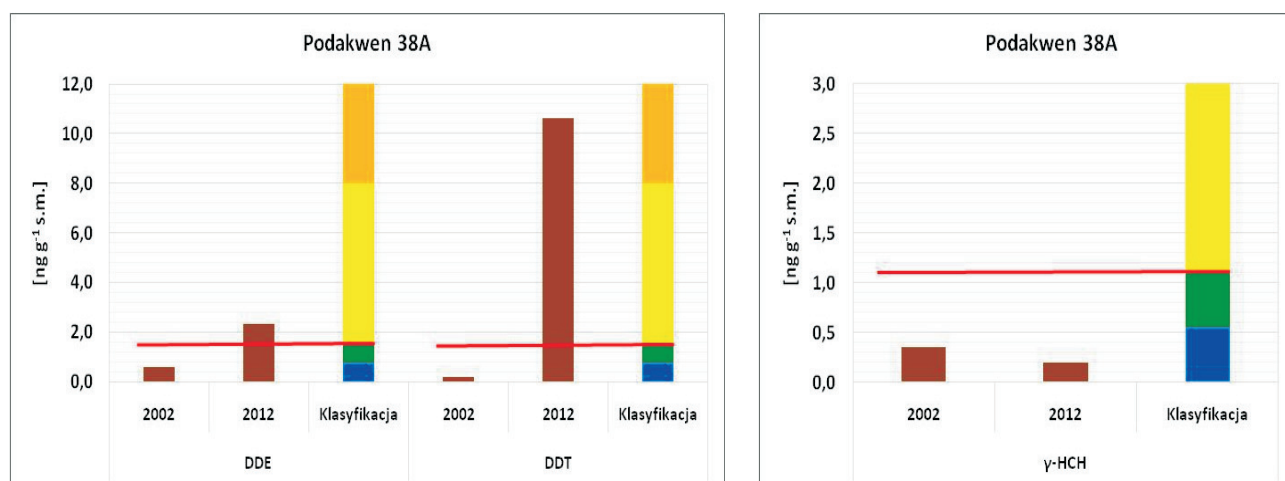


Rys. II.51. Średnie stężenia 7 wskaźnikowych PCB [$\text{ng g}^{-1} \text{ s.m.}$] w osadzie dennym polskiej części Zalewu Szczecińskiego (st. GJ), w warstwie 0–3 cm rok 2002 i w warstwie 0–4 cm rok 2012; słupki z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska wg RDW i RDSM, wartość liczbową nad słupkami – granica pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)

W latach 2007 i 2012, pld.-wsch. rejon Basenu Gotlandzkiego (rys. II.52) charakteryzował umiarkowany stan środowiska biorąc pod uwagę zanieczyszczenia osadu dennego DDT oraz jego metabolitem DDE, a tym samym na stan nieodpowiedni (subGES) według RDSM. W przypadku lindanu, średnie stężenia odnotowane w 2007 r. klasyfikowały stan zanieczyszczenia środowiska tym związkiem jako umiarkowany – klasyfikacja RDW oraz nieodpowiedni – RDSM, natomiast wyniki z 2012 r. wskazują na poprawę stanu – stan dobry (GES).



Rys. II.52. Średnie stężenia DDE, DDT oraz γ -HCH [ng g⁻¹ s.m.] w warstwie (0-10 cm) osadu dennego z pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w 2007 i 2012 r., słupki z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska wg RDW i RDSM, linia czerwona – granica pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)



Rys. II.53. Średnie stężenia DDE, DDT oraz γ -HCH [ng g⁻¹ s.m.] w osadzie dennym polskiej części Zalewu Szczecińskiego (st. GJ), w warstwie 0-3 cm rok 2002 i w warstwie 0-4 cm rok 2012; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDW i RDSM, linia czerwona – granica pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)

W odniesieniu do osadów z Zalewu Szczecińskiego (rys. II.53), wyniki uzyskane w 2012 r. dla DDE i DDT wskazują na nieodpowiedni stan środowiska (subGES) według klasyfikacji RDSM (zgodnie z RDW stan umiarkowany i stan słaby, odpowiednio dla DDE i DDT). W odniesieniu do tych związków, dla początku okresu badań stwierdzono stan dobry (GES). Zanieczyszczenie osadu przez lindan wskazuje stan dobry zgodnie z RDSM.

W obu rejonach wyniki badań heksachlorobenzenu w osadach, zarówno w pierwszym okresie badań (2002/2007 r.), jak i w 2012 r., wskazują na bardzo dobry stan środowiska, zgodnie z klasyfikacją RDW, a tym samym na stan dobry (GES) zgodnie z RDSM.

Zestawienie wyników oceny stanu zanieczyszczenia osadów w polskiej części Morza Bałtyckiego na podstawie wyników badań zawartości 11 TZO podano w tab. II.18.

W 2012 roku spośród ocenianych wskaźników, tylko dwa (DDE, DDT) wskazywały na stan nieodpowiedni zgodnie z RDSM. Pestycydy chloroorganiczne, stosowane niegdyś na masową skalę głównie jako różnego rodzaju środki owado- i roślinobójcze, z uwagi na swą trwałość, do dziś pozostają w środowisku. W odniesieniu do tej grupy substancji duże zagrożenie dla środowiska naturalnego, w tym środowiska Bałtyku, stanowią obecnie: emisja produktów ubocznych powstających podczas przemysłowego otrzymywania związków chloroorganicznych, składowiska odpadów z zakładów produkujących chemiczne środki ochrony roślin, jak również miejsca (magazyny, mogilniki, doły ziemne), w których przechowywane są nieprzydatne pestycydy.

Pozostałe badane związki, tj. 7PCB, lindan i HCB wskazują na dobry stan środowiska (tab. II.18).

Tabela II.18. Ocena stanu środowiska na podstawie wyników badań zawartości 11 związków z grupy TZO w osadach z dwóch rejonów polskiej strefy Bałtyku – wód otwartych wschodniej części Bałtyku Właściwego (podakwen 27) i z Zalewu Szczecińskiego (podakwen 38A) w poszczególnych latach badań

TZO	Podakwen 27		Podakwen 38A	
	2007	2012	2002	2012
CB28	GES	GES	GES	GES
CB52	GES	GES	GES	GES
CB101	GES	GES	GES	GES
CB118	GES	GES	GES	GES
CB138	GES	GES	GES	GES
CB152	GES	GES	GES	GES
CB180	GES	GES	GES	GES
HCB	GES	GES	GES	GES
γ -HCH	subGES	GES	GES	GES
DDE	subGES	subGES	GES	subGES
DDT	subGES	subGES	GES	subGES
Ocena ogólna	GES	GES	GES	GES

■ Związki bromooroganiczne

Wśród wskaźników podstawowych do oceny wykonywanej w ramach wdrażania RDSM, przyjęte zostały również związki bromooroganiczne (polibromowane etery difenylowe oraz heksabromocyklododekan). Organizmy morskie – ryby (tkanka mięśniowa) oraz małże (tkanka miękka) uznano za preferowane do ich monitorowania matryce. W Polsce dotychczas nie prowadzono regularnych badań zawartości związków bromooroganicznych w środowisku Bałtyku. Zostały one włączone do programu monitoringu dopiero w 2012 r.

