Załączniki do uchwały Rady Ministrów z dnia … (poz)

Załącznik nr 1

AKTUALIZACJA WSTĘPNEJ OCENY STANU ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH

Wykaz skrótów określeń stosowanych w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich:

Skrót	Rozwinięcie
AIS	ang. Automatic Identification System - system AIS instalowany jest zgodnie z wymogami konwencji SOLAS na większych jednostkach, na wszystkich statkach pasażerskich, a także dobrowolnie na wielu mniejszych statkach i jachtach
BAU	ang. Business as Usual - „hipotetyczny rozwój sytuacji gdyby program działań (POM) zaproponowanych w ramach KPOWM nie został przyjęty i wdrożony”
BCT	Bałtycki Terminal Kontenerowy Sp. z o.o.
BIAS	ang. Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape
BSAP	ang. Baltic Sea Action Plan (Bałtycki Plan Działań)
BSII	Bałtycki wskaźnik oddziaływania (ang. Baltic Sea Impact Index)
BSPI	Bałtycki wskaźnik presji (ang. Baltic Sea Pressure Index)
BZT5	Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu - umowny wskaźnik określający biologiczne zapotrzebowanie tlenu, czyli ilość tlenu wymaganą do utlenienia związków organicznych przez mikroorganizmy (bakterie aerobowe). Wartość tę uzyskuje się w wyniku pomiaru zużycia tlenu przez badaną próbkę wody lub ścieków w ciągu 5 dni. BZT_5 jest wskaźnikiem czystości wody i jakości oczyszczanych ścieków
CN	Scalona Nomenklatura Towarowa Handlu Zagranicznego
DCT	ang. Deepwater Container Terminal - terminal kontenerowy zlokalizowany na terenie portu morskiego Gdańsk
DWT	Nośność - ciężar, jaki statek może przyjąć zanurzając się do letniej linii ładunkowej w wodzie morskiej
EKG ONZ	Europejska Komisja Gospodarcza Organizacji Narodów Zjednoczonych
EMEP	ang. European Monitoring Environmental - program monitoringu opracowany przez Europejską Komisję Gospodarczą ONZ przy współpracy Światowej Organizacji Meteorologicznej (WMO), mający na celu uzyskanie informacji o udziale poszczególnych państw w zanieczyszczaniu środowiska innych państw, m.in. w celu kontroli wypełniania międzynarodowych ustaleń i porozumień w sprawie strategii zmniejszania zanieczyszczeń na obszarze Europy
ETO	Europejski Trybunał Obrachunkowy
EU ETS	ang. European Union Emissions Trading System - unijny system handlu uprawnieniami do emisji
GES	Dobry stan środowiska według RDSM (ang. Good Environmental Status)
GIOŚ	Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
GIS	Główny Inspektor Sanitarny
GT	pojemność brutto statku - zgodnie z Międzynarodową konwencją o pomierzaniu pojemności statków z 1969 r. jest to miara całkowitej pojemności zamkniętych pomieszczeń statku wewnątrz kadłuba i nadbudówek
GTK	Gdański Terminal Kontenerowy
GUS	Główny Urząd Statystyczny
HELCOM	Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku, znana również jako Komisja Helsińska– organizacja międzynarodowa proklamowana przez tzw. konwencję helsińską z 1974 roku jako jej organ wykonawczy
HOLAS	Holistyczna Ocena Stanu Środowiska Morza Bałtyckiego
IMGW-PIB	Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy
IOŚ-PIB	Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy
JCWP	jednolite części wód powierzchniowych
KE	Komisja Europejska

Skrót	Rozwinięcie
KOBIZE	Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami
KPOŚK	Krajowy program oczyszczania ścieków komunalnych
KPOWM	Krajowy Program Ochrony Wód Morskich przyjęty przez Radę Ministrów w dniu 2 grudnia 2016 r.
LRTAP	ang. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution- Konwencja w sprawie transgranicznego zanieczyszczania powietrza na dalekie odległości
MGMiŻŚ	Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej
MON	Ministerstwo Obrony Narodowej
MIR-PIB	Morski Instytu Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
MRiRW	Ministertswo Rolnictwa i Rozwoju Wsi
NACE	fr. Nomenclature statistique des Activités économiques - statystyczna klasyfikacja działalności gospodarczych w Unii Europejskiej
NMLZO	niemetanowe lotne związki organiczne
NPK	nawozy NPK – wieloskładnikowe nawozy mineralne zawierające azot (N), fosfor (P) i potas (K) w postaci przyswajalnej przez rośliny
NT	pojemność netto statku
PKB	Produkt Krajowy Brutto
PKBWM	Państwowa Komisja Badania Wypadków Morskich
PKD	Polska Klasyfikacja Działalności
PLC	*ang*. Pollution Load Compilation – kompilacja ładunku zanieczyszczeń
PM	*ang*. particulate matter – pył zawieszony
PMŚ	Państwowy Monitoring Środowiska
PO RYBY 2014-2020	Program Operacyjny „Rybactwo i Morze”
POM	Polskie Obszary Morskie
PPP	Ang. Purchasing power parity – parytet siły nabywczej
PZW Wrocław	Polski Związek Wędkarski Oddział we Wrocławiu
PZW Szczecin	Polski Związek Wędkarski Oddział w Szczecinie
PZW Gdańsk	Polski Związek Wędkarski Oddział w Gdańsku
RDSM	Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej) (Dz. Urz. UE L 164 z 25.06.2008, str. 19, z późn. zm.), zwana również „Ramową Dyrektywą w sprawie Strategii Morskiej”
RDW	Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. WE L 327 z 22.12.2000, str. 1, z późn. zm. – Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 5, str. 275), zwana również „Ramową Dyrektywą Wodną”
RLM	Równoważna liczba mieszkańców - liczba wyrażająca wielokrotność ładunku zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych z obiektów przemysłowych i usługowych w stosunku do jednostkowego ładunku zanieczyszczeń w ściekach z gospodarstw domowych, odprowadzanych od jednego mieszkańca w ciągu doby
SMIOUG	Stacja Morska Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego
subGES	niezadowalający stan środowiska według RDSM (ang. sub Good Ecological Status)
SUZPPOM	Studium Uwarunkowań Zagospodarowania Przestrzennego Polskich Obszarów Morskich

Skrót	Rozwinięcie
TAC	ang. Total Allowable Catches - maksymalny dopuszczalny połów
TEU	ang. twenty-feet equivalent unit - jednostka standardowa, odpowiadająca pojemności 20-stopowego kontenera ISO
TZO	Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne
UE	Unia Europejska
UM w Słupsku	Urząd Morski w Słupsku
WTP	ang. Willingness to pay - skłonność do ponoszenia wydatków
WWF	ang. World Wide Fund for Nature; tłum. Światowy Fundusz na rzecz Przyrody; dawniej World Wildlife Fund – organizacja pozarządowa i ekologiczna o charakterze międzynarodowym powstała w 1961 roku
ZMPG S.A.	Zarząd Morskiego Portu Gdańsk
ZMPG-a S.A.	Zarząd Morskiego Portu Gdynia
ZMPSiŚ S.A.	Zarząd Morskich Portów Szczecin i Świnoujście

