

**Główny
Inspektorat
Ochrony
Środowiska**



Ocena stanu ekologicznego środowiska
morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na
podstawie danych monitoringowych z roku 2011
na tle dziesięciolecia 2001-2010



na podstawie wyników badań
wykonywanych w ramach
Państwowego Monitoringu Środowiska

*Ocena stanu ekologicznego
środowiska morskiego
polskiej strefy ekonomicznej
Bałtyku na podstawie danych
monitoringowych z roku 2011 na
tle dziesięciolecia 2001-2010*



Opracował zespół pracowników Ośrodka Oceanografii i Monitoringu Bałtyku
Oddziału Morskiego IMGW PIB pod redakcją:

dr Elżbiety Łysiak-Pastuszak

Beata Danowska

Natalia Drgas

Violetta Koszuta

Wojciech Kraśniewski

Anna Olszewska

Michał Saniewski

Jerzy Woron

Tamara Zalewska



Praca została sfinansowana ze środków
*Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej*



Źródło danych monitoringowych
*Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
Państwowy Monitoring Środowiska (PMS)*

Źródło danych hydrologicznych i oceanograficznych
Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej-PIB (IMGW-PIB)

Fotografie
Natalia Drgas

Spis treści

Wstęp.....	5
Warunki hydrochemiczne i natlenienie wód.....	6
Elementy biologiczne	
Fitoplankton.....	19
Zooplankton.....	24
Fitobentos.....	28
Zoobentos.....	30
Ocena stanu ekologicznego.....	33
Substancje niebezpieczne	
Radionuklidy pochodzenia antropogenicznego w wodzie	37
Trwałe zanieczyszczenia organiczne w organizmach	39
Metale ciężkie w organizmach.....	41

Wstęp

Analiza sytuacji ekologicznej w polskiej strefie południowego Bałtyku powstała w oparciu o dane pozyskane przez Oddział Morski IMGW w Gdyni w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, a badania monitoringowe finansowane są ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska.

Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne oraz badania biologiczne wykonywane były przez zespół pracowników Ośrodka Oceanografii i Monitoringu Bałtyku Oddziału Morskiego IMGW w Gdyni, zgodnie z procedurami zawartymi w podręczniku HELCOM COMBINE.

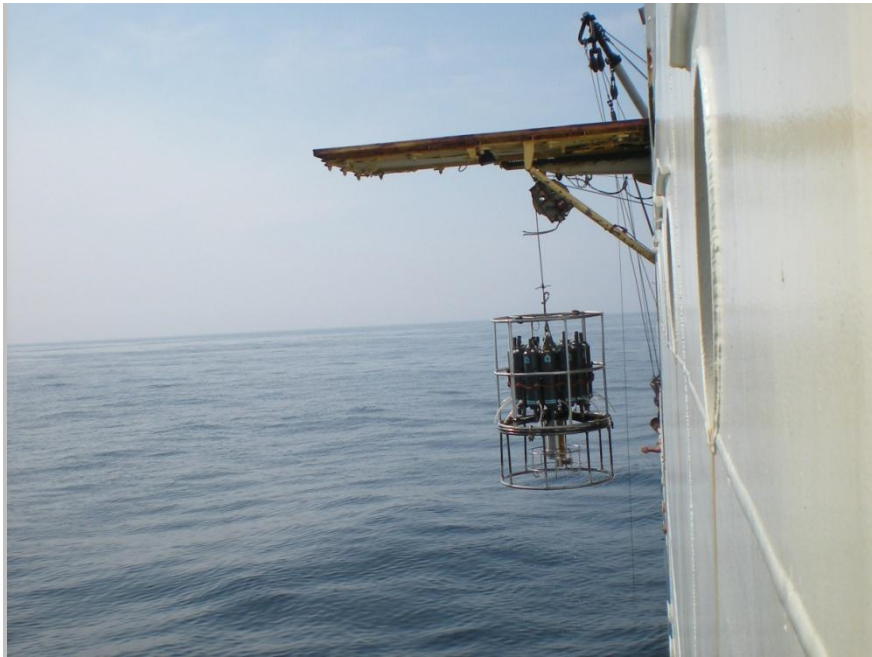
Ocenę sytuacji ekologicznej polskiej strefy południowego Bałtyku przedstawiono na podstawie badań zrealizowanych w następujących programach: Zintegrowanego Programu Monitoringu Bałtyku (HELCOM COMBINE); Programu Monitoringu Skazań Radioaktywnych (HELCOM MORS); pomiarów i obserwacji wykonywanych w Oddziale Morskim IMGW w ramach działalności statutowej.

Niniejsze opracowanie przedstawia analizę wyników pomiarów hydro-chemicznych, biologicznych, zanieczyszczenia organizmów metalami ciężkimi i trwałymi związkami organicznymi oraz skażeń promieniotwórczych.

Stan środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku jest regularnie kontrolowany (od 1979 roku w tym od 1991 roku w ramach PMŚ) zgodnie z programem monitoringu: sześciokrotnie w ciągu roku na stacjach położonych w strefie głębokowodnej oraz przybrzeżnej, a także 12 razy w ciągu roku na stacji wysokiej częstotliwości. Położenie stacji badawczych przedstawia rys 1.

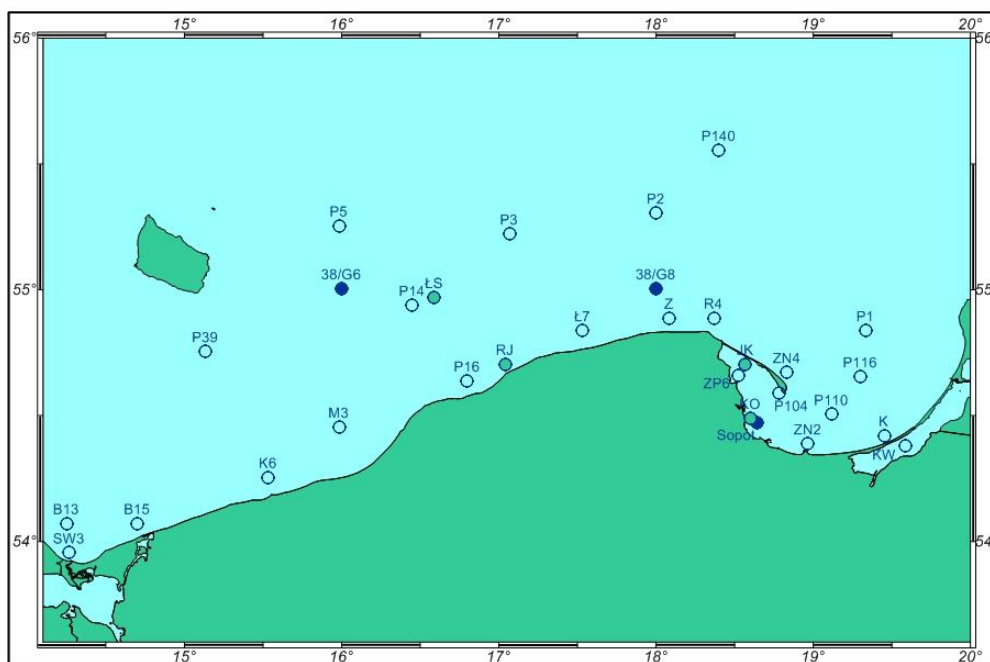
!

Warunki hydrochemiczne i natlenienie wód



Warunki hydrochemiczne i natlenienie wód

Badania monitoringowe w polskiej strefie Morza Bałtyckiego prowadzono na 32 stacjach pomiarowych rozmieszczonych w poszczególnych regionach tej strefy (Rys.1).



Rys. 1 Rozmieszczenie stacji monitoringowych programu COMBINE w polskiej strefie Morza Bałtyckiego; kolorem zielonym zaznaczono stacje poboru fitobentosu, kolorem niebieskim – łowiska ryb komercyjnych i miejsce poboru małży do analizy substancji niebezpiecznych

Warunki meteorologiczne miały zdecydowany wpływ na sytuację ekologiczną polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2011 r. Podczas długotrwałej zimy nastąpiło silne oziębienie środowiska morskiego i wody powierzchniowe w polskiej strefie Bałtyku wykazywały w styczniu i lutym temperatury niższe o 1-2°C niż średnia z dekady 2001-2010, a w marcu obserwowano dalsze obniżenie temperatury wód powierzchniowych. Temperatura wody powierzchniowej pozostawała niższa od średniej z poprzedniego dziesięciolecia aż do czerwca, gdy zanotowano chwilowe ogrzanie środowiska morskiego, po czym nastąpił zimny i deszczowy lipiec i dopiero pod koniec tego miesiąca wystąpiła zdecydowana poprawa pogody, która utrzymywała się nawet do późnego listopada. Warunki te miały zdecydowany wpływ na produkcję biologiczną tego roku.

Wyniki zamieszczone w tab.1 wskazują na znaczne zmiany obciążenia substancjami biogennymi, jakie zaszły w 2011 r. w stosunku do poprzedniego dziesięciolecia (2001-2010). Zdecydowanie zmniejszyła się pula zimowych fosforanów w pasie płytkowodnym (do 20m

głębokości) środkowego wybrzeża, Zatoki Pomorskiej oraz strefie otwartego morza: w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim i w obszarze Głębi Bornholmskiej. W odniesieniu do azotu nieorganicznego stwierdzono znaczne wzbogacenie jego zimowej puli w wodach środkowego

Tabela 1

Średnie stężenia substancji biogennych (mmol m^{-3}) w warstwie powierzchniowej (0-10 m) polskiej strefy Bałtyku południowego podczas zimowej akumulacji w styczniu/lutym 2011 roku oraz średnie roczne* stężenia w zalewach przymorskich (w nawiasach podano średnie z dziesięciolecia 2001-2010)

	Region	PO_4^{3-}	N-in	SiO_4^{2-}	N-in:P
Strefa płytkowodna	Zatoka Gdańska wewnętrzna (poza obszarem ujścia Wisły)	0,42 (0,46)	7,96 (6,69)	16,31 (15,09)	19,0 (14,5)
	Środkowe wybrzeże	0,39 (0,50)	11,80 (3,78)	19,85 (11,33)	30,3 (7,6)
	Zatoka Pomorska (poza obszarem ujścia Odry)	0,39 (0,46)	29,10 (12,40)	24,37 (23,09)	74,6 (27,0)
Otwarte morze	Głębia Gdańska	0,56 (0,59)	4,11 (5,32)	12,57 (11,63)	7,3 (9,0)
	Płd.-wsch. Basen Gotlandzki	0,44 (0,60)	4,09 (3,25)	11,06 (12,53)	9,32 (5,4)
	Głębia Bornholmska	0,39 (0,65)	3,81 (3,18)	13,90 (13,55)	9,83 (4,9)
Zalewy	Zalew Wiślany*	0,50 (0,75)	7,75 (7,59)	27,81 (28,70)	15,5 (10,1)
	Zalew Pucki*	0,07 (0,23)	7,75 (7,59)	7,95 (13,1)	113,7 (29,1)

N-in = $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$

wybrzeża i w Zatoce Pomorskiej, natomiast zmiany (wzrost/spadek) obserwowane w pozostałych regionach nie były jednoznaczne. Zmiany zawartości nieorganicznych soli fosforu i azotu w zimie spowodowały istotne podwyższenie stosunku N:P znacznie ponad wartość liczby Redfielda (N:P=16). Potwierdza to obserwowaną od kilku lat zamianę pierwiastka limitującego wiosenny zakwit fitoplanktonu z azotu na fosfor również w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża, uważanych dotychczas za słabo zeutrofizowane. Jedynie w wodach strefy otwartego morza wiosenny zakwit jest nadal limitowany dostępnością azotu (N:P<<16). W sezonie wegetacyjnym 2011r. nie obserwowano znaczących spadków zawartości krzemianów, najniższe zmierzone wartości po zakończeniu wiosennego zakwitów były rzędu ok. $2,0 \text{ mmol m}^{-3}$, co może oznaczać zmniejszenie konsumpcji przez okrzemki, a więc zmniejszenie udziału okrzemek w wiosennym fitoplanktonie.

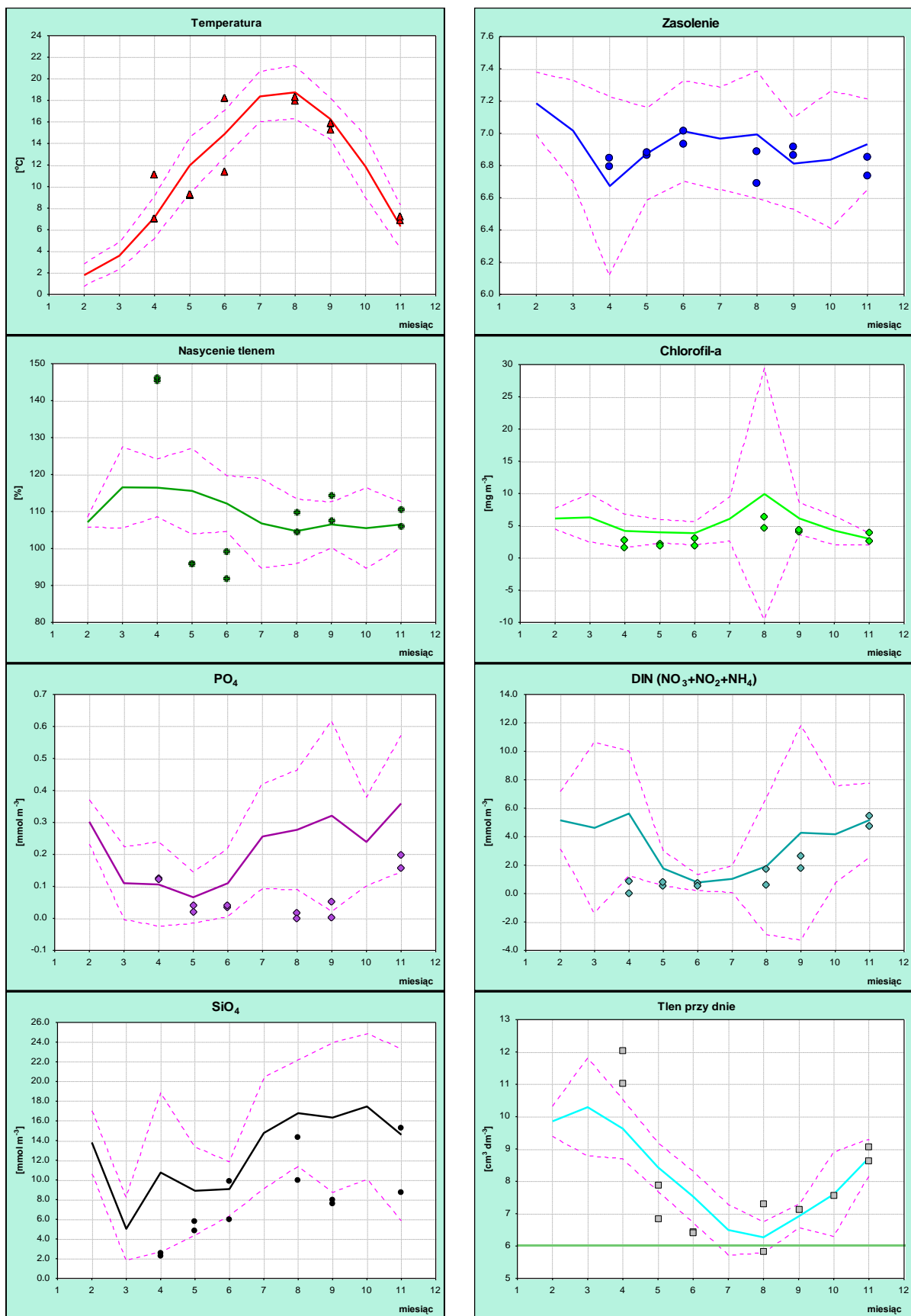
Przebieg zmian zawartości substancji biogennych w powierzchniowej warstwie morza na stacjach badawczych reprezentatywnych dla poszczególnych rejonów polskiego sektora

Bałtyku przedstawiono na rys. 2-8. Rysunki te ilustrują nietypowe warunki meteorologiczne (temperatura wody morskiej) i ich wpływ na sytuację ekologiczną w morzu, a szczególnie dobrze udokumentowano to w odniesieniu do określonych elementów biologicznych.