Badania zawartości związków bromooroganicznych wykonano w 2012 r. w śledziach z dwóch łowisk: Władysławowskiego (podakwen 27) i KołobrzESCO-Darłowskiego (podakwen 36), storni, także z dwóch rejonów: Zatoki Gdańskiej (podakwen 35) i Zatoki Pomorskiej (podakwen 36) oraz w małżach *Mytilus trossulus* pozyskanych z dwóch stref przybrzeżnych: Zatoki Gdańskiej (podakwen 35) oraz zachodniej części środkowego wybrzeża, tj. strefy przybrzeżnej Basenu Bornholmskiego (podakwen 38). W próbkach materiału biologicznego oznaczono zawartość 6 kongenerów polibromowanych difenylesterów PBDE (BDE 28, BDE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153, BDE 154) oraz heksabromocyklododekanu HBCDD.

Wyniki (wartości minimalne, maksymalne oraz średnie) oznaczeń w rybach przedstawiono w tab. II.19 i II.20.

Tabela II.19. Zawartość (min., max. i śr.) polibromowanych difenylesterów [$\text{ng g}^{-1} \text{m.m.}$] w tkance mięśniowej ryb w 2012 r.

PBDE	Estymator	Łowisko KołobrzESCO-Darłowskie	Łowisko Władysławowskie	Zatoka Gdańska	Zatoka Pomorska
BDE 28	min.–max.	0,0061–0,0203	0,0049–0,0154	0,0018–0,0081	0,0010–0,0119
	śr.	0,0109	0,0099	0,0042	0,0055
BDE 47	min.–max.	0,2382–0,8953	0,2967–0,4980	0,0483–0,2895	0,0842–0,3532
	śr.	0,5005	0,4034	0,1404	0,1678
BDE 99	min.–max.	0,0667–0,1564	0,0491–0,1209	0,0087–0,0240	0,0018–0,0304
	śr.	0,1144	0,0953	0,0155	0,0146
BDE 100	min.–max.	0,0489–0,2107	0,0604–0,1047	0,0154–0,0560	0,0018–0,0728
	śr.	0,1144	0,0860	0,0340	0,0300
BDE 153	min.–max.	0,0130–0,0334	0,0105–0,0325	0,0018–0,0100	0,0018–0,0139
	śr.	0,0231	0,0217	0,0061	0,0046
BDE 154	min.–max.	0,0267–0,0834	0,0259–0,0626	0,0097–0,0465	0,0010–0,0510
	śr.	0,0562	0,0515	0,0198	0,0248

Z danych przedstawionych w obu powyższych zestawieniach (tab. II.19 i tab.20) wynika, iż większym zanieczyszczeniem wszystkimi badanymi związkami charakteryzują się śledzie (łowiska: KołobrzESCO-Darłowskie oraz Władysławowskie) w porównaniu do storni z obu obszarów badań. Jest to efektem znacznej lipofilności zarówno związków z grupy PBDE, jak i HBCDD, a tkankę mięśniową śledzi charakteryzuje zdecydowanie (ok. 3,5-krotnie) większa zawartość tłuszczu w porównaniu do tkanek storni.

Tabela II.20. Zawartość (min., max. i śr.) heksabrocyklododekanu [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] w tkance mięśniowej ryb w 2012 r.

Estymator	Łowisko KołobrzESCO-Darłowskie	Łowisko Władysławowskie	Zatoka Gdańska	Zatoka Pomorska
min.–max.	0,0554–3,692	1,012–3,291	< 0,050–0,272	<0,050–<0,050*
śr.	1,369	1,646	0,146	< 0,050

*Wszystkie wyniki poniżej granicy oznaczalności

Wyniki oznaczeń zawartości związków bromoorganicznych w omułku jadalnym przedstawiono w tab. II.21.

Tabela II.21. Zawartość związków bromoorganicznych [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] w tkance miękkiej małży *Mytilus trossulus* z polskiej strefy przybrzeżnej Bałtyku w 2012 r.

Związek	Zatoka Gdańska	Środkowe wybrzeże
BDE 28	0,0013	0,0007
BDE 47	0,0223	0,0048
BDE 99	0,0013	0,0026
BDE 100	0,0047	0,0022
BDE 153	0,0024	0,0004
BDE 154	0,0054	0,0023
HBCDD	1,017	0,046

Porównanie wyników badań (tab. II.21) obrazuje większe obciążenie wszystkimi badanymi związkami organizmów z Zatoki Gdańskiej (rejon Sopotu), przy czym małże te charakteryzowały się wyższą zawartością tłuszczu w porównaniu z tkanką miękką organizmów pozyskanych z zachodniej części środkowego wybrzeża. Wyjątek stanowił kongener BDE 99, którego zawartość była dwukrotnie mniejsza w omułku z okolic Sopotu.

Analiza wszystkich badanych kongenerów PBDE wskazuje, iż największą zawartością zarówno w rybach (tab. II.19) ze wszystkich łowisk, jak i w małżach z obu rejonów badań (tab. II.21) charakteryzował się BDE 47, najmniejszą zaś BDE 28.

Na podstawie wyników zawartości związków bromoorganicznych w organizmach w 2012 r. dokonano oceny stanu zanieczyszczenia środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego, zgodnie z zasadami RDMS, w 4 podakwenach: 27, 35, 36 i 38. Ponieważ wartość referencyjna dla PBDE została wyznaczona dla całej grupy, a nie dla poszczególnych związków, na potrzeby oceny wyniki stężeń badanych związków zsumowano, a w przypadku ryb uśredniano dla łowiska. W przypadku HBCDD wartości stężeń dla ryb z każdego rejonu uśredniano dla łowiska.

Ocenę stanu zanieczyszczenia polskiej części Morza Bałtyckiego na podstawie wyników badań zawartości związków bromoorganicznych w organizmach w 2012 r. przedstawiono w tab. II.22.

Przedstawione średnie stężenia poszczególnych związków we wszystkich rejonach badań (tab. II.22) prezentują wartości zdecydowanie poniżej wartości docelowych; kilka- do kilkuset-krotnie mniejsze w przypadku Σ 6PBDE oraz kilkaset do kilka tysięcy razy mniejsze w przypadku HBCDD. Wszystkie uzyskane wyniki wskazują zatem na dobry stan środowiska (GES) zgodnie z RDMS.

Tabela II.22. Ocena stanu środowiska na podstawie wyników badań zawartości związków bromoorganicznych (PBDE i HBCDD) w organizmach z czterech rejonów Bałtyku (podakweny: 27, 35, 36 i 38) w 2012 r.