Spis treści

WSTĘP 1

1. CHARAKTERYSTYKA EKOSYSTEMU MORSKIEGO W POLSKICH OBSZARACH MORSKICH 12

1.1. WARUNKI FIZYCZNO-GEOGRAFICZNE 12
1.2. WARUNKI METEOROLOGICZNE I HYDROLOGICZNE 13
Wiatr 13
Mieszanie wód 15
Poziomy morza 17
Zlodzenie 19
1.3. OGÓLNE WARUNKI HYDROGRAFICZNE 21
Temperatura wody morskiej 21
Zasolenie 28
Odczyn wody morskiej 30
Prądy morskie i wymiana wód 32
1.4. SIEDLISKA I GATUNKI 36
Ssaki morskie 36
Ptaki 38
Ryby 51
Siedliska bentosowe 59
Siedliska pelagiczne 67
1.5. GATUNKI NIERODZIME W POLSKICH OBSZARACH MORSKICH 70
Ryby 71
Fitoplankton, makrofity, makrozoobentos i zooplankton 86
1.6. CZYNNIKI SPRAWCZE I SKUTKI EUTROFIZACJI 94
Czynniki sprawcze 94
Skutki bezpośrednie 96
Skutki pośrednie 106
1.7. ODPADY W ŚRODOWISKU MORSKIM W LATACH 2015-2016 108
Odpady deponowane na brzegu 108
TOP 20 113
Odpady zdeponowane na dnie 114
Mikrocząstki w wodzie morskiej i osadach dennych 115
1.8. SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE W ELEMENTACH ŚRODOWISKA MORSKIEGO I EFEKTY ICH ODDZIAŁYWANIA ORAZ SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE W RYBACH PRZEZNACZONYCH DO SPOŻYCIA 116
Radionuklidy 117
Metale ciężkie 120
Trwałe zanieczyszczenia organiczne 127
Test mikrojądrowy 134
Choroby ryb 136

2. OCENA STANU POLSKICH WÓD MORZA BAŁTYCKIEGO 142

2.1. CECHY STANU 142
Ssaki morskie 162
Ptaki 175
Ryby 225
Siedliska bentosowe 237
Siedliska pelagiczne 276
Ekosystemy i sieci troficzne 297
2.2. CECHY PRESJI 301

Cecha D2 - Gatunki Obce ... *301*
Cecha D3 - Ryby i skorupiaki eksploatowane w celach komercyjnych ... *310*
Cecha D5 - Eutrofizacja ... *331*
Cecha D6 - Integralność dna morskiego ... *351*
Cecha D7 - Trwała zmiana warunków hydrograficznych ... *367*
Cecha D8 - Stężenie substancji zanieczyszczających utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia. ... *368*
Cecha D9 - Poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty ani innych odpowiednich norm. ... *440*
Cecha D10 - Właściwości ani ilość odpadów morskich nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim ... *447*
Cecha D11- Hałas podwodny ... *454*

3. PODSUMOWANIE OCENY STANU ŚRODOWISKA ... 468

3.1. PODSTAWY PRAWNE ... 468
3.2. CECHY STANU ... 470
Ssaki ... *471*
Ptaki ... *472*
Ryby ... *475*
Siedliska bentosowe ... *478*
Siedliska pelagiczne ... *480*
Cecha D4 – łańcuchy pokarmowe ... *482*
3.3. CECHY PRESJI ... 485
Cecha D2 ... *485*
Cecha D3 ... *485*
Cecha D5 ... *488*
Cecha D6 ... *491*
Cecha D7 ... *492*
Cecha D8 ... *492*
Cecha D9 ... *494*
Cecha D10 ... *495*
Cecha D11 ... *497*

4. PRESJE NA ŚRODOWISKO MORSKIE ... 501

4.1. PRESJE POCHODZENIA LĄDOWEGO NA WODY MORSKIE ... 501
Emisja ciepła do wody ... *501*
Wprowadzanie substancji niebezpiecznych ... *501*
Wprowadzanie substancji biogennych ... *517*
Wprowadzanie radionuklidów ... *538*
Wprowadzanie odpadów ... *539*
Wprowadzanie materii organicznej ... *540*
Wprowadzanie i przemieszczanie się gatunków obcych ... *543*
Zmiany warunków klimatycznych ... *549*
Drobnoustroje patogenne ... *554*
4.2. PRESJE POCHODZENIA MORSKIEGO NA WODY MORSKIE POLSKIEJ STREFY MORZA BAŁTYCKIEGO ... 556
Presje biologiczne ... *557*
Presje fizyczne ... *560*
4.3. PRESJE I ODDZIAŁYWANIA POCHODZENIA MORSKIEGO NA WODY MORSKIE WYNIKAJĄCE Z DZIAŁALNOŚCI RYBACKIEJ ... 595
Struktura gatunkowa wyładunku polskiego rybołówstwa ... *596*
Eksploatacja rybacka na Zalewie Szczecińskim ... *656*

Eksploatacja rybacka na Zalewie Wiślanym *668*
Eksploatacja rybacka na Zatoce Puckiej..... *678*
Informacja na temat eksploatacji selektywnej gatunków zwierząt obejmująca przypadkowe połowy gatunków niebędących gatunkami docelowymi, w tym powodowana przez połowy komercyjne i rekreacyjne..... *690*
Morskie połowy rekreacyjne dorsza..... *692*
Presja rybołówstwa na dno morskie - nakład połowowy narzędzi dennych..... *699*

5. ANALIZA SPOŁECZNO-EKONOMICZNA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH ORAZ KOSZTÓW DEGRADACJI ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH (ZGODNIE Z ART. 8 UST. 1 LIT. C RDSM)..... 705

5.1. ANALIZA DOSTĘPNYCH MATERIAŁÓW, PRZYJĘTE ZAŁOŻENIA METODYCZNE 705
Kwestie terminologiczne *705*
Kompatybilność sekcji według PKD oraz sektorów analizy..... *705*
5.2. CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ..... 707
5.3. IDENTYFIKACJA I OPIS SEKTORÓW WYKORZYSTUJĄCYCH WODY MORSKIE 711
Żegluga morska..... *711*
Porty morskie *714*
Port Gdańsk..... *723*
Port Gdynia..... *725*
Port Szczecin i Świnoujście *726*
Przemysł stoczniowy..... *728*
Rybołówstwo morskie *736*
Turystyka morska i przybrzeżna..... *743*
Morski przemysł wydobywczy..... *747*
Sektor komunalny..... *750*
Rolnictwo..... *752*
Energetyka odnawialna - farmy wiatrowe..... *755*
Morska turystyka wrakowa *757*
Działalność militarna..... *757*
Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne..... *760*
5.4. ANALIZA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH (MARINE WATER ACCOUNTING APPROACH) 763
Opis korzyści ekonomicznych dla sektorów wykorzystujących wody morskie..... *763*
Identyfikacja i próba określenia ilościowego presji generowanych przez badane sektory..... *771*
5.5. ANALIZA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH (ECOSYSTEM SERVICES APPROACH)..... 773
Identyfikacja świadczeń ekosystemowych na obszarach morskich, przy wykorzystaniu analiz stanu i analiz presji i oddziaływań..... *774*
Identyfikacja oraz próba szacunku ilościowego korzyści osiągniętych usług ekosystemowych przy wykorzystaniu metod szacowania właściwych dla dóbr rynkowych i nierynkowych..... *775*
Identyfikacja wskaźników i presji wywierających wpływ na świadczenia ekosystemowe..... *777*
5.6. ANALIZA KOSZTÓW DEGRADACJI ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH..... 780
5.7. IDENTYFIKACJA DOBREGO STANU ŚRODOWISKA, KTÓRY POWINIEN ZOSTAĆ OSIĄGNIĘTY W 2020 ROKU, ORAZ PUNKTU ODNIESIENIA (SCENARIUSZ BAU) 781
Identyfikacja dobrego stanu środowiska, który powinien zostać osiągnięty w 2020 roku – ustalone cele środowiskowe dla wód morskich *781*
Scenariusz BAU..... *783*
Opis luk pomiędzy scenariuszami..... *793*
Opis skutków dla dobrobytu człowieka wyrażony w wartościach monetarnych albo ilościowo albo jakościowo..... *793*

SPIS LITERATURY I WYKAZ AKTÓW PRAWNYCH..... 800
SPIS RYSUNKÓW: 832
SPIS TABEL 851

ZAŁĄCZNIK 1 865
ZAŁĄCZNIK 2 866

AKTUALIZACJA WSTĘPNEJ OCENY STANU ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH ZA LATA 2011-2016

Wstęp

Morze Bałtyckie pełni istotną rolę w gospodarce krajowej i warunkuje istnienie sektorów takich jak transport morski, rybołówstwo, turystyka regionalna oraz jest potencjalnym obszarem dla rozwoju energetyki wiatrowej. Zagrożenie stanu środowiska morskiego może ograniczać rozwój powyższych sektorów, które jednocześnie mogą w znacznym stopniu przyczyniać się do jego degradacji.