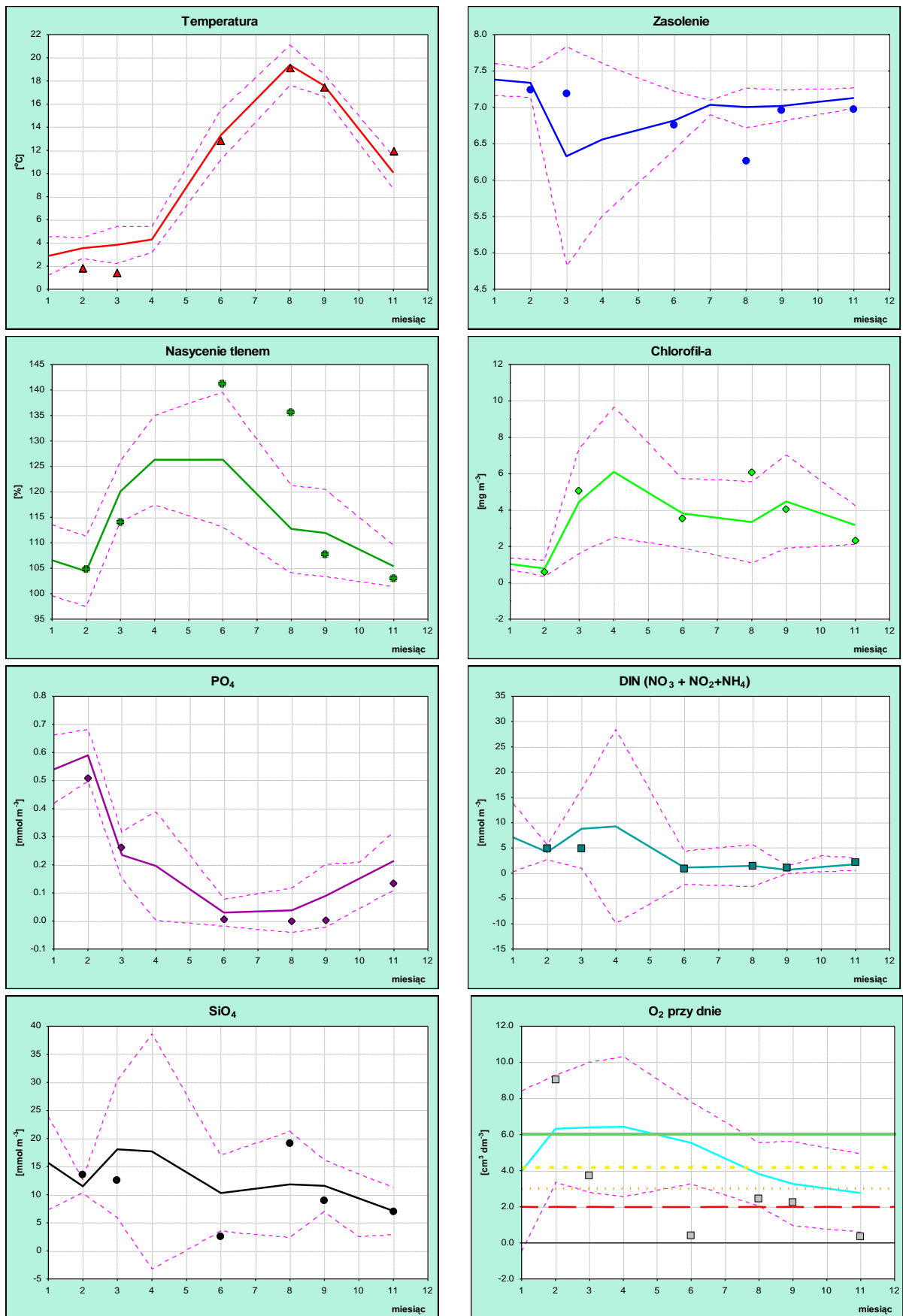
Ze względu na niekorzystne warunki meteorologiczne w 2011 r. nie obserwowano typowych stanów przesylenia wody powierzchniowej tlenem w okresie wiosennym (rys. 2-8). Wartości przesylenia powyżej 120% pojawiły się dopiero w czerwcu i w sierpniu.

Oznaczenia na rys. 2-8:

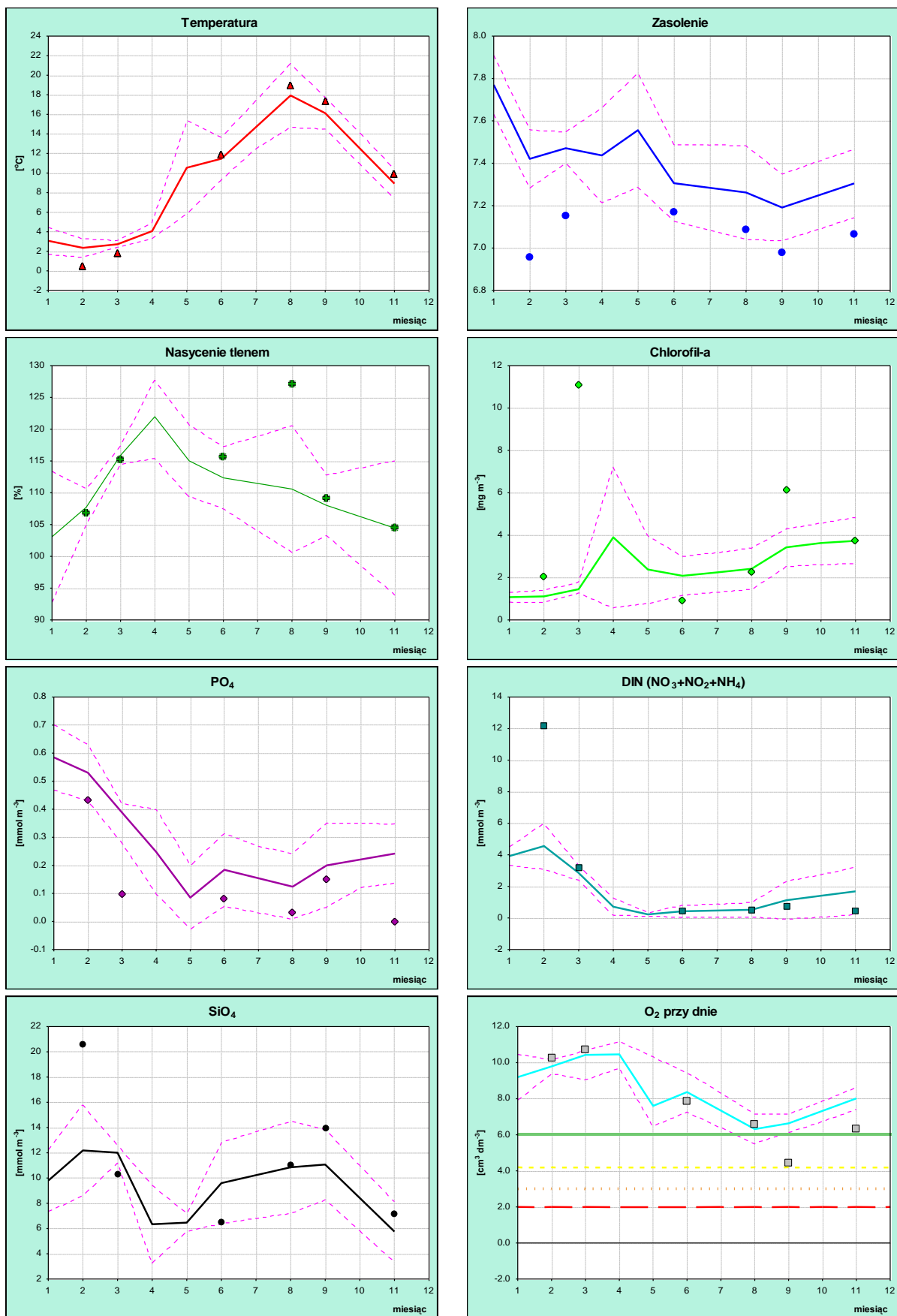
- linia ciągła – średnia z lat 2001-2010,
- linie przerywane \pm SD,
- punkty wartości z 2011 r.,
- linie w rys. natlenienia warstwy przydennej oznaczają granice stanów wg RDW: zielony – stan dobry, żółty – umiarkowany, pomarańczowy – słaby, czerwony – zły, czarny – warunki azoiczne.



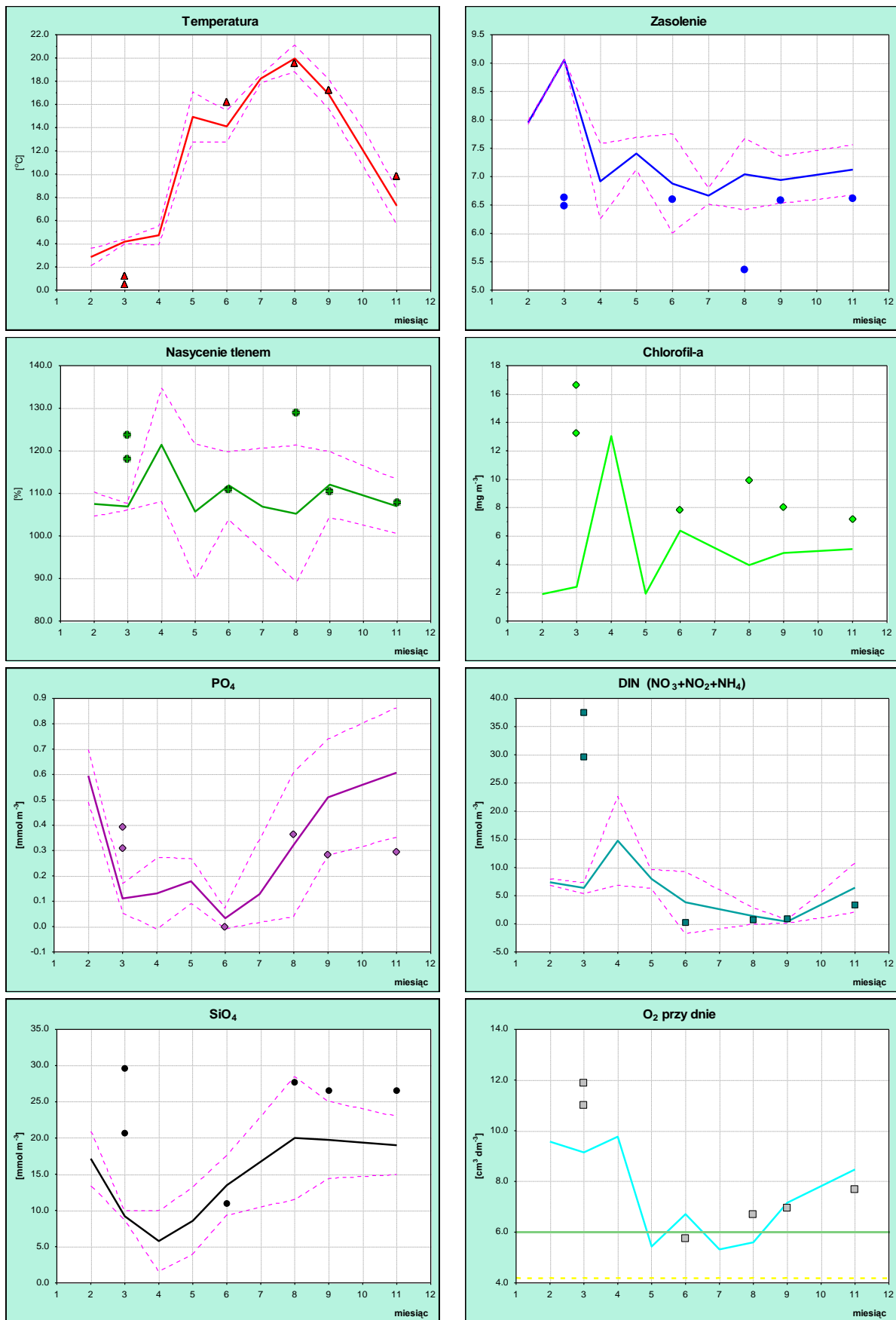
Rys.2 Wielecienne zmiany sezonowe warunków termohalinowych, natlenienia, zawartości substancji biogennych i chlorofilu-a w wodach Zalewu Puckiego (stacja ZP6 badań wysokiej częstotliwości); objaśnienie oznaczeń podano pod tab. 1 (źródło danych PMŚ)



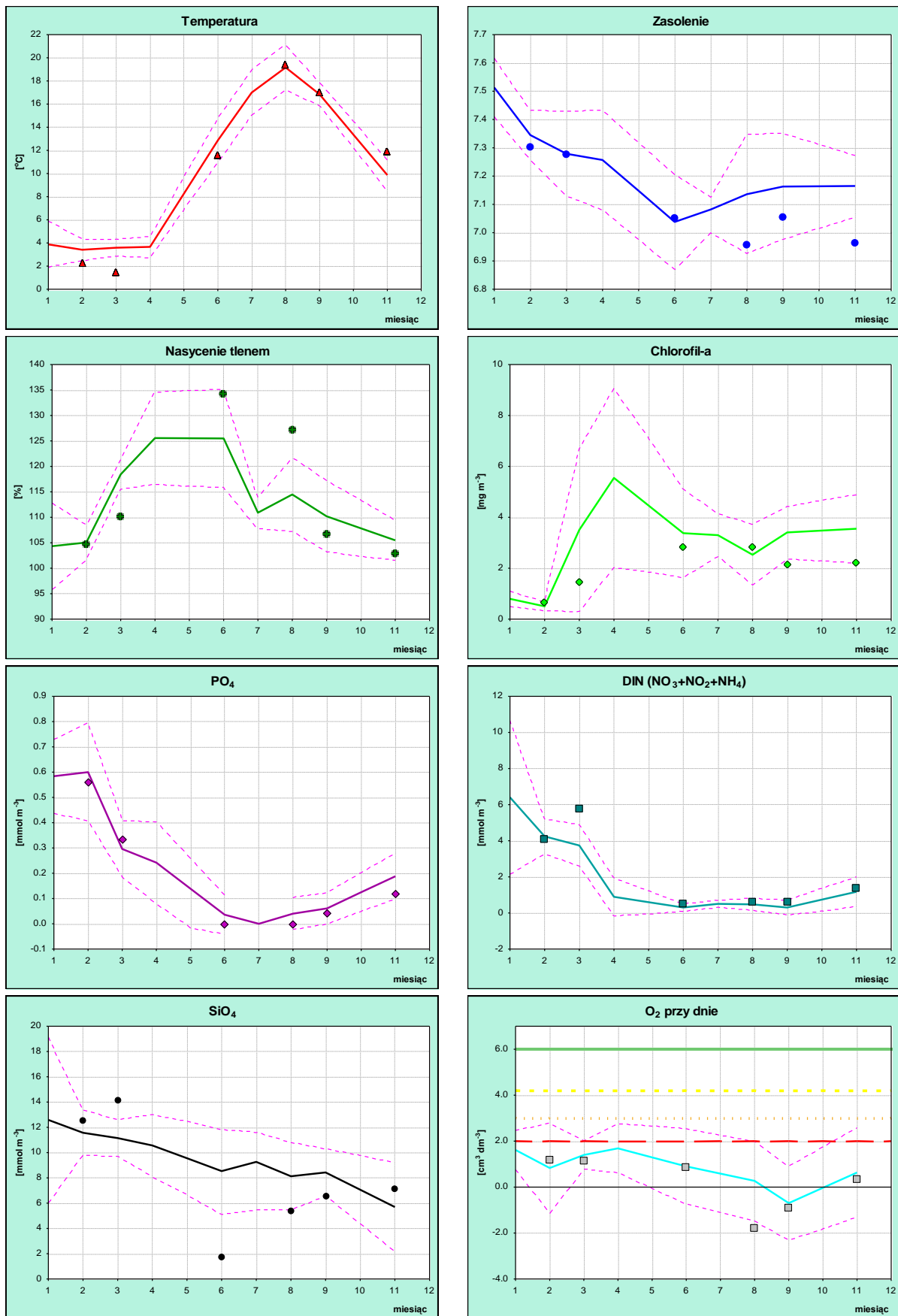
Rys. 3 Wieloletnie zmiany sezonowe warunków termohalinowych, natlenienia, zawartości substancji biogennych i chlorofilu-a w wodach centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110), objaśnienie oznaczeń podano pod tab. 1 (źródło danych PMS)