Podakwen	Σ 6PBDE [ng g ⁻¹ m.m.]			HBCDD [ng g ⁻¹ m.m.]			Ocena ogólna
	2012	Cel	Ocena	2012	Cel	Ocena	
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego (27)	0,6678	4	GES	1,646	167	GES	GES
Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (35)	0,0373		GES	1,017		GES	GES
	0,2200		GES	0,146		GES	GES
Wody otwarte basenu Bornholmskiego (36)	0,8195		GES	1,369		GES	GES
	0,2473		GES	< 0,050		GES	GES
Wody strefy przybrzeżnej Basenu Bornholmskiego (38)	0,0127		GES	0,046		GES	GES

■ Organiczne związki cyny (ZCO)

Organiczne związki cyny (ZCO) zostały włączone w 2012 r. jako substancje priorytetowe do programu monitoringu trwałych zanieczyszczeń organicznych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Tributyllocyna była używana głównie do produkcji farb przeciwporostowych do malowania kadłubów statków. Od kilku lat w krajach Unii Europejskiej stosowanie środków zawierających trójpodstawione organiczne związki cyny jest zabronione. Jednakże, ze względu na ich długoletnie stosowanie w farbach przeciwporostowych, istnieje ryzyko, że osady denne w stoczniach i portach, zawierają duże ilości TBT i są w związku z tym dostępne dla organizmów morskich. Związki organiczne cyny są średnio lub bardzo trwałymi substancjami zanieczyszczającymi, które akumulują się w wątrobie, tłuszczu i mięśniach przez co są bardzo szkodliwe dla wielu organizmów morskich.

Badania zawartości pochodnych butyloorganicznych (TBT, DBT, MBT) oraz fenyloorganicznych (TPHT) cyny przeprowadzono w 2012 r. w dwóch matrycach – w tkance mięśniowej ryb oraz tkance miękkiej małży. Ryby – stornie (*Pletichthys flesus*) i śledzie (*Clupea harengus*) pochodziły z odłowów komercyjnych w czterech lokalizacjach: z Zatoki Gdańskiej (54°27,00'N, 18°35,8'E), z Łowiska Władysławowskiego (54° 48'–55°N, 18°30'–19°E), z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego (54° 30'–55°N, 15°–16°E) i z Zatoki Pomorskiej (54°40,00'N, 14°18,00'E). Małże (*Mytilus trossulus*) zostały zebrane w dwóch lokalizacjach – w Zatoce Gdańskiej w okolicach Sopotu (54° 26,4'–55°N, 18° 36,5'E) i w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w okolicach Rowów (54°40,879'N 17° 2,443'E).

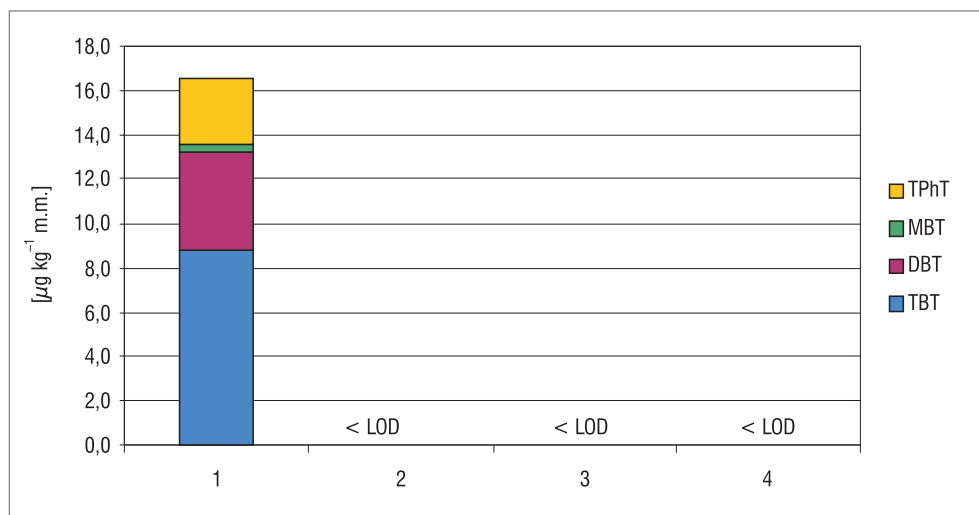
Wyniki średnich zawartości związków cynoorganicznych w organizmach z poszczególnych rejonów polskiej strefy Morza Bałtyckiego zamieszczono w tab. II.23 i II.24 oraz na rys. II.54 i II.55.

Zawartość organicznych związków cyny była zróżnicowana zależnie od organizmu i lokalizacji. W przypadku śledzi, które pochodziły z obszaru otwartego morza, nie wykryto związków cynoorganicznych, uzyskując wyniki poniżej analitycznej granicy wykrywalności (< LOD). W storni z Zatoki Gdańskiej wykryto trzy z czterech badanych związków z grupy ZCO, najwyższe średnie stężenie uzyskano dla tributyllocyny (TBT) – 8,77 μg kg⁻¹ (m.m.), a najniższe dla trifenylocyny (TPHT) – 2,72 μg kg⁻¹ (m.m.). Z kolei w rybach tego samego gatunku, pobranych z rejonu Zatoki Pomorskiej, uzyskano wartości poniżej granicy wykrywalności dla poszczególnych związków organicznych cyny. Ewidentnie ryby z Zatoki Gdańskiej były bardziej zanieczyszczone.

Tabela II.23. Średnie zawartości ZCO [μg kg⁻¹ m.m.] w rybach

Lokalizacja	Organizm	TBT	DBT	MBT	TPHT	Σ butyl-ZCO	Σ ZCO
Zatoka Gdańska (Orłowo)	stornia	8,77	3,66	< 0,48	2,72	12,43	15,15
Łowisko Władysławowskie	śledź	< 6,01	< 1,75	< 0,48	< 0,41	–	–
Łowisko KołobrzESCO-Darłowskie	śledź	< 6,01	< 1,75	< 0,48	< 0,41	–	–
Zatoka Pomorska	stornia	< 6,01	< 1,75	< 0,48	< 0,41	–	–

m.m. – mokra masa materiału biologicznego

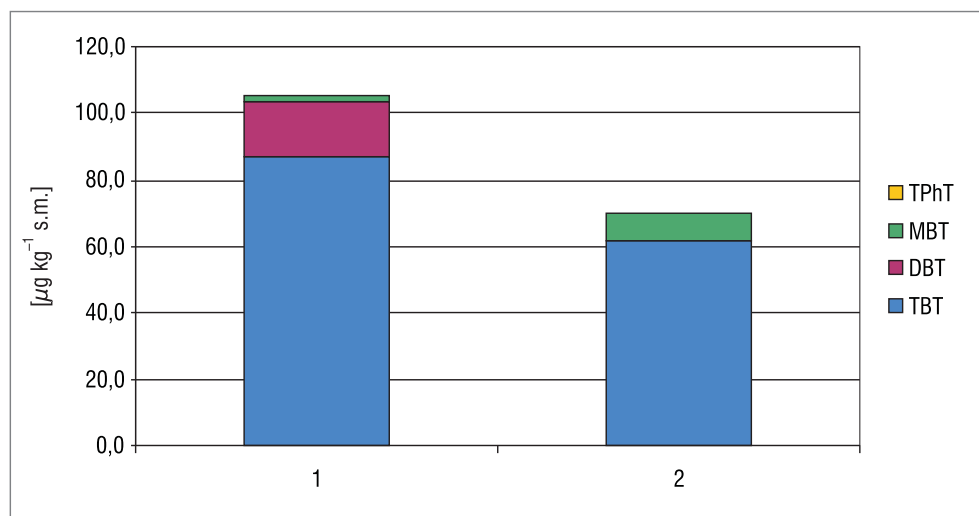


Rys. II.54. Średnia zawartość związków cynoorganicznych w organizmach morskich z obszaru polskiej strefy Morza Bałtyckiego; 1 – Zatoka Gdańska (stornia), 2 – Zatoka Pomorska (stornia), 3 – Łowisko Władysławowskie (śledź), 4 – Łowisko KołobrzESCO-Dartowskie (śledź)