Kontynuowanie działań na rzecz poprawy i utrzymania dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego jest nie tylko wymogiem formalnym, ale też celem warunkującym zrównoważone czerpanie z zasobów ekosystemu morskiego przez człowieka. Ramy formalne osiągnięcia tego celu określa RDSM odnosząca się do zrównoważonego wykorzystywania mórz zintegrowanego z zachowaniem ekosystemów morskich w stanie jak najmniej zmienionym. RDSM została znowelizowana dyrektywą Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. zmieniającą dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich (Dz. Urz. UE L 125 z 18.05.2017, str. 27), zwaną dalej „dyrektywą 2017/845", która nadała nowe brzmienie załącznikowi III do RDSM. Zgodnie z RDSM wymagane jest osiągnięcie dobrego stanu środowiska (Good Environmental Status - dalej: GES) w obrębie europejskich wód morskich do 2020 r. Aktem wykonawczym do RDSM jest decyzja Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE (Dz. Urz. UE L 125 z 18.05.2017, str. 43), zwana dalej „decyzją 2017/848".

Dobry stan środowiska morskiego według RDSM 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".

Osiągnięcie dobrego stanu środowiska wód morskich będzie możliwe dzięki opracowaniu i wdrożeniu strategii morskiej, która jest zbiorem typowych instrumentów ochrony środowiska ukierunkowanych na ochronę środowiska morskiego, na którą składają się następujące elementy:

1) opracowanie wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich;
2) opracowanie zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich;
3) opracowanie zestawu celów środowiskowych dla wód morskich i związanych z nimi wskaźników;
4) opracowanie i wdrożenie programu monitoringu wód morskich;
5) opracowanie i wdrożenie programu ochrony wód morskich.

Opracowanie RDSM było wynikiem wieloletnich starań UE zmierzających do stworzenia ram prawnych umożliwiających podejmowanie kompleksowych, spójnych i skutecznych działań w celu ochrony środowiska wód morskich. Cele RDSM powinny zostać zrealizowane przez opracowanie i wdrożenie strategii morskich spójnych dla poszczególnych regionów lub podregionów morskich. Każde państwo członkowskie UE, zgodnie z harmonogramem znajdującym się w RDSM, jest zobowiązane do opracowania strategii morskiej dla własnych wód morskich, mając na uwadze fakt, że wody morskie są wykorzystywane wspólnie z innymi państwami, a środowisko morskie ma charakter transgraniczny. Dlatego każde państwo członkowskie UE powinno prowadzić swoje działania we współpracy z innymi państwami członkowskimi danego regionu lub podregionu morskiego, a w niektórych przypadkach również z państwami trzecimi. W przypadku Bałtyku współpraca regionalna miała miejsce w ramach

HELCOM, ustalającej podział Bałtyku na podakweny podlegające ocenie oraz uzgadniającej wartości progowe dobrego stanu środowiska. Ustalenia te dotyczyły w szczególności elementów biologicznych, zanieczyszczeń biogenicznych i substancji niebezpiecznych oraz wspólnego opracowania drugiej holistycznej oceny stanu środowiska morskiego Bałtyku.

Jednym z ważniejszych zadań państw członkowskich UE jest obowiązek cyklicznej aktualizacji wstępnej oceny swoich wód morskich zgodnie z art. 17 RDSM. Wymaga to przeprowadzenia w 2018 r. aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich opracowanej w 2012 r. zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. a RDSM, aktualizacji oceny presji na środowisko (art. 8 ust. 1 lit. b RDSM) oraz ekonomicznej i społecznej analizy użytkowania wód morskich (art. 8 ust.1 lit. c RDSM), biorąc pod uwagę art. 1 ust. 3 RDSM odnoszący się do ekosystemowego podejścia do zarządzania środowiskiem.

W 2014 r. zgodnie z art. 11 RDSM GIOŚ opracował program monitoringu wód morskich, którego wdrożenie umożliwiło pozyskanie danych o stanie środowiska morskiego w ramach PMŚ na rzecz aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich oraz opracowywania bieżących ocen stanu środowiska morskiego.

Obecna aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich obejmuje okres od dnia 1 stycznia 2011 r. do dnia 31 grudnia 2016 r. Realizacja tego zadania będzie służyć aktualizacji zestawu celów środowiskowych zgodnie z art. 10 RDSM, ustanowieniu zaktualizowanych programów monitoringu zgodnie z art. 11 RDSM oraz zaprojektowaniu przyszłych programów działań zgodnie z art. 13 RDSM, które będą minimalizować negatywny wpływ oddziaływania antropogenicznego na środowisko morskie.

Podstawą prawną do przeprowadzenia aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich jest art. 555 ust. 2 pkt 8 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz. U. poz. 1566, z późn. zm.), zwanej dalej „ustawą Prawo wodne".

Zgodnie z art. 151 ust. 1 ustawy Prawo wodne aktualizację wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich opracowuje właściwy organ Inspekcji Ochrony Środowiska w uzgodnieniu z ministrem właściwym do spraw budownictwa, planowania i zagospodarowania przestrzennego oraz mieszkalnictwa, ministrem właściwym do spraw gospodarki morskiej, ministrem właściwym do spraw rybołówstwa oraz ministrem właściwym do spraw gospodarki wodnej.

Obowiązek aktualizacji oceny stanu środowiska wód morskich dotyczy obszarów morskich, które obejmują rejon morza od linii podstawowej morza terytorialnego do granicy najdalej położonego obszaru, podlegającego jurysdykcji państwa członkowskiego UE zgodnie z definicją podaną w RDSM. W Polsce, do obszarów tych zalicza się wody morza terytorialnego, wyłączną strefę ekonomiczną Rzeczypospolitej Polskiej oraz wody przybrzeżne zgodnie z art. 143 ustawy Prawo wodne.