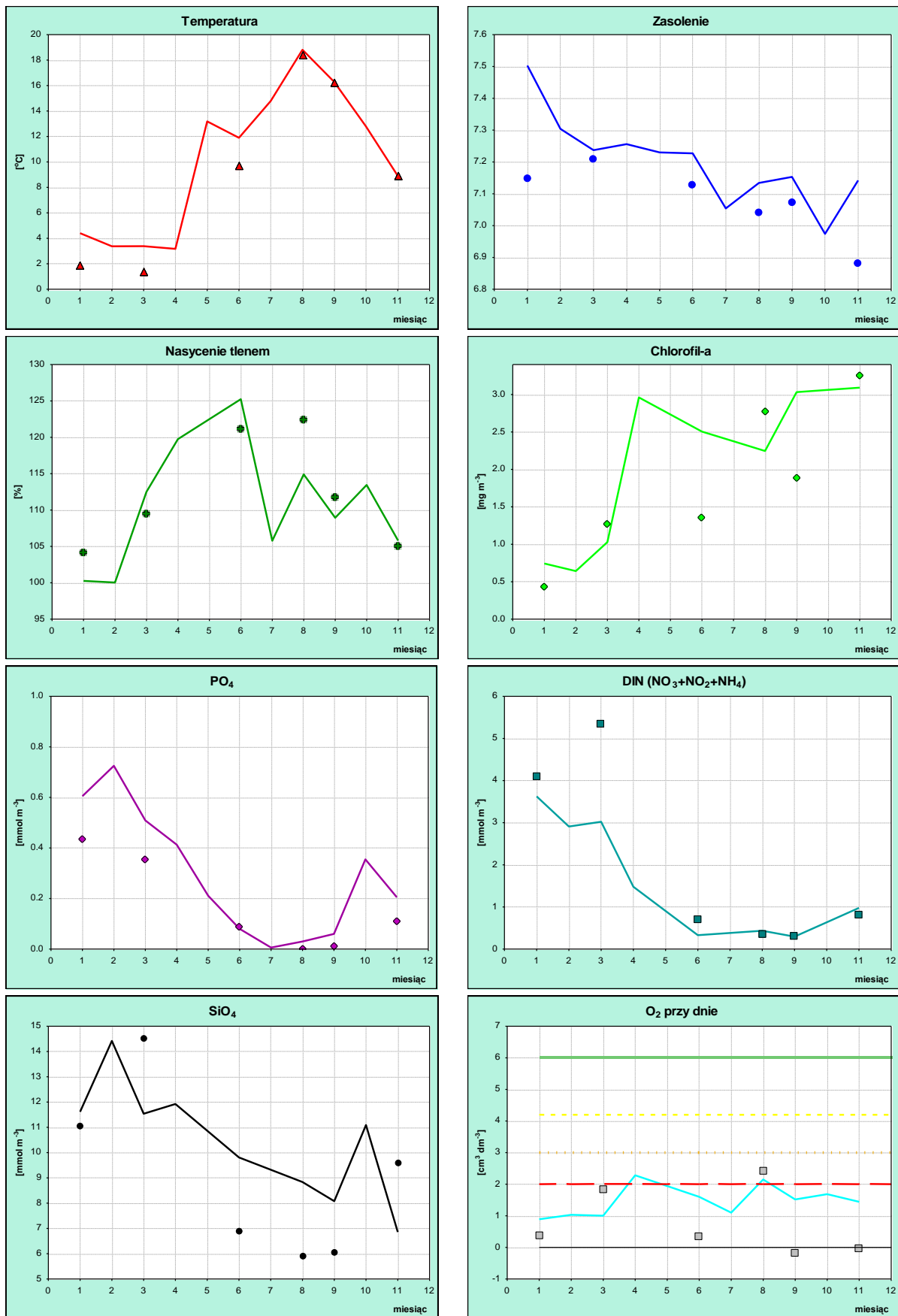
Rys. 4 Wieloletnie zmiany sezonowe warunków termohalinowych, natlenienia, zawartości substancji biogennych i chlorofilu-a płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7), objaśnienie oznaczeń podano pod tab. 1 (źródło danych PMŚ)



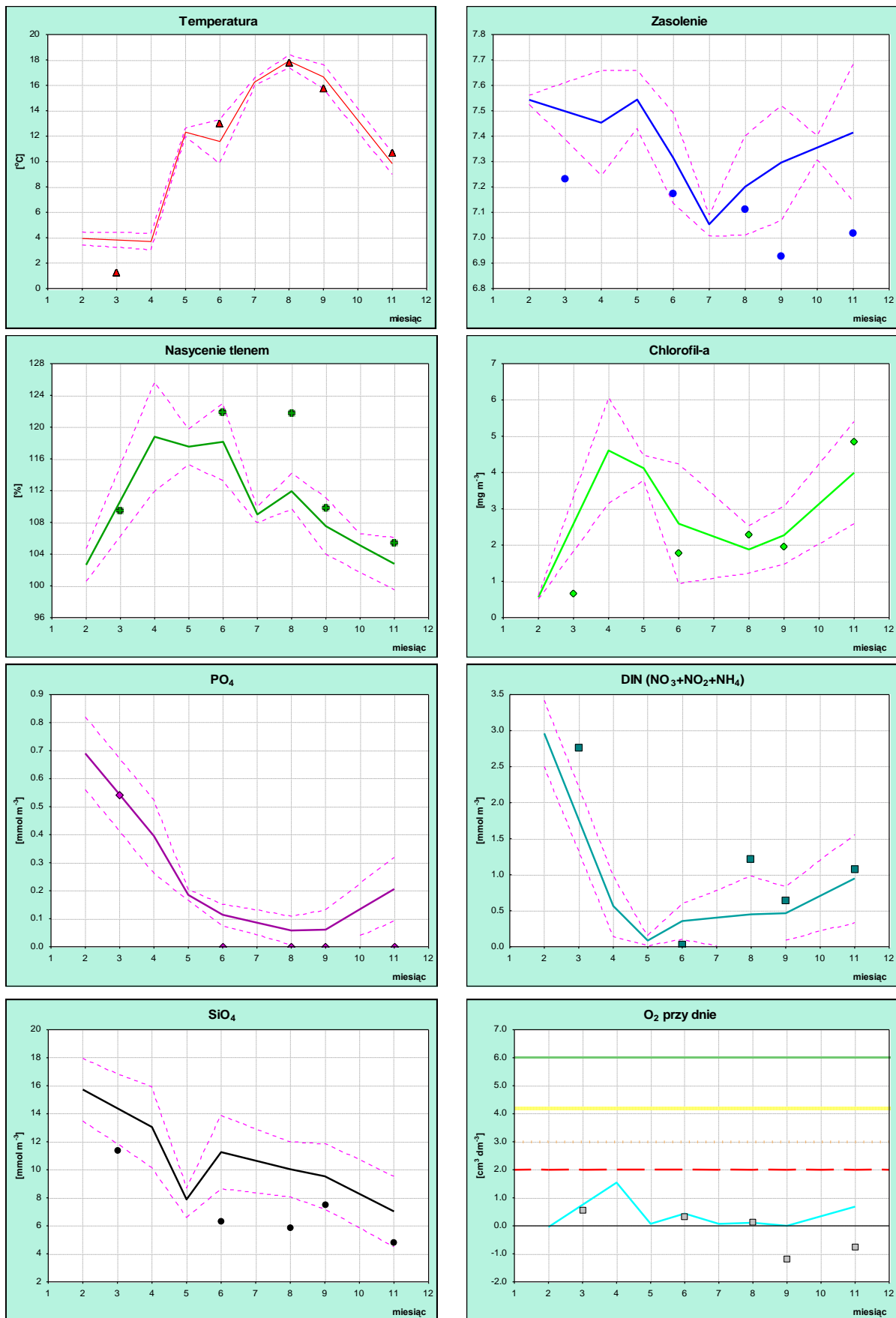
Rys. 5 Wieloletnie zmiany sezonowe warunków termohalinowych, natlenienia, zawartości substancji biogennych i chlorofilu-a w wodach otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13), objaśnienie oznaczeń podano pod tab. 1 (źródło danych PMS)



Rys. 6 Wieloletnie zmiany sezonowe warunków termohalinowych, natlenienia, zawartości substancji biogennej i chlorofilu-a w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1 = BMP L1), objaśnienie oznaczeń podano pod tab. 1 (źródło danych PMS)



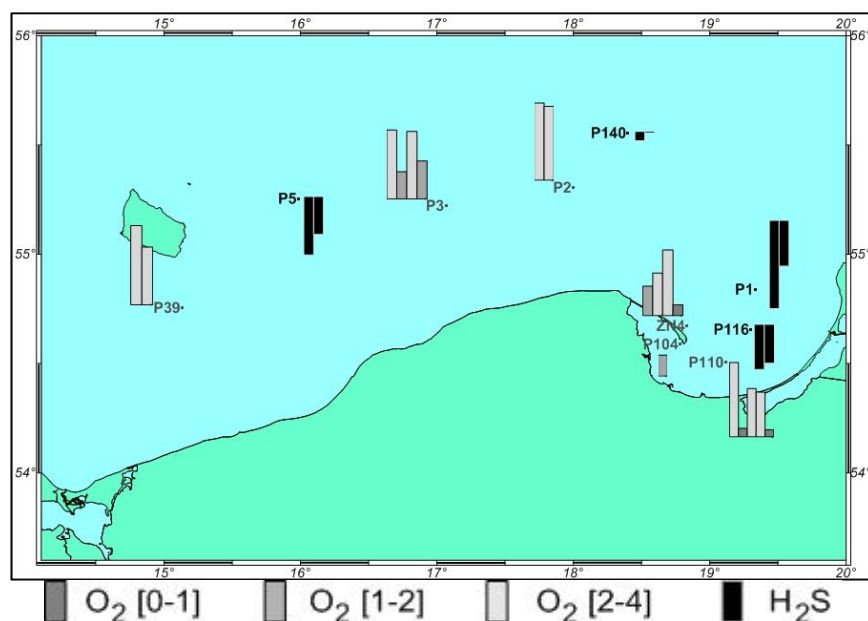
Rys. 7 Wieloletnie zmiany sezonowe warunków termohalinowych, natlenienia, zawartości substancji biogennych i chlorofilu-a w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140 = BMP K1), objaśnienie oznaczeń podano pod tab. 1 (źródło danych PMŚ)



Rys. 8 Wieloletnie zmiany sezonowe warunków termohalinowych, natlenienia, zawartości substancji biogennych i chlorofilu-a w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 = BMP K2), objaśnienie oznaczeń podano pod tab. 1 (źródło danych PMS)

Po znacznej aktywności wlewowej w 2010 r., kiedy to zanotowano aż 5 zjawisk wlewowych o różnej intensywności (na przełomie stycznia/lutego, w lipcu, we wrześniu, na przełomie października/listopada i w grudniu), od stycznia do listopada 2011 r. nie miał miejsca wlew słonych wód z Morza Północnego. Spowodowało to znaczne pogorszenie sytuacji tlenowej w obszarach głębokowodnych (rys. 2-8 i 9). Siarkowódor występował w Głębi Gdańskiej (w sierpniu i listopadzie) oraz w Głębi Bornholmskiej we wrześniu i w listopadzie. Niespotykane pogorszenie warunków tlenowych w wodach przydennych nastąpiło w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim, gdzie we wrześniu również pojawił się H_2S ($4,3 \text{ mmol m}^{-3}$). Był to drugi stwierdzony w tym obszarze przypadek występowania siarkowodoru, jaki zanotowano w polskiej bazie danych oceanograficznych sięgającej lat 1950. Poprzednio śladowe ilości H_2S ($0,15 \text{ mmol m}^{-3}$) zmierzono tutaj w wodach przydennych w dniu 11 września 1981 r.

Siarkowódor pojawił się także w centralnej części Zatoki Gdańskiej, w wodach przydennych stacji P116 (w czerwcu i listopadzie) (rys. 9), a silne deficyty tlenowe ($O_2 < 1,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$) zmierzono na pozostałych stacjach monitoringowych w Zatoce Gdańskiej oraz na stosunkowo głębokiej (70 m) stacji ZN4 na obrzeżu Półwyspu Helskiego.



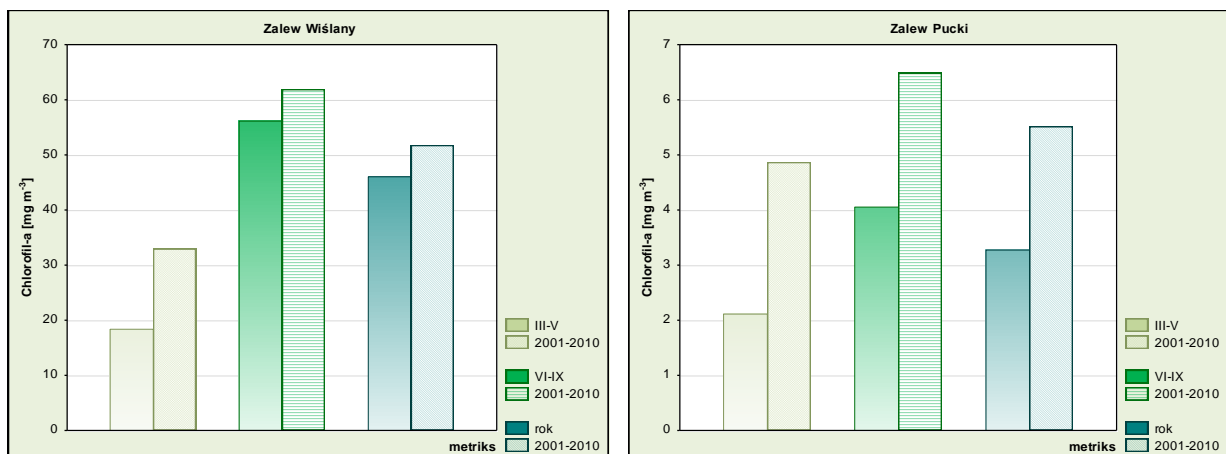
Rys. 9 Występowanie silnych deficytów tlenowych i siarkowodoru w wodach przydennych w polskiej strefie Bałtyku w 2011 r.; stężenie tlenu w [$\text{cm}^3 \text{ dm}^{-3}$], stężenie siarkowodoru jako tzw. „ujemny tlen” [$O_2 = -0,044 H_2S$] (źródło danych PMŚ)