Tabela II.24. Średnie zawartości ZCO [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] w małżach

Lokalizacja	Organizm	TBT	DBT	MBT	TPhT	Σ butyl-ZCO	Σ ZCO
Zatoka Gdańska (Sopot)	omulek jadalny	61,45	< 1,75	8,58	0,53	70,03	70,56
Rowy	omulek jadalny	86,77	16,80	1,72	< 0,41	105,29	105,29

s.m. – sucha masa materiału biologicznego



Rys. II.55. Średnia zawartość związków cynoorganicznych w organizmach morskich z obszaru polskiej strefy Morza Bałtyckiego; 1 – Rowy (małże), 2 – Zatoka Gdańska (małże)

W małżach z okolic Rowów średnia zawartość tributyllocyny (TBT) oraz jej metabolitów (DBT i MBT), występowała na poziomie: $86,77 \mu\text{g kg}^{-1}$ (s.m.), $16,80 \mu\text{g kg}^{-1}$ (s.m.) i $1,72 \mu\text{g kg}^{-1}$ (s.m.). W badanych próbkach nie wykryto fenylowych związków cynoorganicznych (TPhT). Omulek jadalny z okolic Sopotu był mniej zanieczyszczony przez związki organiczne cyny. Najwyższe średnie stężenie odnotowano dla tributyllocyny (TBT) – $61,45 \mu\text{g kg}^{-1}$ (s.m.), najniższe natomiast uzyskano dla trifenylocyny (TPhT) – $0,53 \mu\text{g kg}^{-1}$ (s.m.).

Według rekomendacji HELCOM CORESET stężenia tributyllocyny (TBT) określające dobry stan środowiska nie powinny przekraczać wartości $15,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ (m.m.) w rybach oraz $12 \mu\text{g kg}^{-1}$ (s.m.) w małżach. Uzyskane wyniki średnich stężeń TBT w tkankach mięśniowych ryb wskazują na dobry stan środowiska, natomiast w przypadku małży wartości graniczne zostały znacznie przekroczone.

4.3. Śmieci/odpady na linii brzegowej

Cecha W10 – śmieci w środowisku morskim nie podlegała monitoringowi w 2012 r., jednak w związku z opracowywaną na potrzeby wdrożenia Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej wstępną oceną stanu polskiej strefy Bałtyku dokonano rozeznania sytuacji w tym zakresie i uznano, że warto przedstawić te wyniki jako tło dla kolejnych ocen w przyszłym programie monitoringu. Rozdział poświęcony morskim śmieciom jest jednocześnie propozycją monitoringu odpadów stałych występujących w środowisku morskim Bałtyku.



Monitoring odpadów stałych wyrzucanych na brzeg i/lub gromadzonych wzdłuż linii brzegowej prowadzony był w latach 2002–2008 z częstością raz na dwa lata, w jednym określonym terminie obserwacji.

Badania śmieci stałych na brzegu prowadził dr inż. Tomasz Jóźwiak, specjalista sozolog, pracownik naukowy Uniwersytetu Gdańskiego, koordynator krajowy i członek grupy sterującej ogólnoeuropejskiego projektu badawczo-edukacyjnego „Coastwatch Europe”. Przedmiotem badań była identyfikacja śmieci mało- i wielkogabarytowych oraz częstość ich występowania na wyznaczonych odcinkach. Wyniki zostały opublikowane w monografii pt. : „Parametryzacja stanu sozologicznego wybrzeża południowego Bałtyku w świetle idei rozwoju zrównoważonego”, na podstawie której wykonano prezentowaną ocenę.

Zakres monitoringu obejmował określenie ilości, składu, rozmieszczenia, a także wskazanie zmian ilości odpadów w kolejnych latach. Długość badanego wybrzeża oraz liczba dni obserwacji zmieniała się w poszczególnych latach (tab. II.25).

Tabela II.25. Zestawienie terminów, okresu trwania oraz wielkości obszarów poddanych obserwacji w latach 2002–2008

Rok	Termin obserwacji	Liczba dni obserwacji	Długość badanego obszaru [km]
2002	2-19 października	17	220
2004	10-28 września	18	205
2006	8-24 września	16	215
2008	12-28 września	16	150

W celu dokonania oceny stanu, odpowiednie odcinki linii wybrzeża przydzielono do określonych akwenów wydzielonych w polskiej strefie Morza Bałtyckiego (rys. II.1). Oceny nie wykonano dla wód otwartego morza. W akwenach wydzielono po 10 odcinków, tzw. segmentów, o długości 50 km zgodnie z typowym układem geograficznym mapy: zachód (segment nr 10) – wschód (segment nr 1). Kolejne segmenty podzielono na 10 (ostatni na 9) bloków badawczych o długości 5 km; w sumie przebadano 99 bloków.

Tabela II.26. Współczynniki frekwencji odpadów wielkogabarytowych (OW) i małogabarytowych (OM) oraz średnie współczynniki frekwencji (ŚrF) w badanych akwenach w latach 2002–2008

Rok	35A			35			62			38			38A		
	OW	OM	ŚrF	OW	OM	ŚrF	OW	OM	ŚrF	OW	OM	ŚrF	OW	OM	ŚrF
2002	1,10	12,70	6,90	1,80	11,11	6,46	1,37	11,22	6,30	1,96	11,90	6,93	1,93	11,33	6,63
2004	1,60	12,50	7,05	1,48	8,80	5,14	1,86	10,65	6,26	1,10	8,23	4,66	1,25	8,55	4,90
2006	2,00	13,88	7,94	1,09	10,00	5,54	2,22	11,61	6,91	1,42	9,68	5,55	1,16	9,28	5,22
2008	2,60	19,00	10,80	1,57	9,06	5,31	2,15	11,42	6,78	1,13	9,00	5,07	1,90	12,70	7,30

Oznakowanie akwenów:

35A – polska część Zalewu Wiślanego,

35 – polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej,

62 – polskie wody przybrzeżne wschodniej części Bałtyku Właściwego,

38 – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego,

38A – polska część Zalewu Szczecińskiego.

W celu dokonania oceny, wyznaczono frekwencję występowania różnych rodzajów śmieci w odniesieniu do długości przebadanych odcinków wybrzeża, z podziałem na odpady wielkogabarytowe i małogabarytowe, a następnie obliczono ilość przypadków pojawienia się danego rodzaju odpadu przypadającą na 1 km (współczynnik frekwencji odpadu) w każdym segmencie oraz w akwencie.

Dla grupy śmieci większych i mniejszych ustalono przedziały wartości współczynnika frekwencji odpadów oraz przyporządkowano pięciostopniową skalę określającą stan środowiska wyznaczonych obszarów w latach 2002-2008 (tab. II.27).