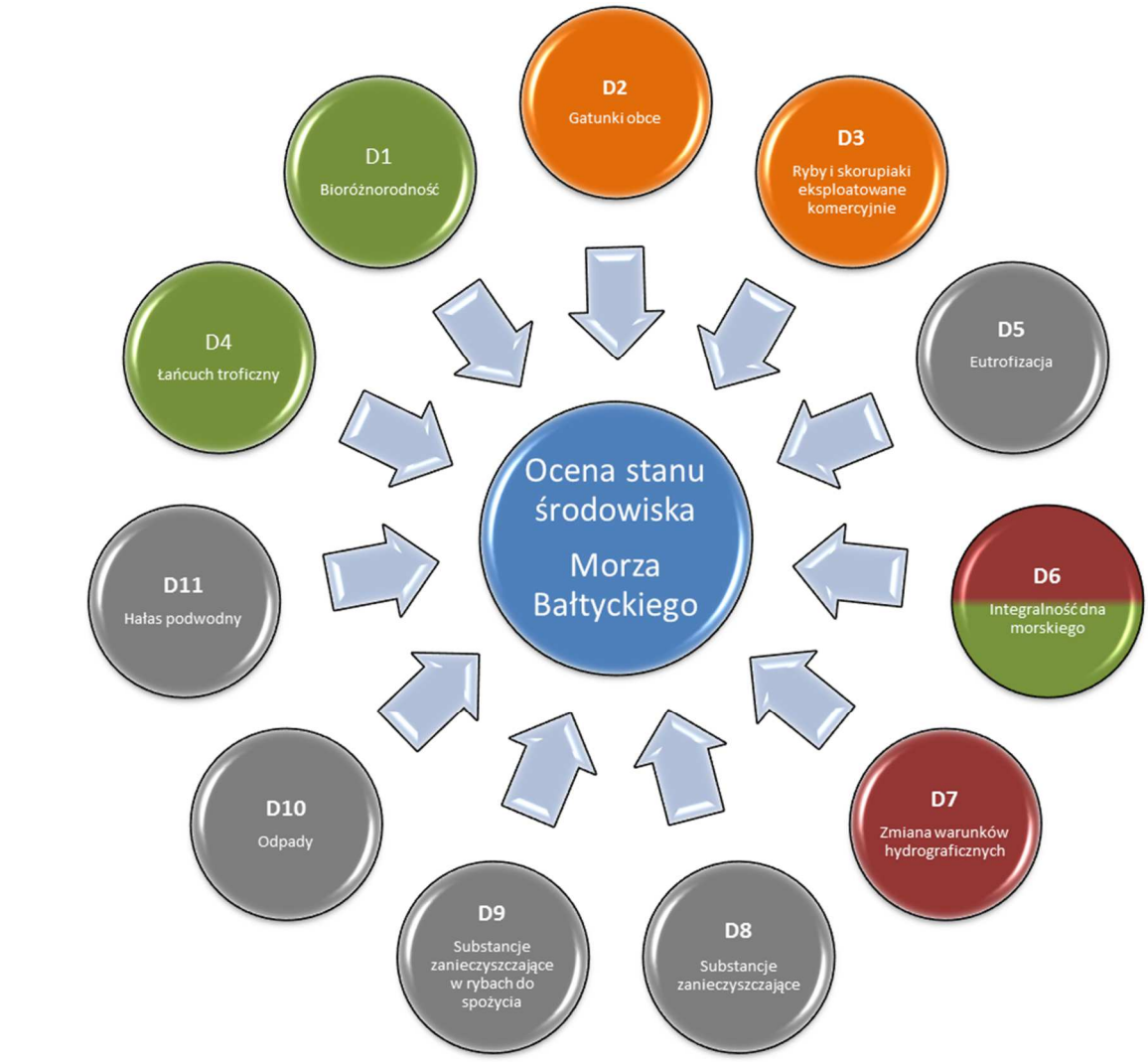
W przypadku wód przybrzeżnych, przejściowych i terytorialnych do aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich zostały wykorzystane oceny stanu ekologicznego wykonane zgodnie z RDW.

Zgodnie z dyrektywą 2017/845 tabele 1 i 2 w załączniku III do RDSM zostały doprecyzowane tak, aby wyraźniej odnosiły się do elementów dotyczących stanu (tabela 1) oraz do elementów dotyczących presji i ich oddziaływań (tabela 2, pozycja 2a i 2b), a także aby bezpośrednio łączyły elementy wymienione w obu tabelach ze wskaźnikami jakości określonymi w załączniku I do wspomnianej RDSM, a w związku z tym również z kryteriami określonymi przez KE na podstawie art. 9 ust. 3 RDSM.

Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich zostanie przeprowadzona zgodnie z przyjętym podziałem na ocenę ekosystemów morskich, ich struktury, funkcji i procesów mających szczególne znaczenie dla aktualizacji oceny zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. a RDSM, z uwzględnieniem presji antropogenicznych, sposobów użytkowania i działalności człowieka w środowisku morskim lub mających wpływ na środowisko morskie, co wynika z art. 8 ust. 1 lit. b i c RDSM.

Jednym z obowiązkowych elementów aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich jest określenie stanu środowiska w odniesieniu do zestawu wartości progowych dla poszczególnych kryteriów ustalanych na poziomie europejskim, regionalnym lub krajowym.

Decyzja 2017/848 wprowadziła podział wskaźników, które powinny być uwzględnione w ocenie stanu środowiska morskiego na dwie grupy. Art. 153 ust.1 pkt 1 ustawy Prawo wodne określa wszystkie 11 cech dobrego stanu środowiska wód morskich (rys. 1). Zgodnie z decyzją 2017/848 do grupy obejmującej cechy presji należą: D2, D3, D5, D6, D7, D8, D9, D10 i D11, do grupy cech stanu należą: D1, D4 i D6 dotyczące elementów ekosystemu: ssaki, ryby, ptaki, siedliska pelagiczne, siedliska bentosowe. W dokumencie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich zachowano konwencję symboli dla cech i kryteriów za wersją anglojęzyczną RDSM, tj. D – dla cechy, C – dla kryterium.



Cechy stanu
Cechy presji związane z wprowadzaniem i eksploatacją gatunków
Cechy presji związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii
Cechy presji fizycznych

Rys. 1. Schemat oceny stanu środowiska morskiego Bałtyku (opracowanie własne na podstawie decyzji 2017/848).

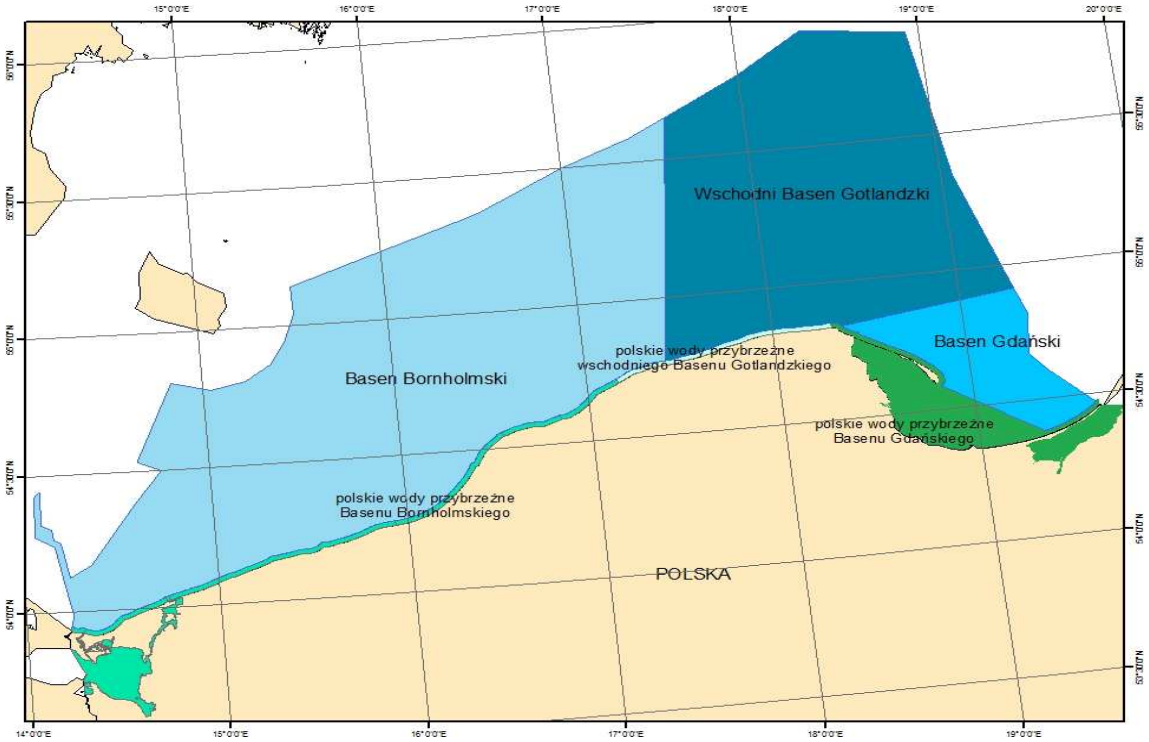
Dla każdej cechy zostały ustalone kryteria, na podstawie których zostanie przeprowadzona aktualizacja oceny. Istotną zmianą w stosunku do poprzedniej decyzji Komisji (UE) 2010/477 z dnia 1 września 2010 r. w sprawie kryteriów i standardów metodologicznych dotyczących dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. Urz. UE L 232 z 2.09.2010, str. 14) jest

wprowadzony podział kryteriów na podstawowe i drugorzędne, z których uwzględnienie tych pierwszych dotyczących najistotniejszych presji i oddziaływań jest wymagane we wszystkich państwach członkowskich UE. Ewentualne odstąpienie od poszczególnych kryteriów w uzasadnionych przypadkach, wymaga przedstawienia KE uzasadnienia w ramach powiadomienia sporządzonego zgodnie z art. 9 ust. 2 lub art. 17 ust. 3 RDSM.

Kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody określone w załączniku III do RDSM są wykorzystywane do uzupełnienia kryterium podstawowego lub gdy istnieje zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska morskiego dla danego kryterium. O zastosowaniu kryterium drugorzędnego decyduje każde z państw członkowskich UE, o ile w załączniku tym nie określono inaczej. Tak więc rezygnacja z danego kryterium drugorzędnego powinna być poprzedzona oceną ryzyka nieosiągnięcia dobrego stanu środowiska dla tego kryterium bądź kryteriów podstawowych.

Dla poszczególnych kryteriów zostały opracowane wskaźniki odnoszące się do określonych parametrów i właściwości opisujących stan środowiska i presje.

Realizując wymóg skoordynowanych działań w ramach aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich Polska ma obowiązek współpracy w rejonie Morza Bałtyckiego w zakresie przeprowadzenia oceny holistycznej stanu środowiska wód morskich. Pierwsza wersja II oceny holistycznej (HOLAS II) ukazała się w czerwcu 2017 r. i obejmowała lata 2011-2015 (HELCOM 2017a). Jej aktualizacja do pełnego okresu oceny (lata 2011-2016) została wykonana wiosną 2018 r. Oceny holistyczne wspierają sprawozdawczość państw członkowskich UE w ramach ich obowiązku aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich dla KE, w szczególności w zakresie zastosowanych wskaźników i metod oceny, które uległy znacznym zmianom w trakcie przygotowania II oceny holistycznej w porównaniu do poprzedniej oceny, również ze względu na zmiany w obowiązującym prawie UE. Dla potrzeb jednolitego podejścia do wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w ramach HELCOM przyjęto zmodyfikowany podział Morza Bałtyckiego na podakweny, czyli morskie jednostki regionalne (MRU) podlegające ocenie.



Rys. 2. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na POM według HELCOM MAS (HELCOM 2013).

W przypadku wybranych wskaźników i cech obszary do oceny obejmują zarówno części podakwenów otwartego morza, jak również poszczególne jednolite części wód przybrzeżnych. Przykładowo przeprowadzenie oceny ichtiofauny w akwenach Morza Bałtyckiego w podobszarach (patrz rys. 2.1.62) przyjętych przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES) ma uzasadnienie merytoryczne. Jest powiązane z obszarami bytowania stad, które są poddawane ocenie.

Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich uwzględnia trzy aspekty:
1) analizę podstawowych cech i właściwości oraz obecnego stanu środowiska;
2) analizę dominujących presji i oddziaływań;
3) analizę ekonomiczną i społeczną wraz z analizą kosztów degradacji środowiska.

Pkt 1 i 2 dotyczą klasyfikacji stanu środowiska morskiego i są określane w dwóch klasach: stan dobry (GES) i stan poniżej dobrego (subGES), natomiast pkt 3 wyjaśnia interakcje zachodzące między elementami środowiska a społeczeństwem w zakresie zarówno prowadzonej działalności gospodarczej, jak i szeroko pojętego bezpieczeństwa społecznego.

Wskaźniki wykorzystane w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.

Lp.		Wskaźniki do oceny kryteriów	Cechy stanu			Cechy presji								
			D1	D4	D6	D2	D3	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
Komponenty ekosystemu														
1.	Ssaki	Przyłów ssaków morskich	x											
2.		Liczebność populacji i trend populacji foki szarej	x	x										
3.		Stan reprodukcji foki szarej	x	x										
4.		Występowanie foki szarej	x	x										
5.	Ptaki	Wskaźnik produktywności bielika	x	x							x			
6.		Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych	x	x										
7.		Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych	x	x										
8.	Ryby	Indeks wielkości ryb – LFI 1	x	x										
9.		Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych	x											
10.	Siedliska bentosowe	Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu - B	x	x	x			x						
11.		Wskaźnik stanu makrofitów – SM_1	x		x			x						
12.		ESMIz – makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach	x		x			x						
13.	Siedliska pelagiczne	Wskaźnik MSTS – struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu	x	x										
14.		Dia/Dino - Wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy	x	x										
15.		CyaBl - zakwity sinic	x					x						
16.		Chlorofil-a - średnie stężenie latem (VI-IX)	x					x						
17.		Chlorofil-a - średnie stężenie roczne	x					x						
Presje														
18.		Trendy w pojawianiu się gatunków nierodzimych				x								
19.		Wskaźniki śmiertelności połowowej gatunków eksploatowanych komercyjnie					x							
20.		Wskaźniki biomasy gatunków eksploatowanych komercyjnie					x							
21.		DIN - średnie stężenie zimowe (XII-II)						x						
22.		DIN - średnie stężenie roczne						x						
23.		TN - średnie stężenie w lecie (VI-IX)						x						
24.		TN - średnie stężenie roczne						x						
25.		DIP - średnie stężenie zimowe (XII-II)						x						
26.		DIP - średnie stężenie roczne						x						
27.		TP - średnie stężenie w lecie (VI-IX)						x						
28.		TP - średnie stężenie roczne						x						
29.		Przezroczystość wody latem (VI-IX)						x						
30.		Przezroczystość wody - średnia roczna						x						
31.		Tlen nad dnem - minimum w miesiącach (VI-IX)						x						
32.		Dług tlenowy						x						
33.		Zasięg przestrzenny i rozkład strat fizycznych naturalnego dna morskiego							x					

Lp.		Wskaźniki do oceny kryteriów	Cechy stanu			Cechy presji								
			D1	D4	D6	D2	D3	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
34.		Zasięg przestrzenny i rozkład presji fizycznych zakłóceń dna morskiego							x					
35.		Powierzchnia dna morskiego dotkniętego trwałymi zmianami hydromorfologicznymi								x				
36.		Aldehyd mrówkowy - woda									x			
37.		Arsen - woda									x			
38.		Bar - woda									x			
39.		Bor - woda									x			
40.		Chrom sześciowartościowy - woda									x			
41.		Chrom ogólny - woda									x			
42.		Cynk - woda									x			
43.		Miedź - woda									x			
44.		Fenole lotne – indeks fenolowy - woda									x			
45.		Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy - woda									x			
46.		Glin - woda									x			
47.		Cyjanki wolne - woda									x			
48.		Cyjanki związane - woda									x			
49.		Molibden - woda									x			
50.		Selen - woda									x			
51.		Srebro - woda									x			
52.		Tal - woda									x			
53.		Tytan - woda									x			
54.		Wanad - woda									x			
55.		Antymon - woda									x			
56.		Fluorki - woda									x			
57.		Beryl - woda									x			
58.		Kobalt - woda									x			
59.		Alachlor - woda									x			
60.		Antracen - woda									x			
61.		Atrazyna - woda									x			
62.		Benzen - woda									x			
63.		Difenyloetery bromowane (ΣPBDE – kongenery 28, 47, 99, 100, 153, 154) – woda, organizmy									x	x		
64.		Kadm i jego związki – woda, organizmy, osady									x	x		
65.		C10-13 – chloroalkany - woda									x			
66.		Chlorfenwinfos - woda									x			
67.		Chlorpyrifos - woda									x			
68.		1,2-dichloroetan (EDC) - woda									x			
69.		Dichlorometan - woda									x			
70.		Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) - woda									x			
71.		Diuron - woda									x			