Elementy biologiczne

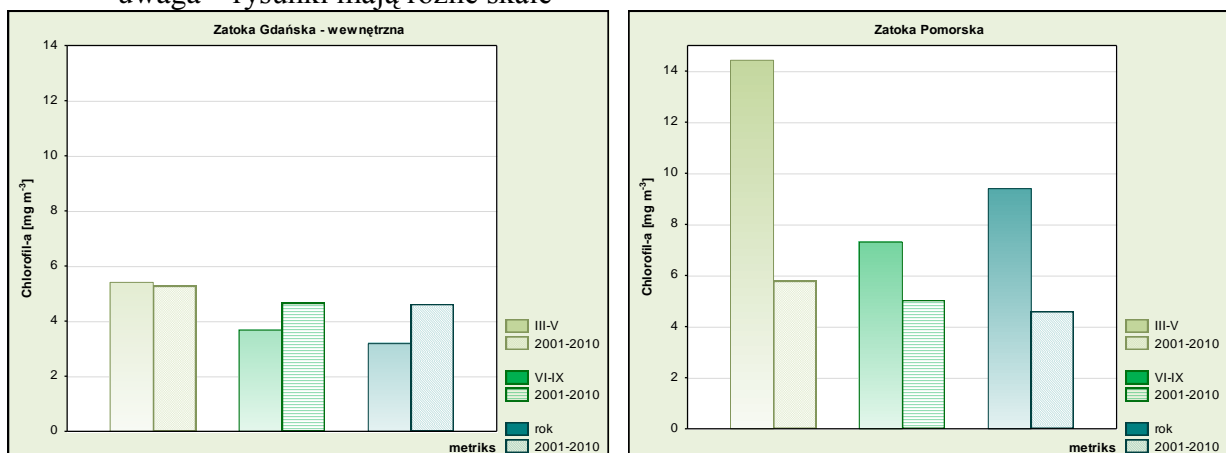


Fitoplankton

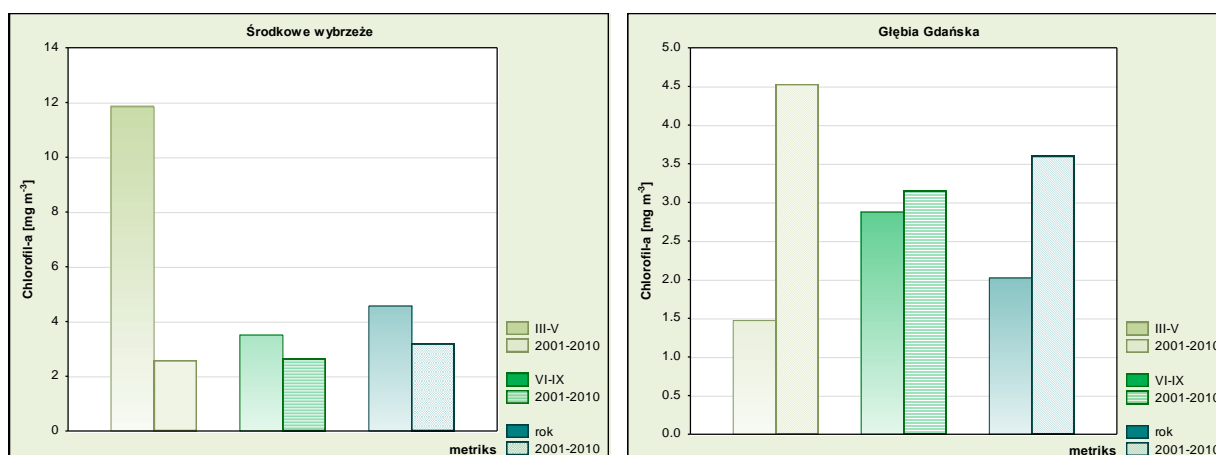
Zawartość chlorofilu-a zmieniała się w 2011 r. zgodnie z cyklem sezonowym, przy czym z uwagi na chłodną pierwszą połowę roku, wyższe wartości chlorofilu-a notowano w miesiącach od sierpnia do listopada (rys. 2-8). Mimo niskiej temperatury wody, w Zatoce Pomorskiej oraz w całym pasie środkowego wybrzeża najintensywniejszy rozwój fitoplanktonu był obserwowany w marcu, gdy stężenia chlorofilu-a znacznie przekraczały $10,0 \text{ mg m}^{-3}$ na większości stacji badawczych. Z kolei w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim i w Głębi Bornholmskiej maksymalne stężenia chlorofilu-a pojawiły się dopiero w listopadzie. Nietypowy rozwój fitoplanktonu w 2011 r. dobrze ilustrują rysunki sezonowej zawartości chlorofilu-a w tym roku na tle wartości średnich z dziesięciolecia 2001-2010 (rys. 10-13).



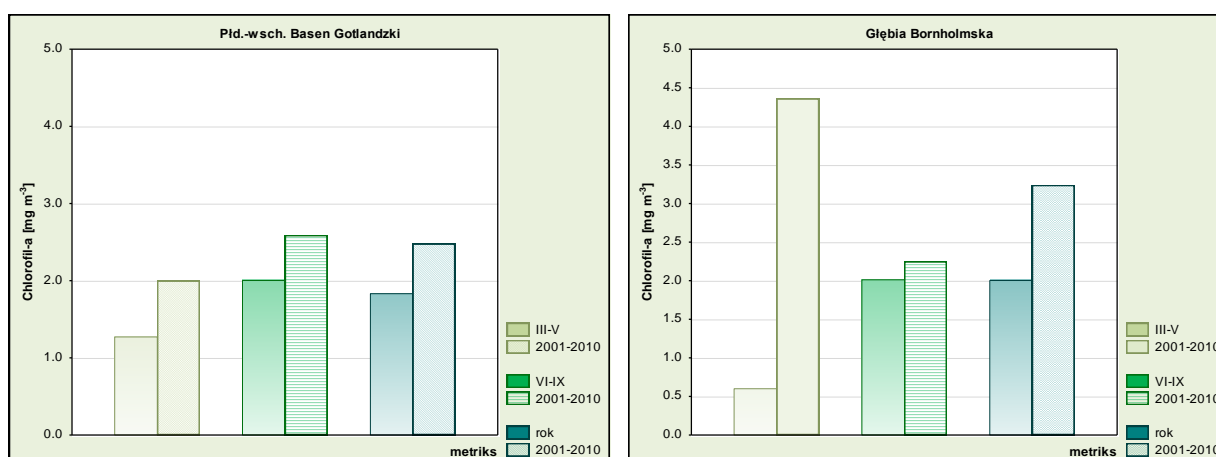
Rys. 10 Średnie stężenia chlorofilu-a wiosną, latem i średnia roczna zawartość w wodach Zalewu Wiślanego i Zalewu Puckiego w 2011 r. na tle dziesięciolecia 2001-2010; uwaga – rysunki mają różne skale



Rys. 11 Średnie stężenia chlorofilu-a wiosną, latem i średnia roczna zawartość w wodach Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej w 2011 r. na tle dziesięciolecia 2001-2010; uwaga – rysunki mają równe skale



Rys. 12 Średnie stężenia chlorofilu-a wiosną, latem i średnia roczna zawartość w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża i Głębi Gdańskiej w 2011 r. na tle dziesięciolecia 2001-2010; uwaga – rysunki mają różne skale



Rys. 13 Średnie stężenia chlorofilu-a wiosną, latem i średnia roczna zawartość w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego i Głębi Bornholmskiej w 2011 r. na tle dziesięciolecia 2001-2010; uwaga – rysunki mają równe skale

Jedynie w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża i w Zatoce Pomorskiej produkcja fitoplanktonu przewyższała w 2011 r. średnie wartości dziesięciolecia 2001-2010 i to głównie za sprawą intensywnego zakwitów wiosennego. Wyniki te jednoznacznie dowodzą, że w ocenach stanu środowiska morskiego należy uwzględniać wszystkie sezony, również wczesnowiosenny, ponieważ może on dostarczać głównej porcji materii organicznej w ciągu roku i mieć decydujące znaczenie dla oceny stanu. Dlatego niezbędne jest opracowanie schematów klasyfikacji stanu również z uwzględnieniem średnich rocznych stężeń chlorofilu-a.

Również wyniki badań struktury gatunkowej, liczebności i biomasy fitoplanktonu wykazały wpływ niekorzystnych warunków klimatycznych. W 2011 r. oznaczono ogółem

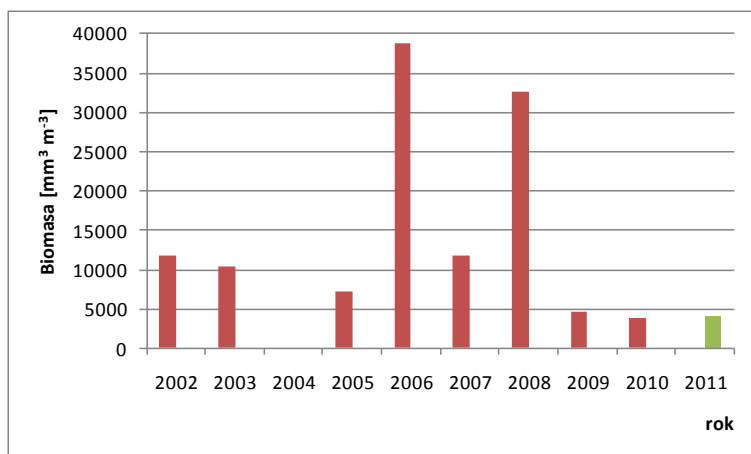
132 taksony (187 w 2010 r.), a ich rozmieszczenie w poszczególnych regionach (wg stacji monitoringowych) w polskiej strefie Morza Bałtyckiego przedstawia tabela 2.

Tabela 2

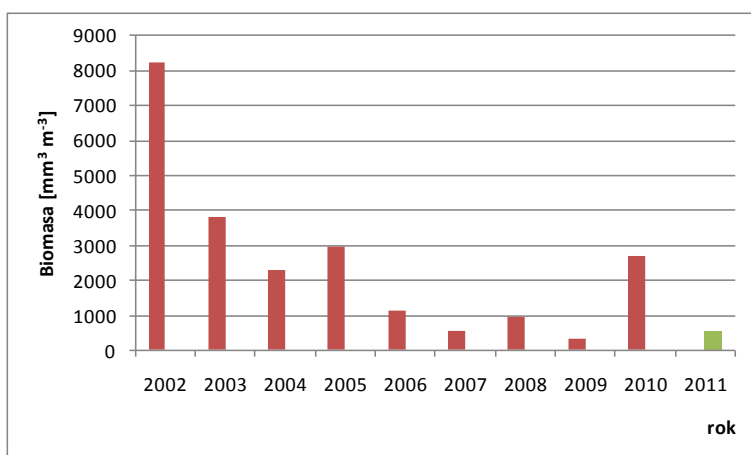
Liczba taksonów fitoplanktonu na stacjach monitoringowych w 2011 r.

Nazwa stacji	ZP6	KW	P110	L7	P16	B13	P1	P140	K6	P5
Liczba taksonów	90	49	71	64	56	59	47	55	55	50

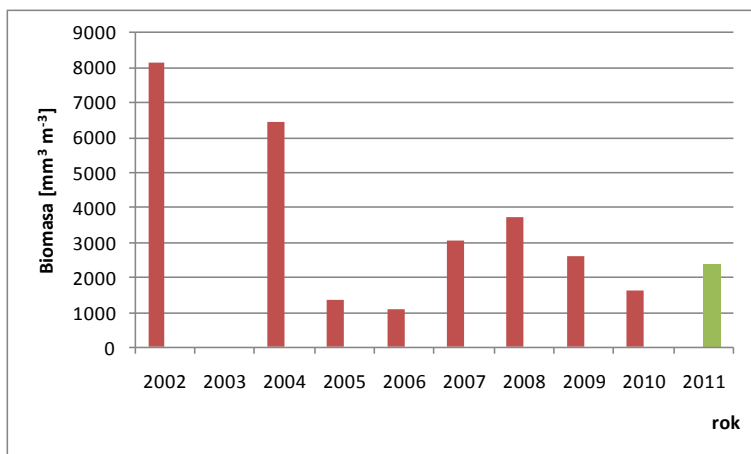
Zmienność całkowitej biomasy fitoplanktonu w sezonie letnim (miesiące VI-IX) w 2011 r. na tle wielolecia 2002-2010 przedstawiono na rys. 14-21 [uwaga: rysunki mają zmienną skalę biomasy].



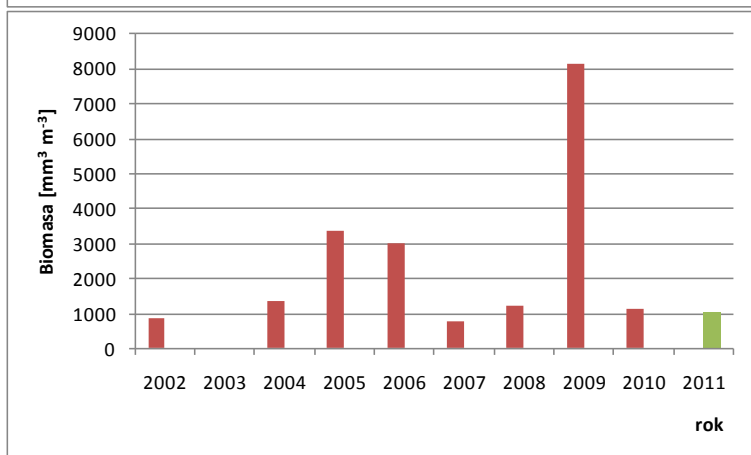
Rys. 14 Średnia biomasa fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w miesiącach letnich (VI-IX) w latach 2002-2010 (słupki czerwone) i w 2011 r. (słupek zielony) (źródło danych PMŚ)



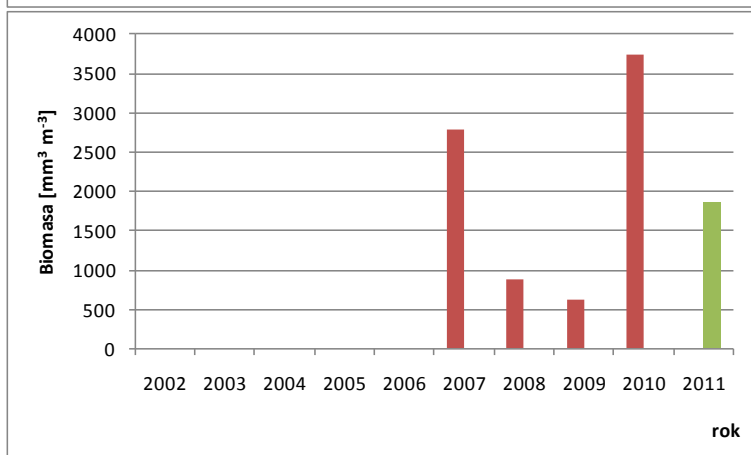
Rys. 15 Średnia biomasa fitoplanktonu w wodach Zalewu Puckiego w miesiącach letnich (VI-IX) w latach 2002-2010 (słupki czerwone) i w 2011r. (słupek zielony) (źródło danych PMŚ)



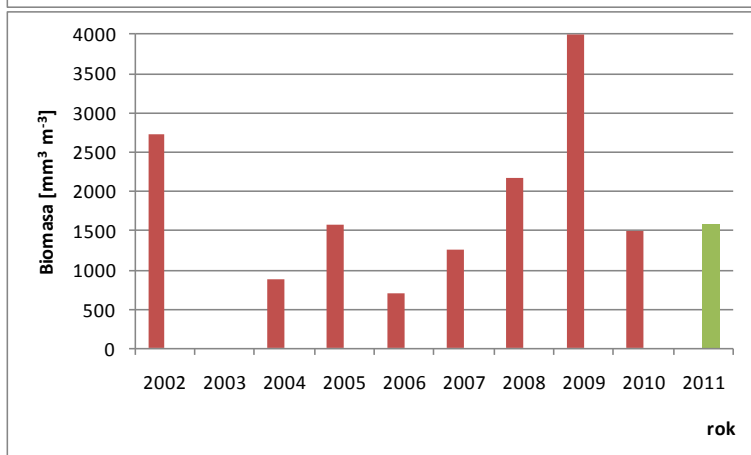
Rys. 16 Średnia biomasa fitoplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej w miesiącach letnich (VI-IX) w latach 2002-2010 (słupki czerwone) i w 2011 r. (słupki zielony) (źródło danych PMŚ)