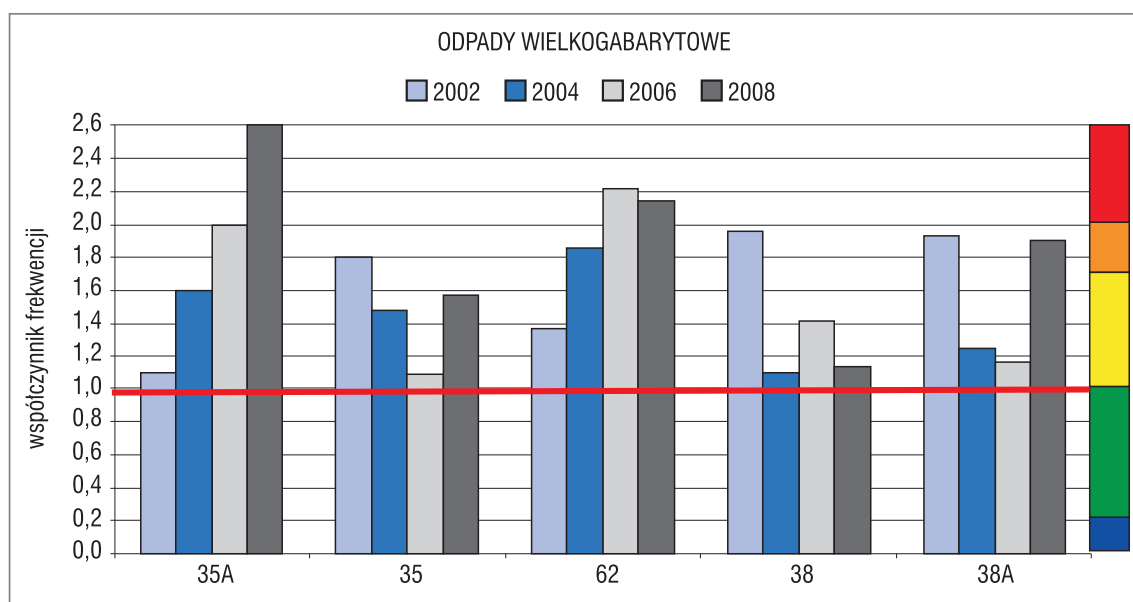
Tabela II.27. Wartości współczynnika frekwencji odpadów wielkogabarytowych (WFOWG) i małogabarytowych (WFOMG)

Przedział wartości współczynnika frekwencji dla odpadów wielkogabarytowych (WF OWG)	Przedział wartości współczynnika frekwencji dla odpadów małogabarytowych (WF OMG)	Stan środowiska w skali 5-cio stopniowej
$0 \leq \text{WFOWG} \leq 0,2$	$0 \leq \text{WFOMG} \leq 3$	Bardzo dobry (5)
$0,2 < \text{WFOWG} \leq 1,0$	$3 < \text{WFOMG} \leq 6$	dobry (4)
$1,0 < \text{WFOWG} \leq 1,7$	$6 < \text{WFOMG} \leq 13$	umiarkowany (3)
$1,7 < \text{WFOWG} \leq 2,0$	$13 < \text{WFOMG} \leq 20$	słaby (2)
$\text{WFOWG} > 2,0$	$\text{WFOMG} > 20$	zły (1)

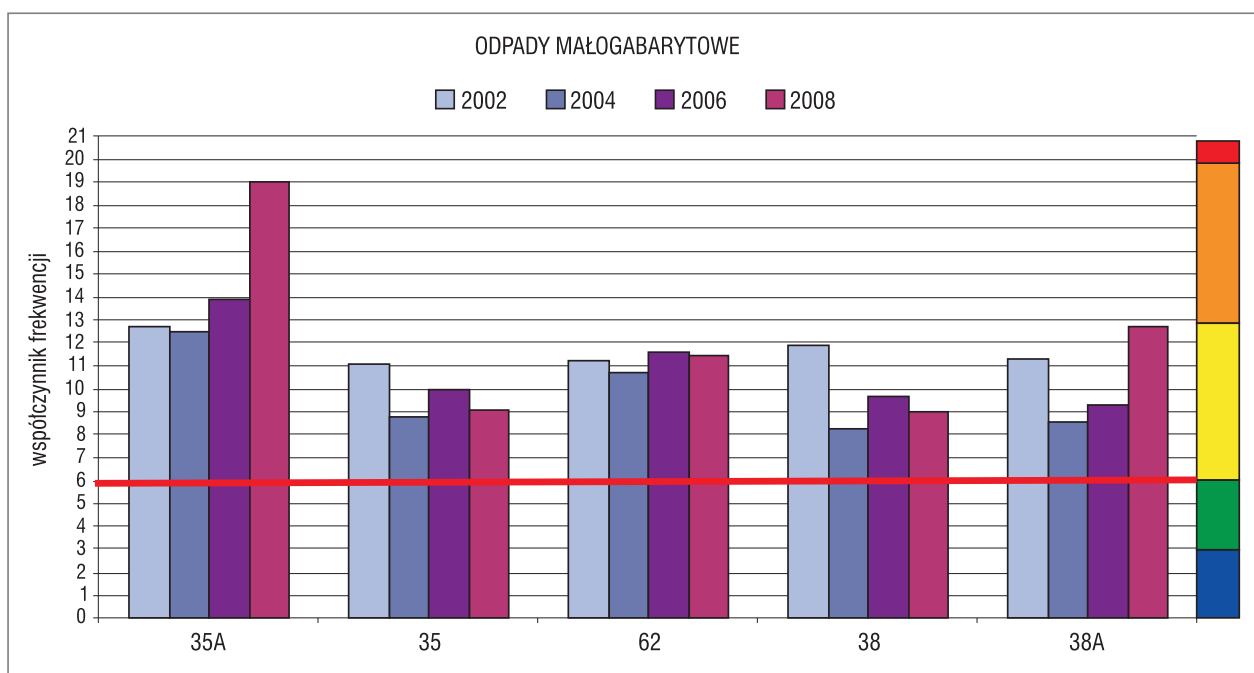
Ocena stanu środowiska morskiego w badanych obszarach w latach 2002-2008 przebiegała w trzech etapach:

- określenie stanu środowiska dla segmentu według 5-cio stopniowej skali z podziałem na śmieci mało- i wielkogabarytowe;
- klasyfikacja stanu środowiska akwenu poprzez wyciągnięcie średniej arytmetycznej z ocen dla poszczególnych segmentów z podziałem na śmieci mało- i wielkogabarytowe;
- końcowa ocena stanu środowiska morskiego akwenu po uwzględnieniu wszystkich rodzajów śmieci oraz ich wagi, będąca oceną dla odpadów wielkogabarytowych.

Wyniki badań śmieci stałych w środowisku morskim dla wyznaczonych obszarów w latach 2002-2008 zaprezentowano na rys. II.56 i II.57.