Lp.		Wskaźniki do oceny kryteriów	Cechy stanu			Cechy presji								
			D1	D4	D6	D2	D3	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
72.		Endosulfan - woda									x			
73.		Fluoranten - woda, organizmy, osady									x			
74.		Heksachlorobenzen (HCB) – woda, organizmy									x			
75.		Heksachlorobutadien (HCBD) – woda, organizmy									x			
76.		Heksachlorocykloheksan (HCH) - woda									x			
77.		Izoproturon - woda									x			
78.		Ołów i jego związki – woda, organizmy, osady									x	x		
79.		Rtęć i jej związki – woda, organizmy, osady									x	x		
80.		Naftalen - woda									x			
81.		Nikiel i jego związki - woda									x			
82.		Nonylofenole - woda									x			
83.		Oktylofenole - woda									x			
84.		Pentachlorobenzen - woda									x			
85.		Pentachlorofenol (PCP) - woda									x			
86.		Benzo(a)piren – woda, organizmy									x			
87.		Benzo(b)fluoranten - woda									x			
88.		Benzo(k)fluoranten - woda									x			
89.		Benzo(g,h,i)perylen – woda, osady									x			
90.		Indeno(1,2,3-cd)piren - osady									x			
91.		Symazyna - woda									x			
92.		Związki tributylocyny – woda, organizmy									x	x		
93.		Trichlorobenzeny (TCB) - woda									x			
94.		Trichlorometan (chloroform) - woda									x			
95.		Trifluralina - woda									x			
96.		Dikofol – woda, organizmy									x			
97.		Kwas perfluorooktanosulfonowy (PFOS) – organizmy									x	x		
98.		Dioksyny - organizmy									x			
99.		Heksabromocyklododekan (HBCDD)- organizmy									x	x		
100.		Heptachlor - organizmy									x			
101.		Tetrachlorometan - woda									x			
102.		SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna - woda									x			
103.		DDT – izomer para-para - woda									x			
104.		DDT całkowity - woda									x			
105.		Trichloroetylen (TRI) - woda									x			
106.		Tetrachloroetylen (PER) - woda									x			
107.		Cez-137 – woda, organizmy									x			
108.		1-OH piren - organizmy									x			
109.		Dioksyny i związki dioksynopodobne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL) - organizmy									x	x		

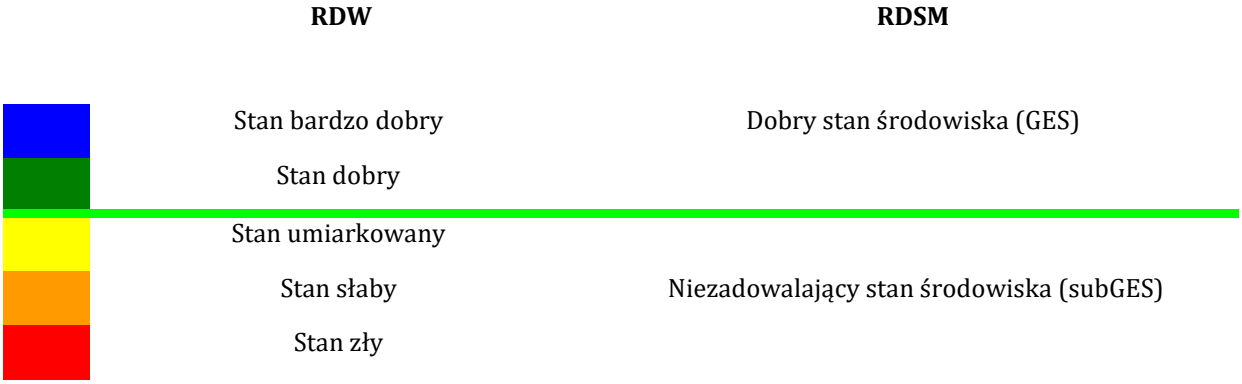
Lp.		Wskaźniki do oceny kryteriów	Cechy stanu			Cechy presji								
			D1	D4	D6	D2	D3	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
110.		Polichlorowane bifenyle (ΣPCB - kongenery 28, 52, 101, 138, 153, 180) - organizmy									x	x		
111.		CB118 (kongener PCB) - organizmy									x			
112.		Diklofenak - woda									x			
113.		Test mikrojądrowy									x			
114.		Operational oil spills from ships									x			
115.		Odpady na linii brzegowej											x	
116.		Odpady - mikrocząstki											x	
117.		Podwodne dźwięki impulsowe - Eksplozje												x
118.		Podwodne dźwięki ciągłe												x

Ocena poszczególnych cech według przyjętych kryteriów może być dokonana na dwa sposoby w zależności od dostępności danych i informacji:

1) ilościowo – na podstawie wskaźników w odniesieniu do wartości progowych lub

2) jakościowo – na podstawie oceny eksperckiej, jeżeli dla danego wskaźnika nie została ustalona wartość progowa na poziomie europejskim lub regionalnym.

W ocenie zostały uwzględnione granice stanu i wartości wskaźników wykorzystywanych do oceny stanu ekologicznego dla wód przejściowych i przybrzeżnych opracowane zgodnie z RDW, przy czym za granicę dobrego stanu środowiska (GES) przyjmuje się 3/5 wartości maksymalnej skali ocen RDW, którą dany wskaźnik może osiągnąć. Odpowiada to wyznaczeniu granicy między stanem „dobry i bardzo dobry" i „zły, słaby i umiarkowany", według RDW.



Ostateczny wynik będzie wyrażony tylko w dwóch klasach odpowiadających osiągnięciu (GES) lub nieosiągnięciu dobrego stanu środowiska (subGES).

W ramach oceny cech stanu (D1, D4, D6) przeprowadza się oddzielną ocenę dla każdego z komponentów ekosystemu tj. dla grup gatunków ptaków, ssaków, ryb oraz siedlisk bentosowych i pelagicznych. W przygotowaniu metody oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego w obszarze POM uwzględniono ustalenia i rekomendacje wynikające z prac grup roboczych i projektów HELCOM, takich jak: State & Conservation, SEAL, IN Benthic habitat, HOLAS II, SPICE Biodiv, TAPAS, IN EUTRO, GEAR oraz KE WG DIKE, WG GES, TG DATA i MSCG.

Opracowana metoda oceny trzech wymienionych cech stanu dla POM jest w wielu aspektach zbieżna z metodą zaproponowaną w ramach II oceny holistycznej HELCOM oraz nawiązuje również do wskazówek technicznych podanych w aktualnej, roboczej wersji przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017).

Główną różnicą w metodzie oceny cech stanu w stosunku do wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) jest obecnie zaproponowana „zintegrowana ocena bioróżnorodności" wykonywana w ramach każdego z komponentów ekosystemu odnosząca się jednocześnie do cech D1, D4 i D6, co z jednej strony rzutuje na brak możliwości jednoznacznego porównania wyników niniejszej oceny z poprzednią, z drugiej strony zachowana jest zgodność metodologii oceny w regionie Morza Bałtyckiego we współpracy Polski (Głównego Inspektora Ochrony Środowiska) z HELCOM. Możliwe jest jednak podsumowanie wszelkich zmian zachodzących w środowisku w porównaniu z wstępną oceną stanu środowiska wód morskich z 2012 r. na poziomie niektórych wskaźników (GIOŚ 2014) oraz nawiązanie do II oceny holistycznej (HELCOM 2017a).

Ocena cech presji jest wykonywana na podstawie kryteriów podstawowych i drugorzędnych oddzielnie dla każdej z cech. W porównaniu do wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) nie następuje integracja oceny pomiędzy cechami presji.

Ostatnim etapem aktualizacji oceny będzie identyfikacja i, jeżeli to możliwe, określenie ilościowe presji związanych z różnym wykorzystaniem środowiska morskiego, powodujących nieosiągnięcie GES, zgodnie z ich wykazem określonym w tabeli 1 załącznika III do RDSM oraz wynikiem analiz wykonanych zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. b RDSM. Ocena wykorzystania środowiska

morskiego i sił sprawczych powodujących presje stanowi istotną podstawę analizy ryzyka, a tym samym analizy kosztów i korzyści z podjęcia działań zgodnie z RDSM.

W pierwszym kroku zostanie określony stopień wykorzystania środowiska morskiego w kontekście korzyści społeczno-ekonomicznych na podstawie danych statystycznych w odniesieniu do głównych działów gospodarki morskiej, obejmujących zarówno wielkość produkcji, jak i też zatrudnienia:

1) żegluga morska;
2) porty morskie;
3) przemysł stoczniowy;
4) rybołówstwo morskie;
5) turystyka morska i przybrzeżna;
6) morski przemysł wydobywczy;
7) sektor komunalny;
8) rolnictwo;
9) energetyka odnawialna – farmy wiatrowe;
10) morska turystyka wiatrowa;
11) działalność militarna;
12) badania naukowe, analizy i działania edukacyjne.