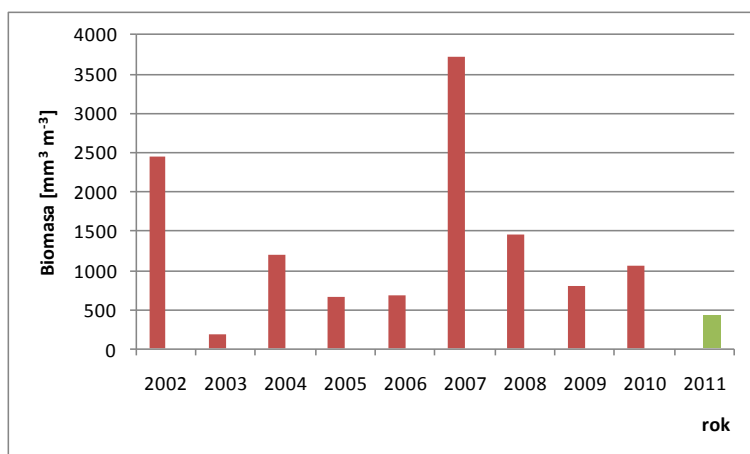
Rys. 17 Średnia biomasa fitoplanktonu w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża w miesiącach letnich (VI-IX) w latach 2002-2010 (słupki czerwone) i w 2011r. (słupki zielony) (źródło danych PMŚ)



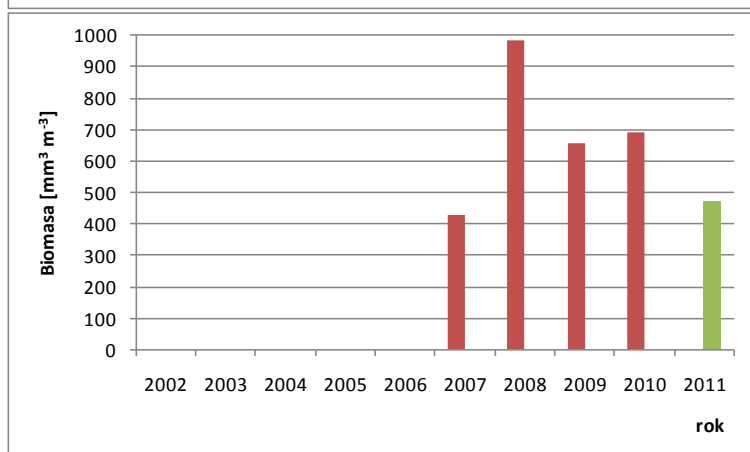
Rys. 18 Średnia biomasa fitoplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej w miesiącach letnich (VI-IX) w latach 2002-2010 (słupki czerwone) i w 2011 r. (słupki zielony) (źródło danych PMŚ)



Rys. 19 Średnia biomasa fitoplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej w miesiącach letnich (VI-IX) w latach 2002-2010 (słupki czerwone) i w 2011r. (słupki zielony) (źródło danych PMŚ)



Rys. 20 Średnia biomasa fitoplanktonu w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego w miesiącach letnich (VI-IX) w latach 2002-2010 (słupki czerwone) i w 2011 r. (słupki zielony) (źródło danych PMŚ)



Rys. 21 Średnia biomasa fitoplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej w miesiącach letnich (VI-IX) w latach 2002-2010 (słupki czerwone) i w 2011 r. (słupki zielony) (źródło danych PMŚ)

W porównaniu z okresem 2002-2010, w 2011 r. biomasa fitoplanktonu w sezonie letnim (miesiące VI-IX), znajdowała się na średnim (Rys. 16-19 i 21) lub niskim poziomie (Rys. 14-15 i 20) i jedynie w obrębie centralnej Zatoki Gdańskiej i Głębi Gdańskiej przewyższała biomasę z 2010 r. (Rys. 16 i 19).

Przeprowadzone w 2011 r. badania fitoplanktonu wykazały odstępstwa w składzie gatunkowym i dominacji biomasy niektórych przedstawicieli tej formacji ekologicznej w stosunku do lat poprzednich. Zaobserwowano znikome ilości lub całkowity brak nitkowatych sinic z gatunku *Nodularia spumigena* i rodzaju *Aphanizomenon*, które dotychczas pojawiały się co roku w rejonach badań, tworząc potencjalnie toksyczne „zakwity”. Najprawdopodobniej było to wynikiem niskich temperatur w okresie letnim i dużą ilością dni wietrznych; wiatr powodował ciągle mieszanie się wód, przez co nitkowate sinice nie miały odpowiednich warunków do rozwoju. Trudno jednoznacznie określić prawdziwy powód tej anomalii, gdyż na rozwój poszczególnych grup fitoplanktonu wpływa wiele czynników zarówno fizycznych jak i chemicznych.

Zooplankton

Monitoring mezozooplanktonu w 2011 r. prowadzono na 10 reprezentatywnych stacjach badawczo-pomiarowych we wszystkich regionach polskiej strefy Bałtyku (Rys.1). W 2011 r., oznaczono 22 gatunki, głównie należące do gromad Cladocera i Copepoda (Tab. 3). Był to skład gatunkowy charakterystyczny dla południowego Bałtyku.

Tabela 3

Lista gatunków mezozooplanktonu oznaczonych na stacjach monitoringowych w polskiej strefie Bałtyku w 2011 r.

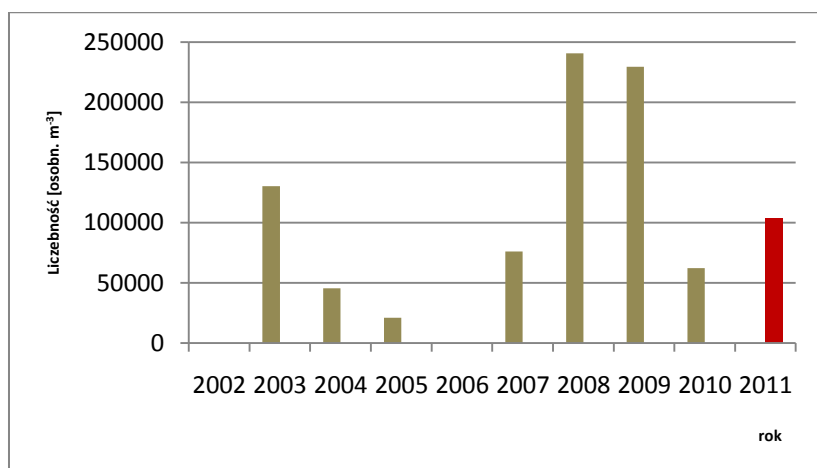
Gatunek	KW	ZP6	P110	L7	P1 6	K6	B1 3	P1	P140	P5
<i>Bosmina longispina</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bythotrephes cederstroemi</i>								X		
<i>Chydorus sphaericus</i>		X					X			
<i>Daphnia cucullata</i>							X			
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	X	X					X			
<i>Evadne nordmanni</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptodora Kindli</i>	X									
<i>Podon</i>		X								
<i>Podon intermedium</i>			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Podon leuckartii</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Balanus</i>		X				X	X			X
##COPEPODA	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
#CALANOIDA	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Acartia bifilosa</i> var. <i>inermis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Acartia longiremis</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Centropages hamatus</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Eurytemora affinis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudocalanus minutus</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Temora longicornis</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
#CYCLOPOIDA					X		X			
<i>Cyclopinae</i>	X	X					X			
<i>Oithona similis</i>							X	X	X	X
#HARPACTICOIDA		X	X		X	X	X		X	X
#HYDROMEDUSAE			X						X	X
#BIVALVIA		X	X	X	X	X	X	X	X	X
#GASTROPODA		X	X	X	X	X	X	X		
#MYSIDAE			X			X	X			
##NEMATODA		X				X				
##PISCES										X
##POLYCHAETA	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Fritillaria</i>			X	X	X	X		X	X	X
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>		X								
#ROTATORIA	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
#CLADOCERA			X	X				X	X	X
Razem	9	20	18	15	17	19	24	17	17	19

Nie stwierdzono obecności inwazyjnego i rozszerzającego swój zasięg gatunku wioślarki *Cercopagis pengoi*, natomiast stwierdzono obecność innego gatunku obcego – *Bythotrephes cederstroemi* (w sierpniu na stacji P1 w Głębi Gdańskiej).

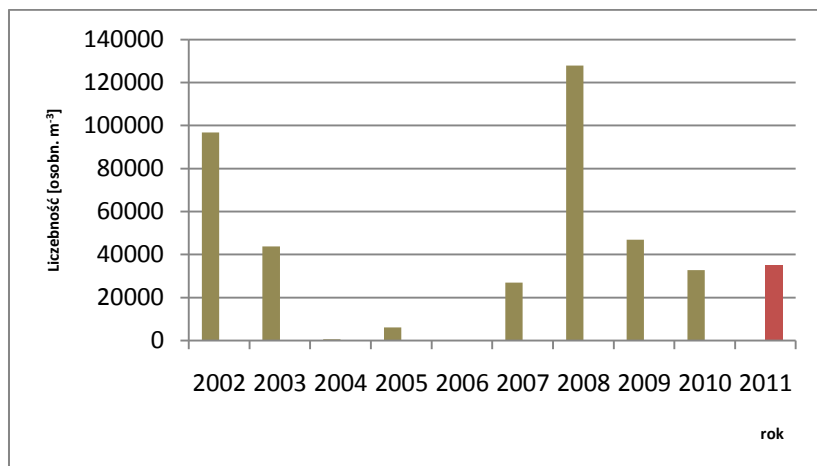
Za anomalię można uznać pojawienie się w listopadzie widłonoga *Oithona similis* (stadium IV–V) na płytkowodnej stacji B13 w Zatoce Pomorskiej. Jest to bowiem gatunek silnie halofilny spotykany głównie w strefie otwartego morza na stacjach głębokowodnych.

Różnorodnością gatunkową wyróżniał się zooplankton na stacjach B13, P110 i ZP6, natomiast zooplankton na stacji KW w Zalewie Wiślanym zdominowany był przez dwa gatunki – widłonoga *Eurytemora affinis* i wioślarkę *Diaphanosoma brachyurum*.

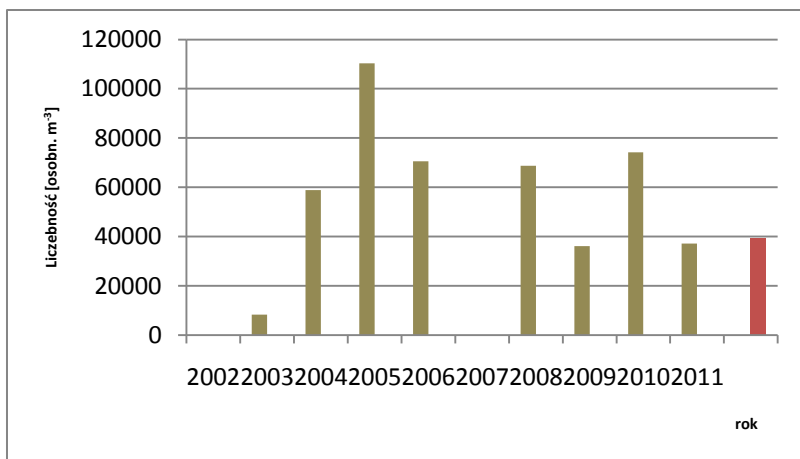
Zarówno skład ilościowy jak i biomasa zooplanktonu były na poziomach charakterystycznych dla danego regionu (Rys. 21-29). W porównaniu z wieloleciem 2002-2010, średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w poszczególnych regionach polskiej strefy Bałtyku utrzymywała się na średnim poziomie, zgodnie z niezbyt korzystnymi warunkami meteorologicznymi.



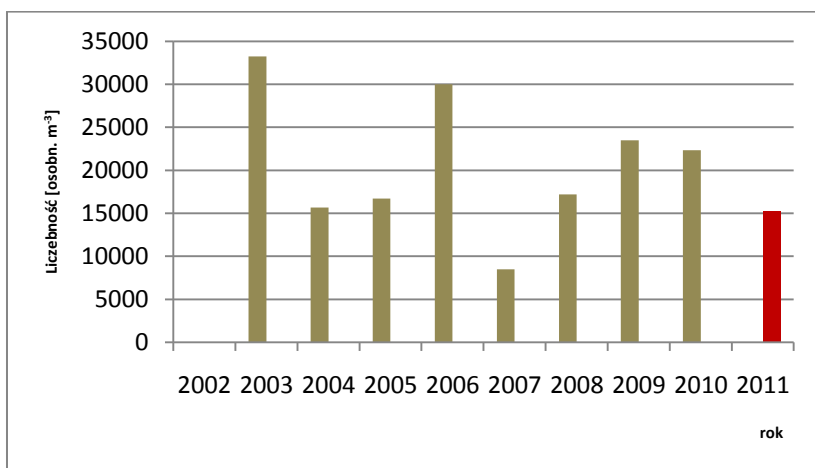
Rys. 22 Średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2002-2010 (słupki oliwkowe) i w 2011 r. (słupek czerwony) (źródło danych PMS)



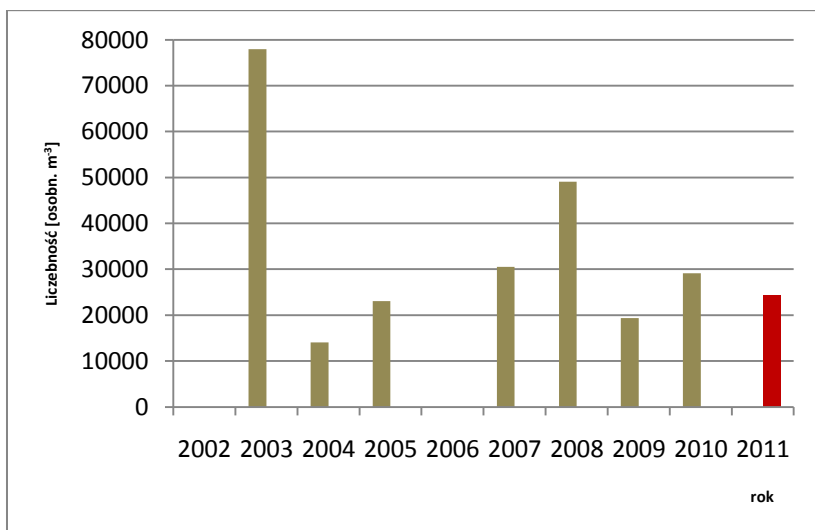
Rys. 23 Średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego w latach 2002-2010 (słupki oliwkowe) i w 2011 r. (słupek czerwony) (źródło danych PMS)



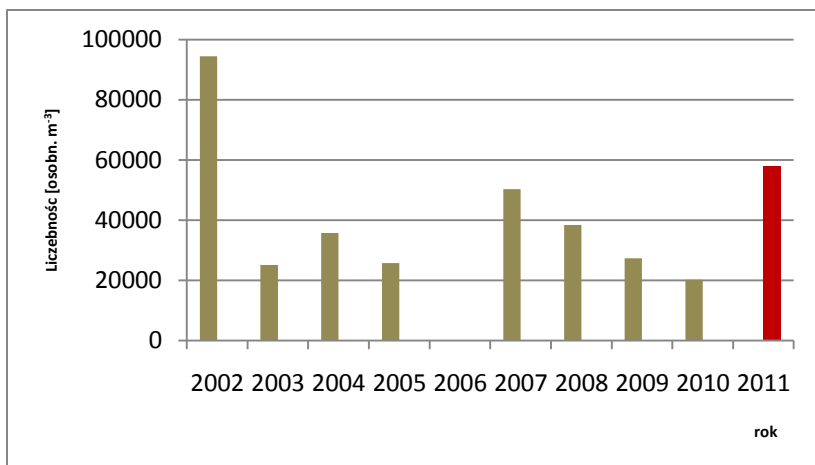
Rys. 24 Średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej w latach 2002-2010 (słupki oliwkowe) i w 2011 r. (słupek czerwony) (źródło danych PMŚ)