Rys. II.56. Współczynniki frekwencji odpadów wielkogabarytowych w pięciu badanych akwenach w latach 2002–2008 określające stan środowiska morskiego; numery akwenów wg podziału HELCOM (rys. II.1); czerwona linia wskazuje granicę między stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)



Rys. II.57. Współczynniki frekwencji odpadów małogabarytowych w pięciu badanych akwenach w latach 2002–2008 określające stan środowiska morskiego; numery akwenów wg podziału HELCOM (rys. II.1); czerwona linia wskazuje granicę między stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)

■ Polska część Zalewu Wiślanego (35A)

Wartość współczynnika frekwencji odpadów wielkogabarytowych w Zalewie Wiślanym była najniższa (1,10) w roku 2002 i wzrosła do 2,60 w roku 2008. W przypadku mniejszych odpadów, najniższą wartość (12,50) współczynnika frekwencji zanotowano w roku 2004, a największą ilość śmieci małogabarytowych odnotowano w roku 2008. Stan środowiska morskiego w strefie brzegowej Zalewu Wiślanego określony na podstawie wszystkich rodzajów odpadów w latach 2002 i 2004 oceniono jako umiarkowany. Wyniki analizowane w kolejnych latach wskazują na pogorszenie się stanu środowiska w tym akwenie; rok 2006 – stan słaby, rok 2008 – stan zły.

■ Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej (35)

Wysoka wartość współczynnika frekwencji odpadów większych w akwenie 35 w roku 2002 miała znaczący wpływ na średnią wartość tego wskaźnika oraz na końcową ocenę stanu środowiska morskiego dla wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej. Słaby stan środowiska stwierdzony w badanym obszarze w 2002 roku, poprawił się do umiarkowanego we wszystkich pozostałych latach, w których prowadzono monitoring.

■ Polskie wody przybrzeżne wschodniej części Bałtyku właściwego (62)

Najwyższe wartości współczynnika frekwencji zarówno w odniesieniu do odpadów wielko- i małogabarytowych stwierdzono w roku 2006, odpowiednio: 2,22 (OW) i 11,61 (OM). Najniższą wartość współczynnika frekwencji (1,37) zanotowano w 2002 roku. Ta sytuacja znalazła odzwierciedlenie w ocenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód przybrzeżnych wschodniej części Bałtyku właściwego, który określono jako umiarkowany. W pozostałych latach stan akwenu w odniesieniu do śmieci na brzegu morskim był słaby.

■ Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (38)

Dobry stan środowiska polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego określony na podstawie wszystkich zanotowanych rodzajów śmieci przypadł na lata 2004 i 2008, o czym świadczą niskie wartości współczynnika frekwencji odpadów wielkogabarytowych: 1,10 w 2004 i 1,13 w 2008. Mimo iż wartość współczynnika dla odpadów mniejszych w roku 2002 wskazuje na umiarkowany stan środowiska badanego obszaru, ocena końcowa jest słaba ze względu na wysoką wartość współczynnika frekwencji śmieci większych - 1,96.

■ Polska część Zalewu Szczecińskiego (38A)

Stan środowiska morskiego Zalewu Szczecińskiego w badanych latach wahał się między stanem słabym a umiarkowanym. W latach 2004 i 2006 odnotowano najniższe wartości współczynników frekwencji odpadów mało- i wielkogabarytowych, odpowiednio: 1,25 i 1,16 (OW) oraz 8,55 i 9,28 (OM). Zarówno w przypadku śmieci większych, jak i mniejszych, wartości współczynnika frekwencji uzyskane w latach 2002 i 2008 wskazywały na słaby stan badanego obszaru.



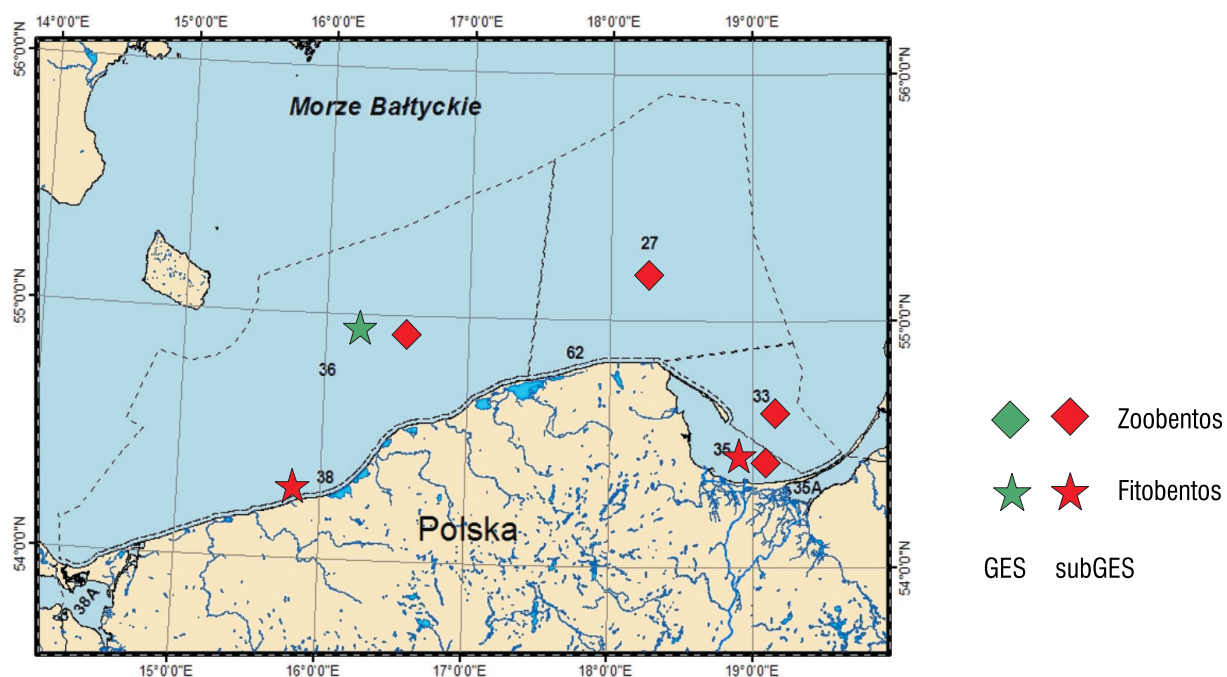
Podwodne sprzątanie świata przez pletwonurków: „skarby” wydobyte z dna morskiego w okolicach Klifu Orłowskiego, Gdynia, 13.10.2011