Oszacowanie ekonomicznych korzyści ze środowiska morskiego (marine water accouning approach) będzie stanowiło całkowitą wartość gospodarczą wód morskich powiązaną z wykorzystaniem środowiska, jego aktualnym stanem, presjami i wpływem człowieka. Przeprowadzenie analizy ekonomicznej dla poszczególnych subregionów pozwoli na określenie korzyści ekonomicznych oraz określenie udziału we wzroście zasobności społeczeństwa, stwarzając podstawy do określenia priorytetów dla działań naprawczych.

Powiązanie wyników analizy ekonomicznej z dobrami i usługami środowiska morskiego pozwoli na określenie kosztów jego degradacji, które mogą być podstawą do dalszej oceny korzyści z podjętych działań naprawczych (art. 13 RDSM) lub też stanowić podstawę do ewentualnych derogacji (art. 14 RDSM) i być podstawą do aktualizacji KPOWM.

Jedną z metod oceny kosztów degradacji jest podejście oparte na analizie usług ekosystemu (ecosystem services approach). W tym wariancie presje są identyfikowane jako czynniki wpływające na stan ekosystemu morskiego, a więc jest możliwe bezpośrednie powiązanie określonych presji z elementami ekosystemu.

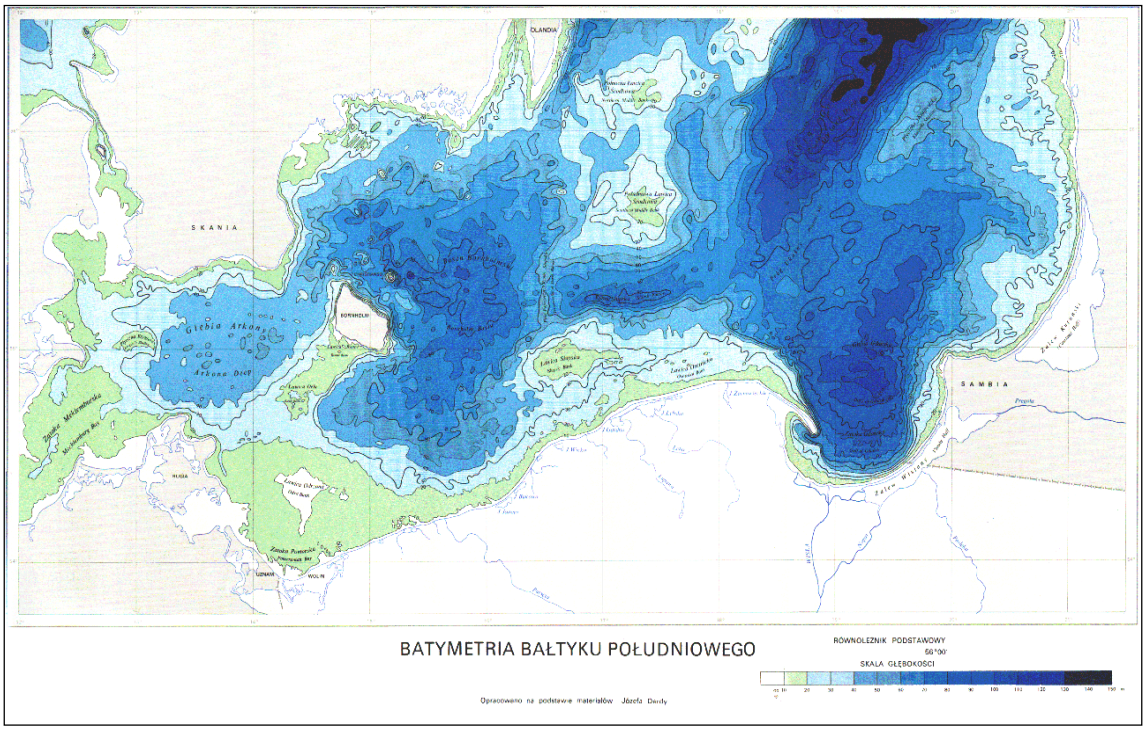
Wartość usług ekosystemu obliczana jako potencjalna różnica pomiędzy dobrym stanem środowiska (GES) a sytuacją, która może wystąpić w przypadku braku działań w celu uzyskania GES przy zastosowaniu scenariusza BAU, może być interpretowana jako koszt degradacji. W ten sposób na wczesnym etapie zostaną zidentyfikowane podstawy do sformułowania zaleceń podejmowania działań zgodnie z RDSM. W tym podejściu jest możliwa identyfikacja usług ekosystemu w powiązaniu z korzyściami, które mogą być potencjalnie utracone przy niezmienionym negatywnym stanie środowiska naturalnego. Te potencjalnie utracone korzyści z osiągnięcia GES mogą być następnie porównywane z kosztami osiągnięcia celów RDSM określonymi w programach działań naprawczych.

1. Charakterystyka ekosystemu morskiego w polskich obszarach morskich

1.1. Warunki fizyczno-geograficzne

Śródkontynentalne Morze Bałtyckie jest osłonięte od północnego zachodu Półwyspem Skandynawskim i połączone z Oceanem Atlantyckim przez Morze Północne i Skagerrak za pośrednictwem cieśnin: Wielki i Mały Bełt, Sund oraz Kattegat. Granica morza, oddzielająca Kattegat od Skagerraku, prowadzi od północnego cypla Jutlandii - przylądka Grenen do szkieru Pater Noster i wyspy Tjörn na brzegu szwedzkim (Majewski, 1994). Całkowita wymiana wód w środkowym Bałtyku trwa od 25 do 30 lat.

Całe Morze Bałtyckie leży na szelfie o nierównym dnie i niewielkiej na ogół głębokości, dzieli się jednak na głębsze baseny, rozdzielone progami i ławicami. W obrębie POM znajdują się następujące, główne elementy morfologiczne dna, patrząc od zachodu: część Ławicy Odrzanej i Basenu Bornholmskiego (105 m) oraz Rynna Słupska o głębokości 65 m, oddzielona od tego ostatniego progiem porzecznym utrudniającym ruch wód przydennych napływających z Morza Północnego. W części środkowej znajduje się Ławica Słupska, a na wschodzie południowa część Basenu Gotlandzkiego oraz Basen Gdański o głębokości 118 m (rys. 1.1.1).



rys. 1.1.1. Batymetria Bałtyku Południowego (według Batymetria Bałtyku Południowego, 1994, [w:] Atlas zasobów, walorów i zagrożeń środowiska geograficznego Polski, IGiPZ PAN Warszawa).

Główną drogę wymiany wód między Morzem Bałtyckim a Północnym stanowi Wielki Bełt, który w najpłytszych miejscach ma głębokość 15 m. Prądy wychodzące z Bałtyku kierują się przede wszystkim przez Sund, który na mieliźnie Drogden ma 12 m głębokości. Zatoka Kilońska ma poważne znaczenie hydrograficzne, gdyż wzdłuż Langelandu wpływają do niej wody oceaniczne w czasie wlewów i tutaj zgodnie z siłą Coriolisa skręcają na zachód, a po wypełnieniu zatoki słoną wodą przemieszczają się dalej przez Fehrmarn Belt i Zatokę Meklemburską ku Basenowi Arkońskiemu, pokonując po drodze próg Gedser-Darsser Ort. Wlewy o większej sile występują w różnych, nieregularnych odstępach czasu, od roku do pięciu lat. Mają charakter epizodyczny i gwałtowny. Dalej, wody wlewów oceanicznych kierują się do Basenu

Bornholmskiego przez Cieśninę Bornholmską. Z kolei odświeżanie wód głębinowych Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego odbywa się w okresach silnych, długotrwałych wlewów oceanicznych po upływie kilku miesięcy od czasu rozpoczęcia się wlewu w Cieśninach Duńskich. W okresach stagnacji w głębiach tych panują najczęściej warunki beztlenowe.