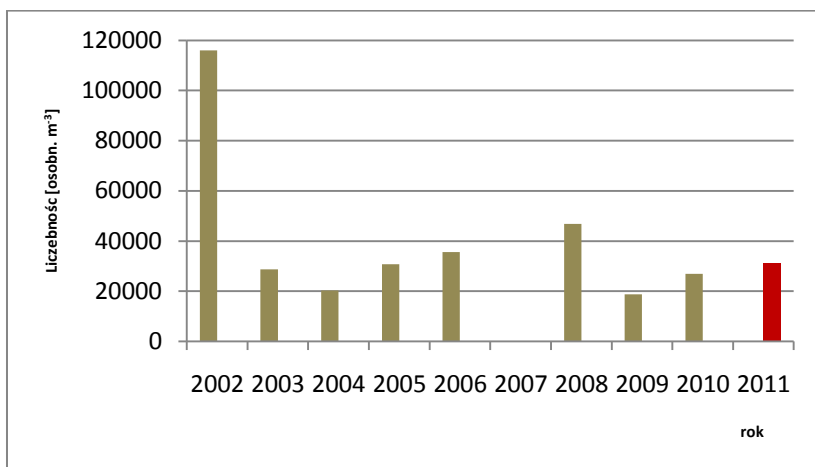
Rys. 25 Średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża w latach 2002-2010 (słupki oliwkowe) i w 2011 r. (słupek czerwony) (źródło danych PMŚ)



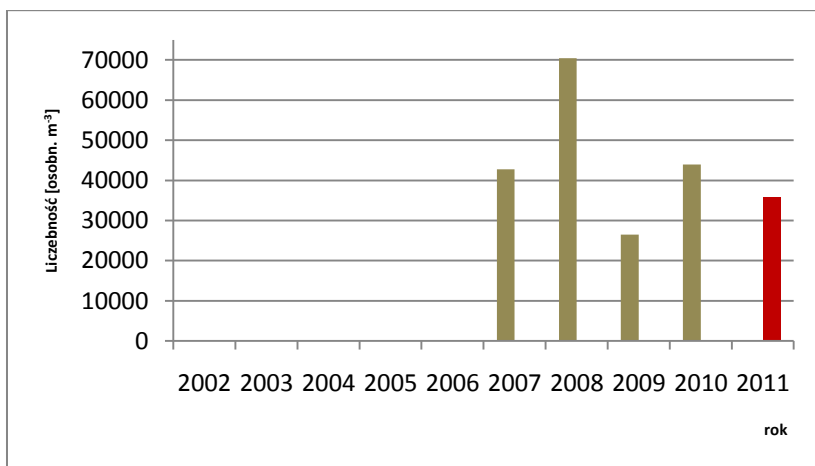
Rys. 26 Średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej w latach 2002-2010 (słupki oliwkowe) i w 2011 r. (słupek czerwony) (źródło danych PMŚ)



Rys. 27 Średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej w latach 2002-2010 (słupki oliwkowe) i w 2011 r. (słupek czerwony) (źródło danych PMŚ)



Rys. 28 Średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w wodach pód.-wsch. Basenu Gotlandzkiego w latach 2002-2010 (słupki oliwkowe) i w 2011 r. (słupek czerwony) (źródło danych PMŚ)

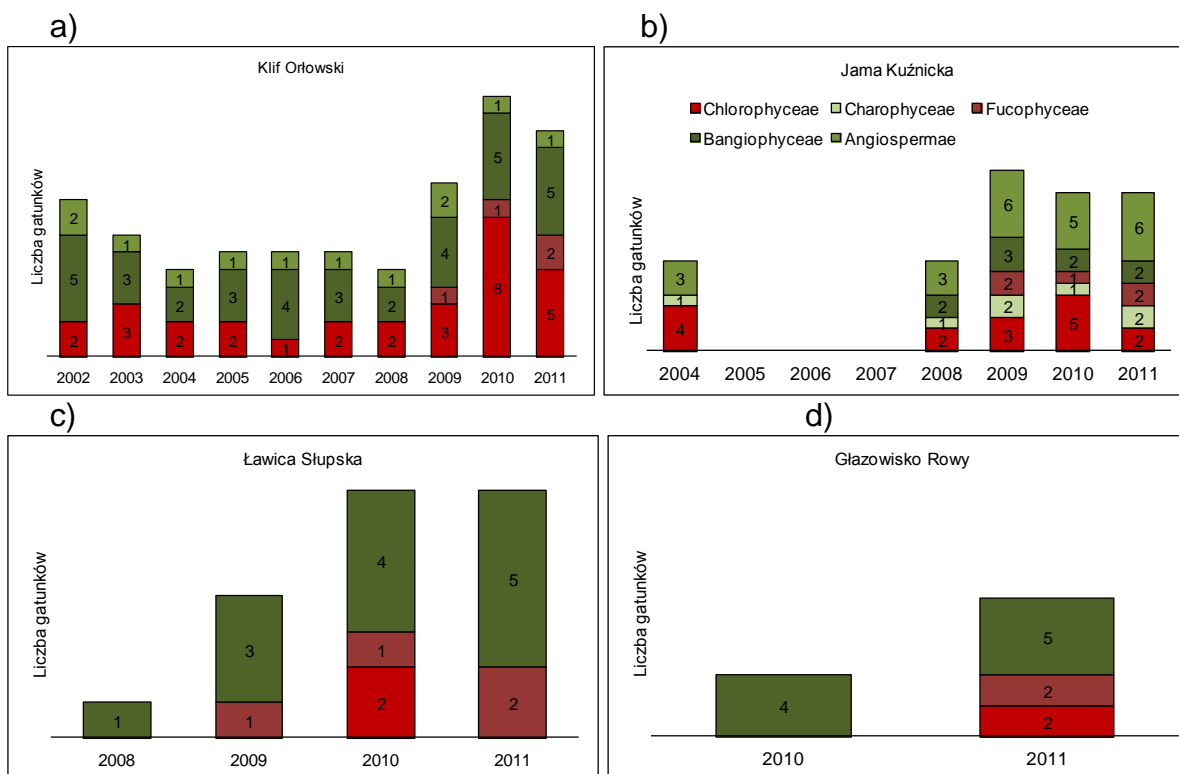


Rys. 29 Średnia roczna liczebność mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej w latach 2002-2010 (słupki oliwkowe) i w 2011 r. (słupek czerwony) (źródło danych PMŚ)

Roślinność podwodna - fitobentos

W 2011 r. badania monitoringowe fitobentosu prowadzono na czterech stanowiskach (Rys. 1): na transekcie KO w pobliżu Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej, w Zalewie Puckim na profilu Jamy Kuźnickiej, w rejonie Ławicy Słupskiej, oraz w rejonie głazowiska Rowy. Do 2010 r. we wszystkich obszarach pomiarowych notowany był rozrost glonów z rodziny zielenic (*Chlorophyceae*) i brunatnic (*Fucophyceae*), czyli makrofitów uznawanych za gatunki wskaźnikowe eutrofizacji. W 2011 r. zaobserwowano spadek udziału tych makrofitów w zbiorowiskach monitorowanych roślin (Rys. 30a, b, c). I tak na profilu Klif Orłowski stwierdzono jedynie 7 gatunków zielenic i brunatnic (9 gatunków w roku poprzednim) przy takiej samej liczbie taksonów krasnorostów oraz roślin okrytonasiennych (Rys. 30a). Podobnie na profilu Jama Kuźnicka, gdzie w 2010 r. znaleziono 6 gatunków zielenic i brunatnic, w 2011 r. występowały jedynie 4 gatunki tych glonów, przy tym odnotowano również o jednego przedstawiciela okrytonasiennych więcej niż w roku poprzednim (Rys. 30b). W rejonie głazowiska Ławica Słupska w 2011 r. nie odnotowano żadnych zielenic i tylko 2 gatunki brunatnic, podczas gdy w 2010 r. występowały tutaj zarówno zielenice jak i brunatnice (Rys. 30c). W rejonie głazowiska Rowy w 2011r. brunatnice i zielenice występowały tylko w okresie letnim, a ponieważ badania w 2010r. przeprowadzono późną jesienią spowodowało to brak zielenic i brunatnic w pobranym materiale ze względu na fakt, że są to gatunki preferujące wyższe temperatury wód (Rys. 30d). Analizując zmiany zachodzące na transektach pomiarowych można sądzić, że odnotowanie takiej samej liczby taksonów przy jednoczesnym spadku liczby brunatnic i zielenic może świadczyć o poprawianiu się warunków fizyczno-chemicznych w wodach Morza Bałtyckiego (Rys. 30a, b, c, d).

Zmienność gatunkowa odzwierciedlała się także w udziale poszczególnych gromad w całkowitej biomacie. Do oceny zmian zachodzących w fitobentosie wykorzystano porównanie mas glonów pozytywnych – krasnorosty, rośliny okrytonasienne i ramienice oraz glonów negatywnych – zielenic i brunatnic. Glony negatywne poprzez szybszy rozrost powodują powstawanie „dywanów”, uniemożliwiając właściwe funkcjonowanie ekosystemów znajdujących się pod nimi, na skutek ograniczania dopływu tlenu i promieniowania słonecznego do dna. Na profilu Klif Orłowski biomasa glonów pozytywnych latem i jesienią 2011 r. wynosiła 36% i 83%, odpowiednio, a w 2010 r. - 30% i 83%.



Rys. 30 Zmiany liczby gatunków makrofitobentosu na profilu a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy

Na profilu Jama Kuźnicka w 2011 r. masa glonów pozytywnych w czerwcu i we wrześniu stanowiła 23% i aż 93% całkowitej biomasy roślin bentosowych (30 i 88% w 2010 r.). Także we wcześniejszych latach notowano tutaj ponad 90% udziału biomasy glonów pozytywnych jesienią i 30% w lecie. Również na transekcje w obrębie głazowiska Ławica Słupska odnotowano wzrost biomasy glonów pozytywnych; w 2011 r. glony te stanowił odpowiednio latem i jesienią 70% i 100% całkowitej biomasy roślin podwodnych, a w 2010 r. 47% oraz 88%. W latach 2009 i 2008 w obszarze tym dominowały krasnorosty, zatem ich masa zarówno w okresie letnim jak i jesiennym była bliska 100%. W rejonie głazowiska w miesiącach letnich 2011 r. glony pozytywne stanowiły 57% całkowitej masy makrofitów, a w okresie jesiennym zarówno w 2010 r., jak i w 2011 r., ich udział wyniósł 100% biomasy odnotowanej na transekcje.

W 2011 r. materiał do kontroli stanu makrofauny dennej pobrano w czerwcu ze stacji położonych w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża: Z, Ł7, P16, P14 M3 i K6, w zatokach: P104 w Zatoce Gdańskiej i B13 w Zatoce Pomorskiej oraz na trzech stacjach w obszarach głębokowodnych: P1 – Głębia Gdańska, P140 – płd-wsch. Basen Gotlandzki i P5 – Głębia Bornholmska. We wszystkich próbach stwierdzono występowanie 29 taksonów makrozoobentosu, a więc zdecydowanie więcej niż w roku poprzednim (18 taksonów). Podobnie jak w latach poprzednich największą różnorodność gatunkową (bogactwo gatunkowe) wykazywały stanowiska badane w Zatoce Pomorskiej (st. B13) oraz na stacjach M3 i L7 w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża, gdzie znaleziono, odpowiednio, 21, 12 i 11 gatunków fauny dennej (Tab. 4). Wysokie zróżnicowanie gatunkowe na stacji B13 to pośrednio zasługa występowania kilku gatunków z rodzaju *Gammarus*. Na stacji P14 nie udało się pobrać próby zoobentosu ze względu na występujące tam kamienie.

Rok 2011 podobnie jak 2010 był wyjątkowy, jeśli chodzi o faunę w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5), gdzie znaleziono przedstawicieli 4 gatunków zoobentosu - *Bylgides sarsi*, *Mytilus trossulus*, *Gammarus tigrinus* oraz *Theodoxus fluviatilis* (Tab. 4). W rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1), ze względu na przeważające warunki azoiczne, w przeciwieństwie do roku 2010 nie zanotowano organizmów makrozoobentosowych. W Głębi Bornholmskiej, gdzie sytuacja tlenowa była nieco lepsza w porównaniu do pozostałych stacji strefy głębokowodnej, ponieważ docierają tu nawet słabsze wlewy w rejonu Kattegatu, faunę denną notowano wcześniej w latach 2000, 2001, 2003, 2006, 2008 i 2010.

W obszarach głębokowodnych sumaryczna liczebność makrozoobentosu była zdecydowanie niska i wynosiła 10 osobn. m⁻² w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim i 82 osobn. m⁻² w Głębi Bornholmskiej, w tej ostatniej Głębi wyższą liczebność zanotowano głównie ze względu na obecność dużej ilości młodocianych przedstawicieli *M. trossulus*. Makrozoobentos strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża charakteryzował się wyższymi wartościami liczebności od 1 280 osobn. m⁻² (st. Ł7) do 7 793 osobn. m⁻² (st. B13) jedynie stacja K6 zasiedlona była przez niewiele osobników (230 osobn. m⁻²).

Porównanie sumarycznej liczebności makrofauny dennej na stacjach płytkowodnych (z wyjątkiem K6 i Ł7, ponieważ badania prowadzono tam jedynie w latach 2009 - 2011) i na stacji w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim w latach 2000-2010 przedstawiono na wykresach (Rys. 31a-f). Ze względu na braki danych na niektórych stacjach spowodowane zmianami

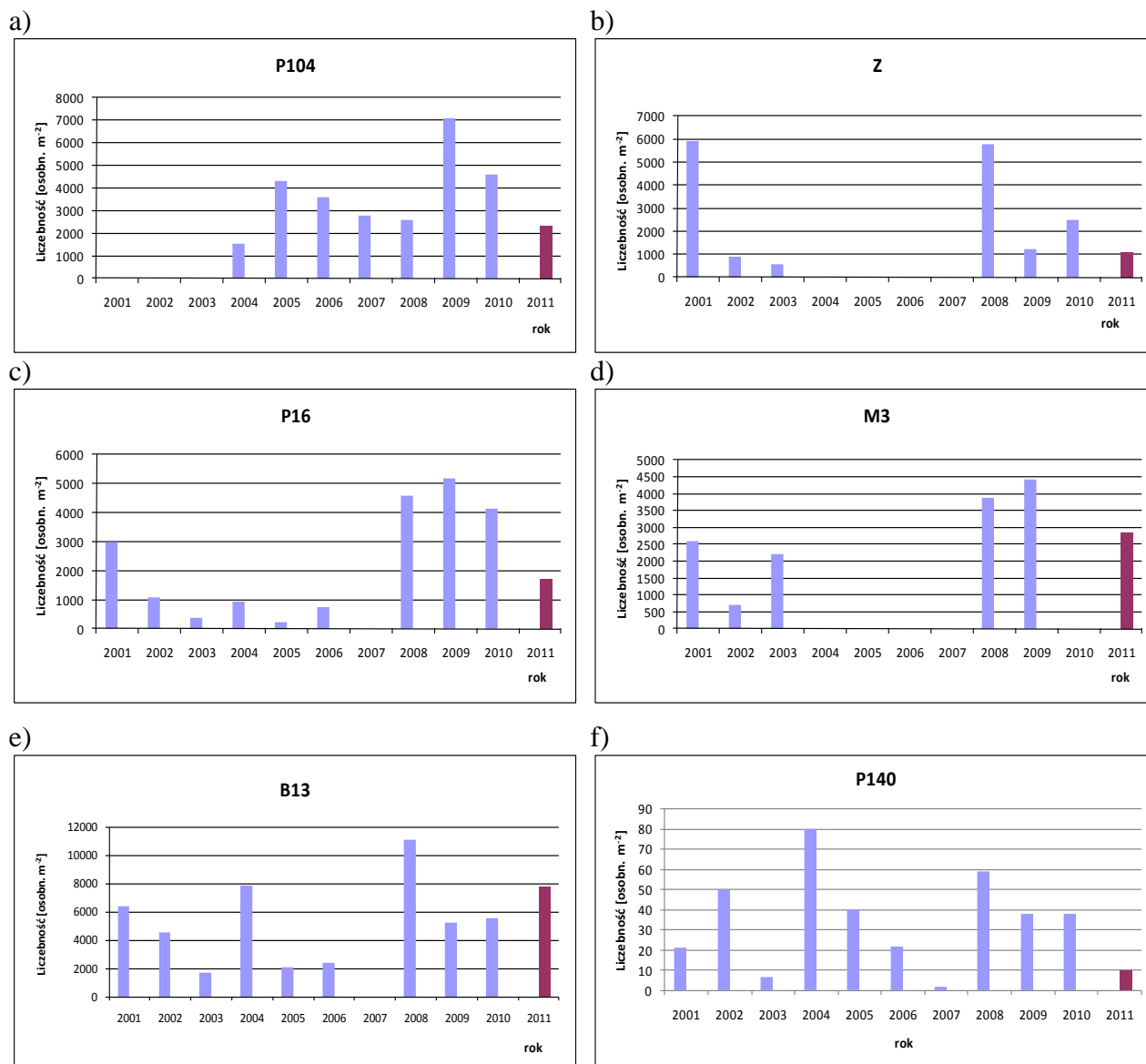
w programie monitoringu i włączaniem lub wyłączaniem pewnych stanowisk (M3, Z, P104) z kontroli makrofauny dennej ocena stanu dla tej formacji ekologicznej jest utrudniona i nie daje się zauważyć żadnego trendu w wieloletniej liczebności makrozoobentosu. Dla stacji o najpełniejszych seriach danych przeprowadzono porównanie średniej liczebności w dziesięcioleciu 2001-2010 i w roku 2011 (Rys. 32). Poza stacją B13 na pozostałych punktach pomiarowych liczebność w 2011 roku była niższa niż średnia z dziesięciolecia.