5. Podsumowanie

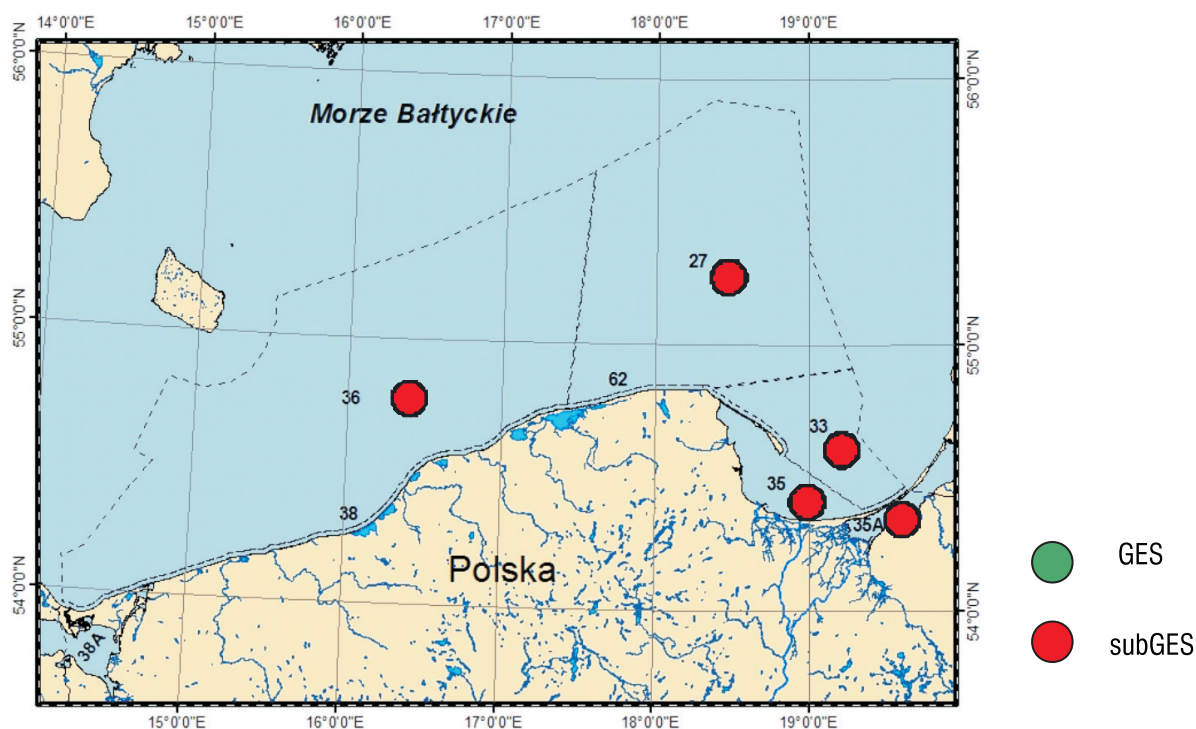
Ocena stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku w 2012 r. została dokonana z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla każdej z cech (deskryptorów). Należy podkreślić, że dane uzyskane w 2012 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: W6 – integralność dna morskiego, oraz trzy deskryptory presji: W5 – eutrofizacja, W8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami i W9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego.

Ocena cechy W6 stanu opisującego integralność dna morskiego przeprowadzona została na podstawie danych z monitoringu makrozoobentosu i fitobentosu tylko w dwóch obszarach – w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego i w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej. Ocenę wykonano stosując wyznaczone multimetryczne wskaźniki, B i SM₁, odpowiednio dla makrozoobentosu i fitobentosu. Wskaźnik B uwzględnia skład gatunkowy, liczebność oraz udział gatunków wrażliwych lub odpornych na stres wywołany eutrofizacją. Wskaźnik stanu makrofitytów (SM₁) oparty jest na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do (średniej) całkowitej biomasy makrofitytów z dwóch sezonów pomiarowych.

Wartości wskaźników wyznaczone dla akwenu wód otwartych Basenu Bornholmskiego wskazują na dobry stan środowiska w zakresie fitobentosu i nieodpowiedni w zakresie zoobentosu (rys. II.58). W wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej stan środowiska należy uznać za nieodpowiedni uwzględniając zarówno wskaźnik makrozoobentosu, jak i fitobentosu. W wodach otwartych wschodniego Bałtyku i Zatoki Gdańskiej stan oceniony na podstawie danych dotyczących makrozoobentosu jest nieodpowiedni, podobnie jak stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oceniony na podstawie danych dotyczących fitobentosu.



Rys. II.58. Ocena cechy W6 (integralność dna morskiego) wydzielonych akwenu w polskiej strefie Bałtyku w 2012 r.



Rys. II.59. Ocena stanu eutrofizacji wydzielonych akwenów w polskiej strefie Bałtyku w 2012 r.

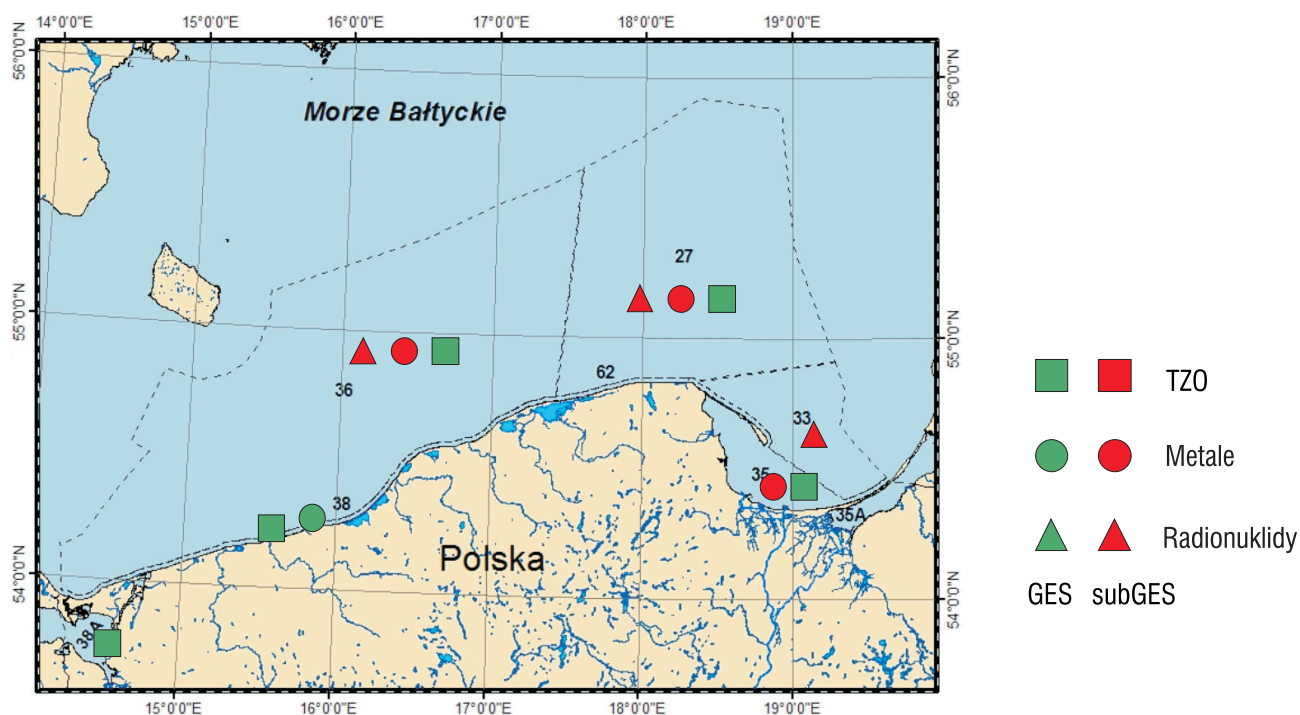
Do oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w zakresie eutrofizacji (W5) wykorzystano wskaźniki podstawowe zaliczane do czynników sprawczych: stężenia fosforanów, mineralne połączenia azotu, formy azotu i fosforu całkowitego, jak również wskaźniki podstawowe zaliczane do skutków bezpośrednich: chlorofil-a i przezroczystość wody morskiej oraz tlen rozpuszczony przy dnie, jako jeden ze skutków pośrednich nadmiaru substancji biogennych.