Tabela 4

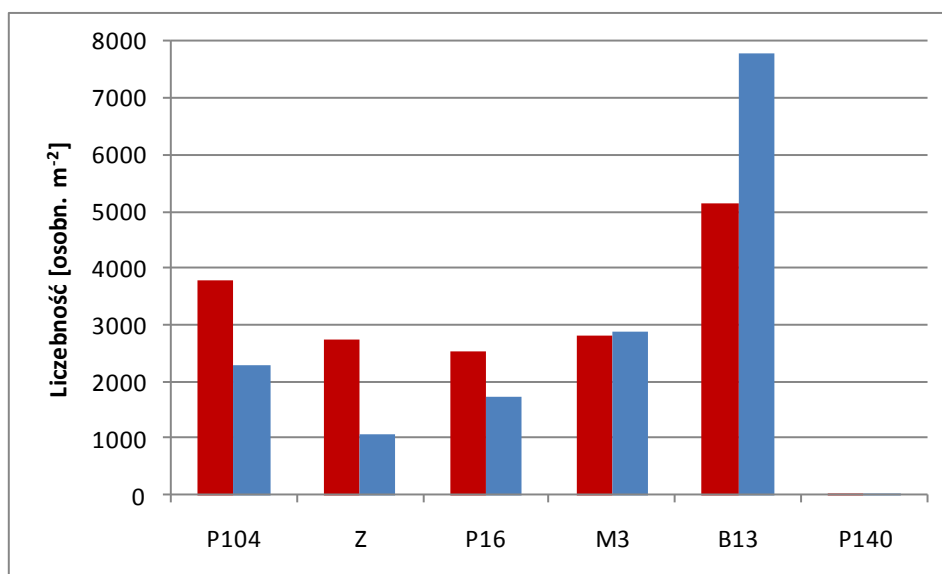
Występowanie poszczególnych taksonów makrozoobentosu na stacjach monitorowanych w 2011 r.

Gatunek	B13	K6	L7	M3	P1	P104	P140	P16	P5	Z
<i>Macoma balthica</i>	X	X	X	X		X	X	X		X
<i>Mya arenaria</i>	X		X					X		X
<i>Mytilus trossulus</i>	X		X	X					X	
<i>Cerastoderma glaucum</i>	X							X		X
<i>Gammarus tigrinus</i>	X								X	
<i>Gammarus</i>	X									
<i>Saduria entomon</i>				X		X				
<i>Pontoporeia affinis</i>				X		X				
<i>Jaera albifrons</i>	X									
<i>Gammarus zaddachi</i>	X									
<i>Pontoporeia femorata</i>				X		X				
<i>Balanus improvisus</i>	X									
<i>Gammarus oceanicus</i>	X									
<i>Diastylis rathkei</i>				X						
<i>Corophium volutator</i>	X									
<i>Bathyporeia pilosa</i>		X	X							X
<i>Gammarus salinus</i>	X									
<i>Hydrobia ulvae</i>										X
<i>Hydrobiidae</i>	X	X	X			X	X	X		
<i>Theodoxus fluviatilis</i>									X	
<i>Nematoda</i>	X	X	X	X		X				
<i>Prostoma obscurum</i>	X									
<i>Oligochaeta</i>	X	X	X	X		X				X
<i>Bylgides sarsi</i>	X		X	X		X	X	X	X	X
<i>Hediste diversicolor</i>	X	X	X					X		X
<i>Pygospio elegans</i>	X	X	X	X				X		X
<i>Marenzelleria neglecta</i>	X	X	X	X		X		X		X
<i>Manayunkia aestuarina</i>	X									
<i>Halicryptus spinulosus</i>				X						
Liczba taksonów	21	8	11	12	0	9	3	8	4	10

Zgodnie z zaproponowaną procedurą oceny stanu makrozoobentosu wyznaczono wartości multimetrycznego wskaźnika B dla wszystkich stacji i poszczególnych czerpaczy (Tab. 5). Średnie wartości wskaźnika zastosowano w formularzach oceny stanu.



Rys. 31 Zmiany sumarycznej liczebności makrozoobentosu na stacjach monitoringowych w latach 2001-2010(Źródło danych PMŚ)



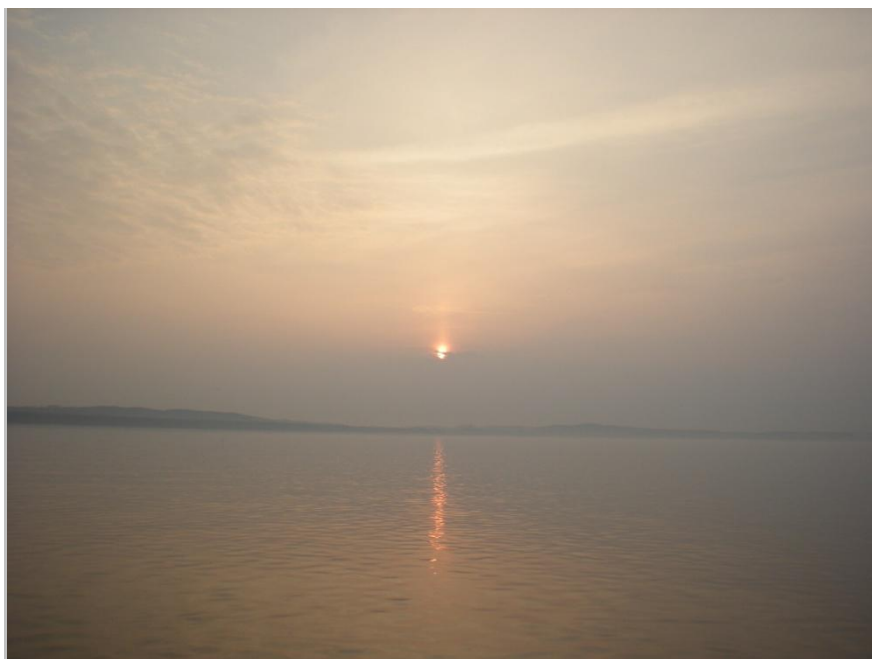
Rys. 32 Porównanie średniej sumarycznej liczebności zoobentosu w latach 2001-2010 (słupek bordowy) z oznaczoną w 2011 r. (słupek niebieski) (źródło danych PMS)

Tabela 5

Zestawienie wartości multimetrycznego wskaźnika B wyznaczonych w 2011 r.

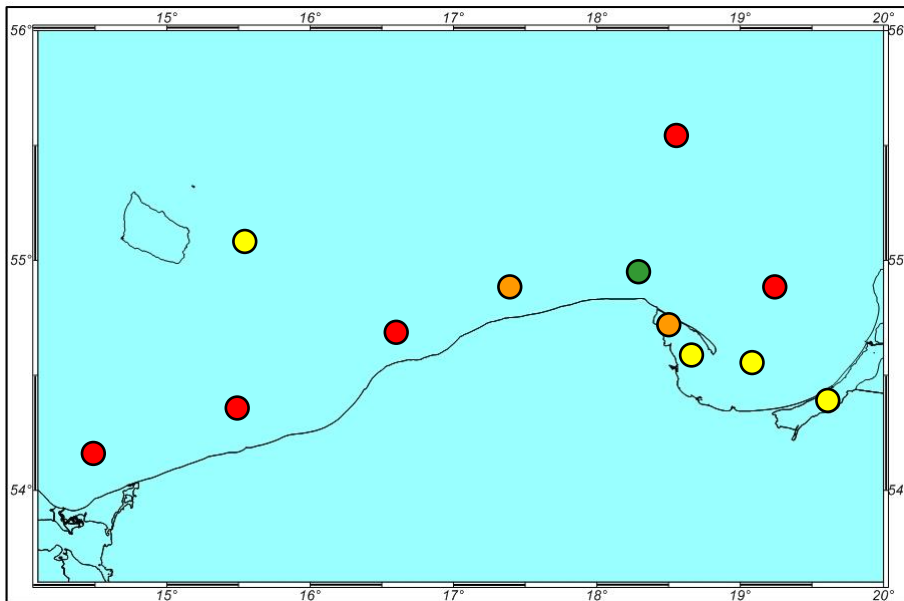
Stacja	B	B-średnia
P104	2,82 2,84 2,68 2,80 2,54	2,73
Z	3,22 3,34 3,48	3,35
Ł7	2,74 2,96 2,84	2,85
P16	2,32 3,67 3,32	3,10
K6	2,41 2,65 3,58	2,88
B13	3,69 2,75 3,23	3,22
M3	2,77 3,24 3,61 3,48 3,52	3,33

Ocena stanu eutrofizacji w polskich obszarach moskich



Ocena stopnia eutrofizacji

Na podstawie danych pomiarowych z 2011 r. dokonano oceny stanu eutrofizacji w polskich obszarach morskich (Rys. 33), zgodnie z zasadami opracowanymi w „Przewodniku do oceny eutrofizacji” (2010). W ocenie uwzględniono także wskaźnik SM dla fitobentosu oraz multimetryczny wskaźnik B dla oceny zoobentosu.



Rys. 33 Ocena stanu eutrofizacji w polskich obszarach morskich w 2011 r. na podstawie danych z programu monitoringu COMBINE; kod kolorystyczny wg RDW: zielony- stan dobry, żółty-umiarkowany, pomarańczowy-słaby, czerwony-zły

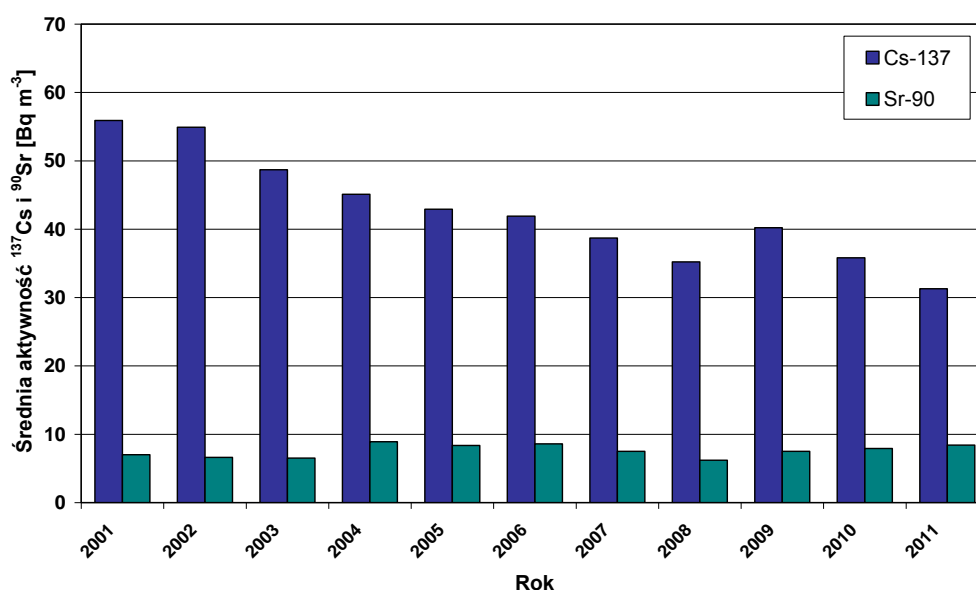
Substancje niebezpieczne



Radionuklidy

W roku 2011, podobnie jak w okresie od 2001 do 2010 r. poziom radioaktywności obserwowany w elementach środowiska 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 była awaria elektrowni atomowej w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 roku. Z kolei główny ładunek ^{90}Sr został wprowadzony do środowiska w wyniku testów broni jądowej w latach 50-tych i 60-tych XX w.

Średnia aktywność ^{137}Cs (obliczona jako średnia arytmetyczna ze wszystkich uzyskanych w danym roku wyników) charakterystyczna dla wód południowego Bałtyku w 2011 roku wynosiła $31,3 \text{ Bq m}^{-3}$, co oznacza spadek w stosunku do wartości obserwowanej w roku poprzednim o kolejne $4,5 \text{ Bq m}^{-3}$ (Rys. 34).



Rys. 34 Zmiany średnich stężeń ^{137}Cs i ^{90}Sr w latach 2001–2011 (źródło danych PMS)

Średnia aktywność ^{137}Cs w stosunku do 2001r. spadła o $24,6 \text{ Bq m}^{-3}$. Zapoczątkowany w 1991 roku trend spadowy aktywności ^{137}Cs obserwowany był w wodach Morza Bałtyckiego również w latach 2001–2011 i przy założeniu, że zostanie on utrzymany - poprzez zachowanie relacji pomiędzy dopływem cezu, a czynnikami wpływającymi na obniżanie jego stężenia w toni wodnej - w następnych latach wartość 12 Bq m^{-3} ,

odpowiadająca średniemu stężeniu ^{137}Cs sprzed 1986 r., może zostać osiągnięta około 2025 roku.

W 2011 r. stężenia ^{137}Cs zmieniały się w zakresie od $18,3 \text{ Bq m}^{-3}$, wartości obserwowanej w wodach Zatoki Gdańskiej u ujścia Wisły, do $37,1 \text{ Bq m}^{-3}$ - w wodach przydennych w okolicach Półwyspu Helskiego. Wyższe stężenia ^{137}Cs , na poziomie $33,0\text{-}35,0 \text{ Bq m}^{-3}$, wystąpiły również w wodach powierzchniowych zachodniej części strefy przybrzeżnej. W strefie pełnomorskiej najniższe stężenie ^{137}Cs , rzędu 25 Bq m^{-3} , obserwowano w wodach przydennych Głębi Bornholmskiej, podobnie jak miało to miejsce w latach poprzednich. Jednocześnie w związku z bardzo intensywnym wyrównywaniem stężeń omawianego izotopu w całej toni wodnej, zbliżone wartości obserwowano również w wodach przydennych Głębi Gdańskiej.

Średnie stężenie ^{90}Sr w 2011 r. wynosiło $8,4 \text{ Bq m}^{-3}$ i było nieznacznie wyższe od wartości obserwowanej w roku 2010 ($7,9 \text{ Bq m}^{-3}$), natomiast w stosunku do roku 2001 zaobserwowano wzrost o $1,4 \text{ Bq m}^{-3}$ (Rys. 34). Zasadniczo, w omawianym przedziale czasu (2001–2011), średnie stężenia ^{90}Sr ulegały tylko nieznacznym zmianom w granicach od $6,5$ do $8,6 \text{ Bq m}^{-3}$ i w przypadku tego radionuklidu brak widocznych trendów. Odmienna dynamika zmian aktywności strontu w czasie, niż obserwowana w przypadku ^{137}Cs , może wskazywać na różnice w dystrybucji obu pierwiastków w środowisku morskim.

W 2011 r., w odróżnieniu od lat poprzednich, stężenia ^{90}Sr zmieniały się w stosunkowo szerokim zakresie. Najniższą wartość odnotowano w wodach przydennych u ujścia Wisły ($4,6 \text{ Bq m}^{-3}$). Najwyższe stężenie ^{90}Sr , wynoszące $15,4 \text{ Bq m}^{-3}$, odnotowano w wodach przydennych środkowego wybrzeża. Znaczne zawartości ^{90}Sr , na poziomie $13,0\text{-}14,0 \text{ Bq m}^{-3}$, zanotowano również w wodach Basenu Gotlandzkiego.

Trwałe zanieczyszczenia organiczne w organizmach

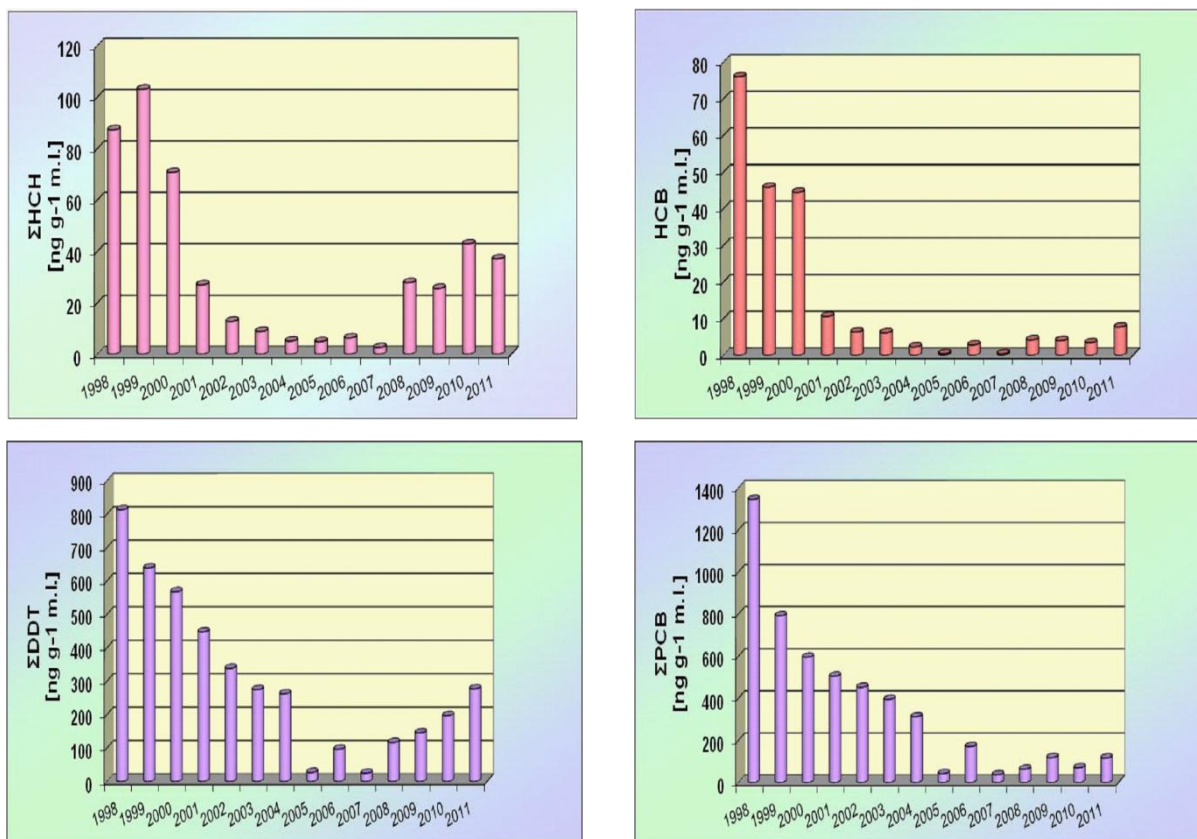
W ramach badania stanu zanieczyszczenia organizmów morskich związkami z grupy trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) w 2011 r., podobnie jak w latach poprzednich (1998-2010), analizie poddano tkanki mięśniowe dwudziestu samic śledzi z łowiska Władysławowskiego (54°55'N, 18°40'E). Wyniki oznaczeń zawartości siedmiu wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (PCB): CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180 (wg IUPAC) oraz ośmiu pestycydów chloroorganicznych: izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), heksachlorobenzenu oraz DDT i jego metabolitów (p,p'-DDE, p,p'-DDD) przedstawiono w tabeli 6.

Tabela 6

Średnie zawartości badanych TZO w przeliczeniu na masę lipidów w śledziach (*Clupea harengus*) z łowiska Władysławowskiego w 2011 r.

związek	średnia zawartość [ng g ⁻¹ m.l.]
α -HCH	10,79
β -HCH	13,77
γ -HCH	11,89
HCB	7,28
p,p'-DDE	90,20
p,p'-DDD	85,24
o,p'-DDT	54,91
p,p'-DDT	44,42
CB28	1,78
CB52	2,06
CB101	19,66
CB118	17,21
CB153	16,43
CB138	41,95
CB180	16,98

Porównanie wyników badań zawartości poszczególnych TZO w mięśniach ryb z łowiska Władysławowskiego w latach 1998-2011 przedstawiono na rys. 35 (uwaga na zmienne skale).

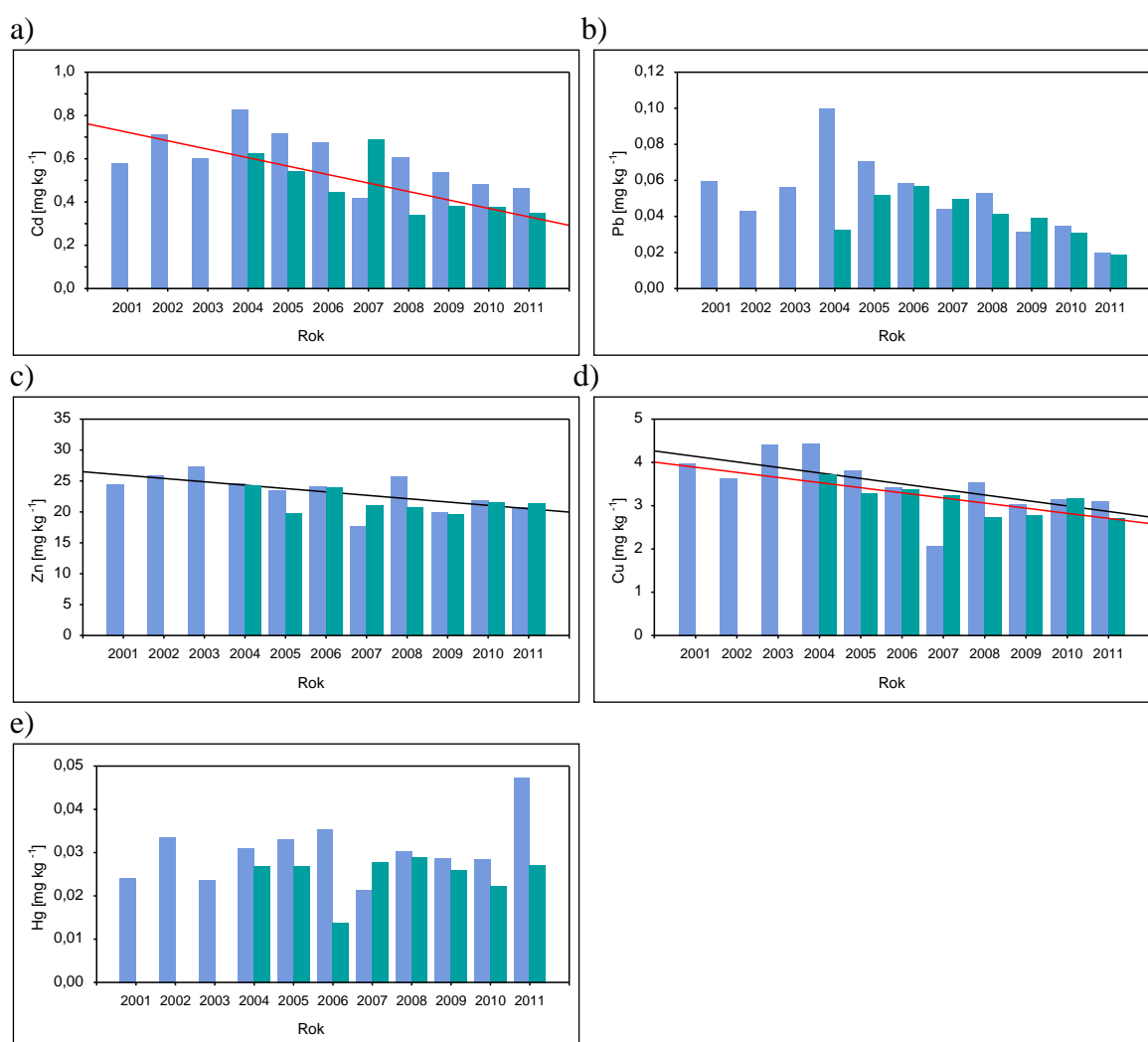


Rys. 35 Zmiany średnich zawartości TZO (Σ HCH, HCB, Σ DDT i Σ PCB) w tkance mięśniowej śledzi (*Clupea harengus*) z łowiska Władysławowskiego w latach 1998-2011 (źródło danych PMS)

W 2011 r., w porównaniu do roku poprzedniego, widoczny był wzrost średniej zawartości HCB, Σ PCB (sum średnich stężeń badanych kongenerów) oraz Σ DDT (sum średnich stężeń o,p'-DDT, p,p'-DDT, p,p'-DDE i p,p'-DDD). Natomiast w przypadku średniej zawartości Σ HCH (sum średnich stężeń izomerów α -, β - i γ -) w 2011 r. odnotowano jej spadek w odniesieniu do 2010 r. Analiza pełnej serii danych (1998-2011) pozwoliła wyróżnić dwa przedziały czasowe dla Σ HCH oraz Σ DDT - pierwszy, lata 1998-2007, charakteryzujący się zdecydowanym, sukcesywnym spadkiem ilości tych związków oraz drugi, lata 2008-2011, wykazujący wzrost ich średnich zawartości. Natomiast w przypadku HCB i Σ PCB obserwuje się wyraźny i znaczny spadek ich zawartości w tkance mięśniowej śledzi w całym okresie badań.

Metale ciężkie w organizmach morskich

Oznaczenia zawartości metali ciężkich - kadmu, ołowiu, cynku i miedzi - wykonywano w wątrobach, a rtęci w tkance mięśniowej samic śledzia (*Clupea harengus*). Materiał do badań ryb pozyskiwano w latach 2001-2011 z Łowiska Władysławowskiego (54°55'N, 18°40'E) i w latach 2004-2011 z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego (54°55'N, 16°40'E). Zawartość metali oznaczano w 20 osobnikach z odłowionego stada. Zmienność zawartości metali ciężkich w tkankach śledzia w latach 2001-2011 przedstawiono na wykresach (Rys. 36).



Rys. 36 Zawartość kadmu (a), ołowiu (b), cynku (c) i miedzi (d) w wątrobie oraz rtęci (e) w tkance mięśniowej śledzia w latach 2001-2011 (w przeliczeniu na mokrą masę – m.m.); linie ciągłe przedstawiają istotne statystycznie trendy spadkowe (źródło danych PMŚ)

■ Łowisko Władysławowskie i 2004-2011, ■ Łowisko KołobrzESCO-Darłowskie

W analizowanym dziesięcioleciu stwierdzono istotny statystycznie spadek zawartości cynku i miedzi w wątrobach ryb z Łowiska Władysławowskiego (Rys. 36c i 36d) oraz kadmu i miedzi w tkankach śledzi z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego (Rys. 36a i 36d). W przypadku pozostałych metali obserwowane zmiany nie były istotne statystycznie.

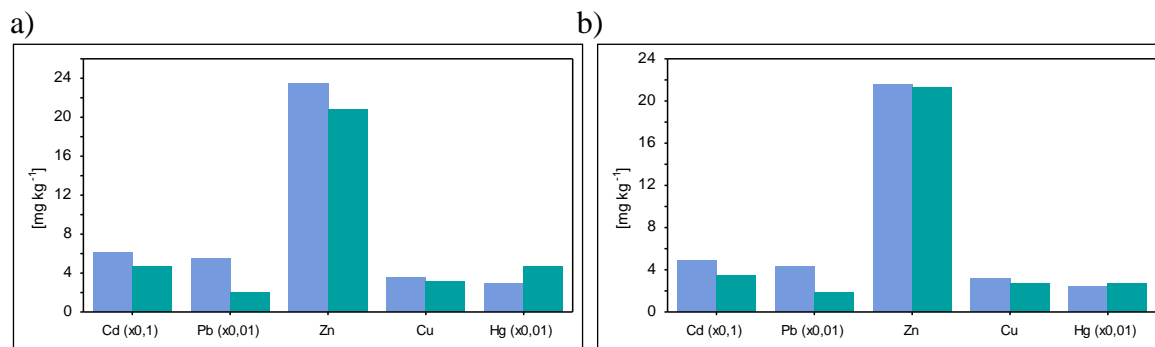
W 2011 r., zawartości metali ciężkich w wątrobach śledzi z obu łowisk były niższe od ich średnich zawartości w wątrobach ryb z lat ubiegłych (Tabl. 7, Rys. 37a,b). Największy spadek zawartości w stosunku do średniej z wielolecia stwierdzono w przypadku ołowiu, którego średnia zawartość w wątrobach ryb z obu łowisk w 2011 r. była najniższa w całym omawianym okresie. W przypadku rtęci w 2011 r. stwierdzono nieznacznie wyższą zawartość w tkance mięśniowej w porównaniu do średniej z poprzednich siedmiu lat w rybach z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego, natomiast aż o 62% wyższą od średniej z poprzedniego dziesięciolecia w rybach z Łowiska Władysławowskiego (Tabl. 7).

Tabela 7

Zawartość kadmu, ołowiu, cynku i miedzi w wątrobie oraz rtęci w tkance mięśniowej śledzia w 2011 r. na tle średniej zawartości w wieloleciu (w przeliczeniu na mokrą masę)

	Cd [mg kg ⁻¹]	Pb [mg kg ⁻¹]	Zn [mg kg ⁻¹]	Cu [mg kg ⁻¹]	Hg [mg kg ⁻¹]
Łowisko Władysławowskie					
Średnia 2001-2010	0,615	0,055	23,5	3,54	0,029
Min.	0,418	0,031	17,6	2,07	0,021
Maks.	0,827	0,100	27,4	4,42	0,035
SD	0,122	0,020	1,8	0,70	0,005
2011	0,463	0,020	20,8	3,10	0,047
Łowisko KołobrzESCO-Darłowskie					
Średnia 2004-2010	0,485	0,043	21,5	3,18	0,025
Min.	0,341	0,031	19,6	2,72	0,014
Maks.	0,689	0,057	24,2	3,71	0,029
SD	0,134	0,010	1,8	0,34	0,005
2011	0,348	0,019	21,3	2,71	0,027

Ryby z Łowiska KołobrzESCO-Darłowskiego charakteryzują się niższą zawartością metali w wątrobie i rtęci w tkance mięśniowej. Biorąc pod uwagę ten sam okres pomiarów dla obu łowisk (2004-2010), średnia zawartość kadmu w wątrobie była niższa o 20,2%, ołowiu o 23%, cynku o 4,1% i miedzi o 5%, a rtęci w tkance mięśniowej o 18,1% w stosunku do zawartości tych metali w tkankach ryb z Łowiska Władysławowskiego.



Rys. 37 Zawartość kadmu, ołowiu, cynku i miedzi w wątrobie oraz rtęci w tkance mięśniowej śledzia w 2011 r. na tle średniej zawartości w latach 2001-2010 Łowisko Władysławowskie(a) i w latach 2004-2010 Łowisko KołobrzESCO-Darłowskie (b). (źródło danych PMŚ)

■ średnia zawartość w wieloleciu ■ zawartość w 2011 r.