Ocenę stanu cechy W5 – 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.

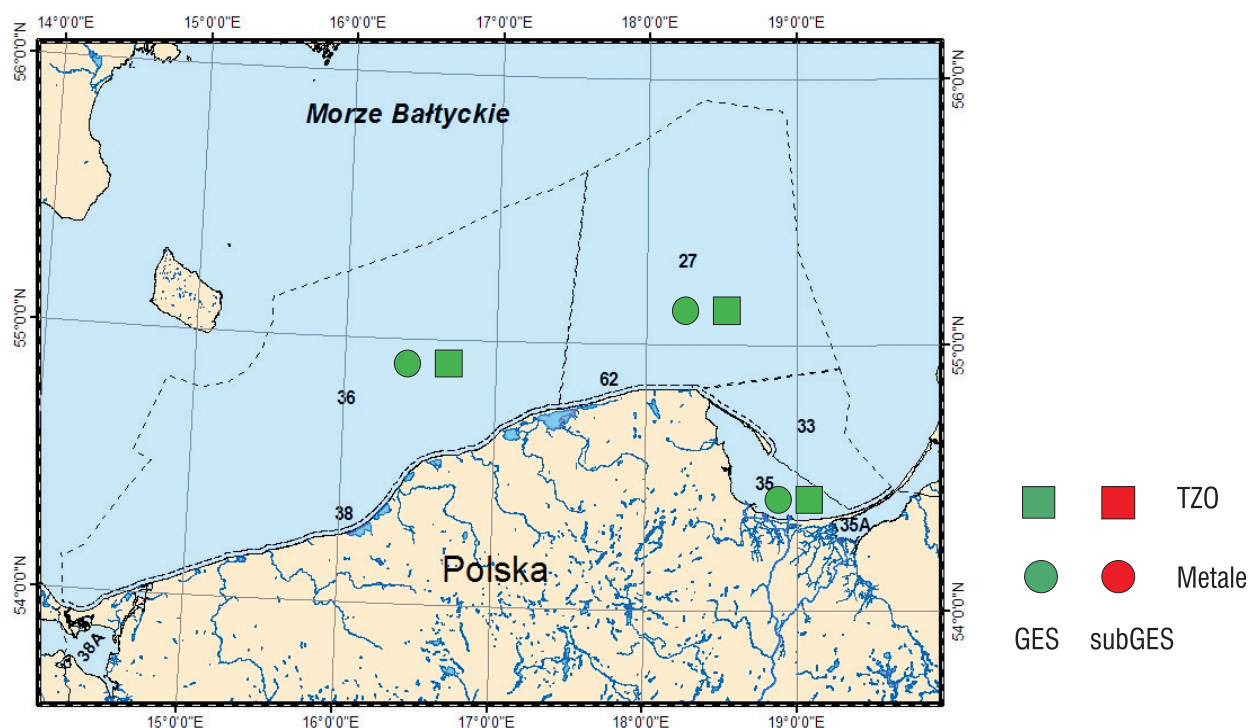
Sumaryczna ocena agregująca dane charakteryzujące poszczególne obszary wskazuje, że w żadnym z ocenianych akwenów w polskiej strefie Bałtyku stan eutrofizacji nie uzyskał oceny 4,0 określającej stan dobry (GES). Za taki stan rzeczy odpowiedzialne są głównie stężenia fosforu całkowitego, azotu całkowitego, chlorofilu-a, przezroczystość wód oraz 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 2012 roku pod względem eutrofizacji należy uznać za nieodpowiedni (subGES) (rys. II.59).

W przypadku cech W8 i W9, dotyczących substancji zanieczyszczających, odpowiednio, w różnych elementach środowiska morskiego oraz w żywności pochodzenia morskiego, w ocenie uwzględniono stężenia metali ciężkich o charakterze priorytetowym: Cd, Pb, Hg w rybach i małżach, aktywność promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wodzie oraz trwałe związki organiczne (TZO): polichlorowane bifenyle (PCB) i pestycydy chloroorganiczne w osadach oraz związki bromoorganiczne w rybach i małżach. Grupy związków organicznych wykorzystanych do oceny nie wyczerpują pełnej listy związków organicznych wytypowanych jako wskaźniki podstawowe, stanowią jednak główne elementy programu monitoringu realizowanego w 2012 r. w zakresie trwałych zanieczyszczeń organicznych.

Stan środowiska wód otwartych Basenu Bornholmskiego i wschodniego Bałtyku jest nieodpowiedni biorąc pod uwagę stężenia Cd i Hg w rybach oraz poziom radioaktywności związany z obecnością ^{137}Cs w wodzie morskiej (rys. II.60). Uwzględniając stężenia substancji organicznych zarówno w rybach (związki bromoorganiczne), jak i w osadach (polichlorowane bifenyle i pestycydy chloroorganiczne), stan obydwu akwenów należy uznać za odpowiedni. Z podobną sytuacją mamy do czynienia w obszarze Zatoki Gdańskiej, gdzie w wodach przybrzeżnych obserwuje się również przekroczenia wartości docelowych w przypadku metali ciężkich i dopuszczalne stężenia związków bromo-



Rys. II.60. Ocena cechy W8 (substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami) w wydzielonych akwenach w polskiej strefie Bałtyku w 2012 r.



Rys. II.61. Ocena cechy W9 (substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego) w wydzielonych akwenach w polskiej strefie Bałtyku w 2012 r.

organicznych w rybach i małżach. W przypadku ^{137}Cs , jego aktywności w wodach otwartych Zatoki Gdańskiej, podobnie jak w innych obszarach, ze względu na bardzo wyrównane stężenia w całej strefie południowego Bałtyku, przekraczają dwukrotnie wartości uznane za docelowe. Dobry stan środowiska, w zakresie stężeń metali ciężkich i związków organicznych charakteryzuje obszar wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. Stan środowiska Zalewu Szczeciń-

skiego oceniony na podstawie stężeń polichlorowanych bifenyli i pestycydów chloroorganicznych w osadach dennych również należy uznać za dobry.

Ze względu na kryteria, wartości docelowe rekomendowane do oceny w zakresie cechy W9, które są znacznie mniej restrykcyjne niż w przypadku cechy W8, stan środowiska w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego, wschodniego Bałtyku oraz wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej, oceniony na podstawie stężeń metali ciężkich i związków organicznych w rybach przeznaczonych do spożycia należy uznać za dobry (rys. II.61).

Sumaryczny wynik oceny opartej na czterech omówionych cechach sugeruje konieczność poprawy stanu środowiska południowego Bałtyku w zakresie cech presji, głównie poprzez ograniczenie dopływu substancji biogenicznych oraz metali ciężkich, co w rezultacie powinno przełożyć się na poprawę stanu środowiska w zakresie cech stanu.