Budowa i charakter polskich brzegów Bałtyku są związane z okresem ostatniego zlodowacenia oraz fazami rozwoju południowego Bałtyku. Na odcinkach brzegu zbudowanych z osadów plejstoceńskich występują klify o różnym stopniu aktywności. W obniżeniach powierzchni plejstoceńskiej zlokalizowane są w większości jeziora przymorskie odcięte mierzejami, o różnej zasobności osadów litoralnych. W części pradolin uchodzących do Zatoki Gdańskiej lub Bałtyku rozwinięte są brzegi niskie. Typ brzegów niskich w przewadze zlokalizowany jest w strefie brzegowej Zalewów Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego.

Brzegi otwartego morza są zbudowane w 77% z wydm oraz w 19% z klifów. Zatoka Gdańska charakteryzuje się przewagą brzegów wydmowych (73%) ze znacznym udziałem brzegów niskich (8%).

Brzegi klifowe wybrzeża południowego Bałtyku są zbudowane przeważnie z gliniastych utworów glacjalnych, piasków i żwirów fluwoglacjalnych oraz mułków i iłów zastoiskowych (Subotowicz, 1984). W zależności od intensywności hydrodynamicznej akwenu następuje szybszy lub wolniejszy proces niszczenia brzegów klifowych. Występują one głównie w zachodniej części Zatoki Gdańskiej oraz nad otwartym morzem, na odcinkach Cetniewo-Jastrzębia Góra, Rowy-Ustka, Jarosławiec, Niechorze-Dziwnówek i Wyspa Wolin.

Brzegi mierzejowe w granicach Polski, z wyłączeniem Półwyspu Helskiego, obejmują 109 km, co stanowi 22% brzegów otwartego morza. Mierzeje zlokalizowane są głównie na wysokości pradolin i depresji końcowych i odcinają powstałe w obniżeniach jeziora przymorskie lub zalewy od otwartego morza.

Mierzeje południowobałtyckie, tworzące się w różnych sytuacjach dynamicznych przedstawiają trzy odmienne typy morfogenetyczne. Struktura Mierzei Wiślanej związana jest z rozwojem rozległej pokrywy litoralnej w warunkach podwodnej akumulacji w sytuacji morza regredującego (Rosa, 1980). Mierzeje części centralnej i częściowo zachodniej charakteryzują się występowaniem rozbudowanych przymierzejowych pól wydmowych (np. Mierzeja j. Łebsko), tworzyły się w warunkach stabilizacji poziomu morza. Mierzeje zachodniego wybrzeża należy zaliczyć do prostych form mierzejowych o niewielkich zasobach piaszczystych, zarówno w przybrzeżu jak i na brzegu, które tworzyły się w warunkach transgresji (np. Mierzeja Bukowska).

Erozja brzegów mierzejowych w okresie 1889-1975 obejmowała 64% ich długości. Szczególnie intensywnie był niszczony brzeg Półwyspu Helskiego, który od roku 1989 jest objęty systematycznym sztucznym zasilaniem. Przewiduje się wzrost prędkości i zasięgu obszarów niszczonych mierzei w związku z prognozami wzrostu intensywnych sztormów oraz podnoszeniem się poziomu morza.

1.2.Warunki meteorologiczne i hydrologiczne

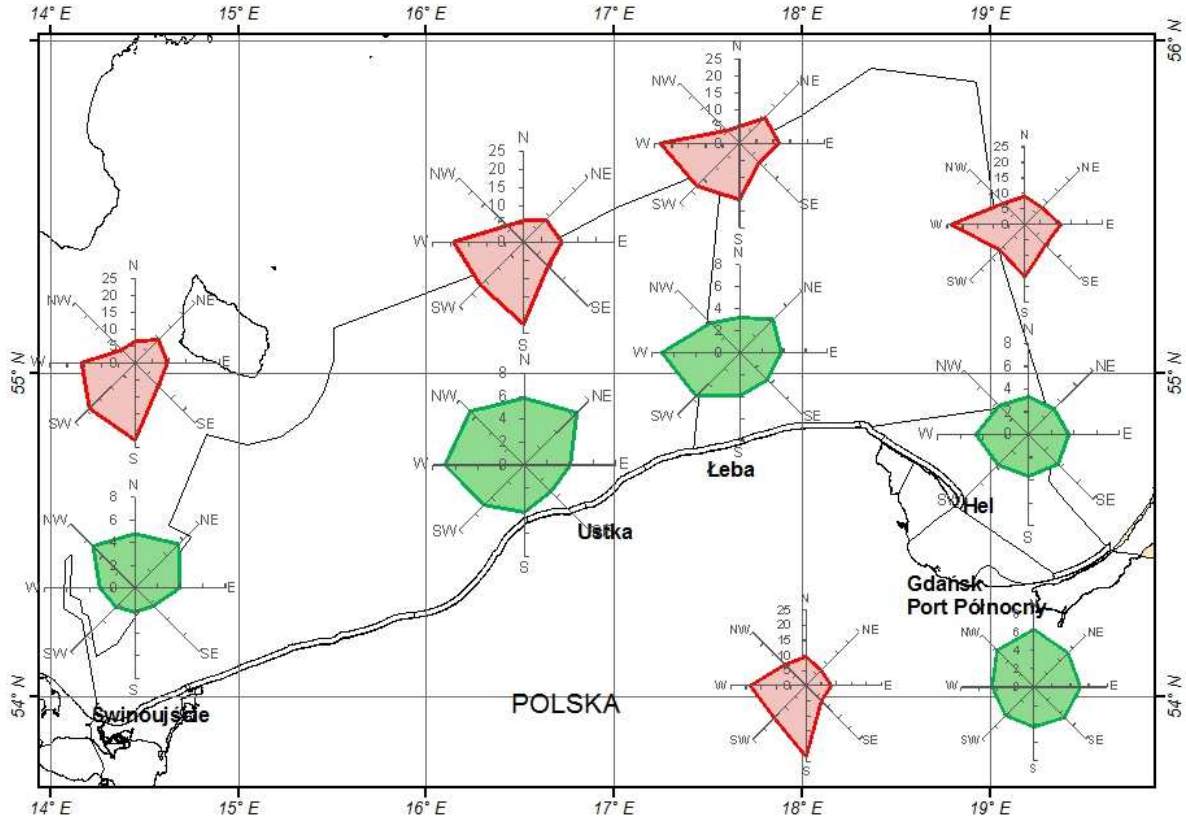
Wiatr

Jednym z elementów wspomagających ocenę stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych jest ekspozycja na falowanie. Bezwzględną miarą tego parametru jest rozciągłość działania wiatru, czyli długość drogi oddziaływania wiatru nad morzem, a co za tym idzie możliwość generowania falowania. Najkorzystniejsze warunki do powstawania fal wiatrowych, oddziałujących na strefę płytkowodną i polski brzeg, występują podczas silnych wiatrów z sektora północnego, od zachodnich poprzez północne do północno-wschodnich.

Warunki oddziaływania falowania wiatrowego na brzeg w wieloleciu 2011-2016 przedstawiono pośrednio, wykorzystując pomiary kierunku i prędkości wiatru na wybranych stacjach, reprezentujących poszczególne obszary wód przybrzeżnych i przejściowych. Charakterystykę wiatru i poziomów morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z lat

2011-2016, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

Rozkład średniej prędkości wiatru w ośmiu sektorach kierunku w latach 2011-2016 (Rys. 1.2.1) na akwenie Basenu Bornholmskiego (stacja w Świnoujściu i Ustce) pokazuje podobne rozkłady częstości kierunków wiatru. Przeważał wiatr z kierunków południowo-zachodnich, z przewagą południowego. Częstości pozostałych kierunków na obu stacjach są 3-krotnie mniejsze, z przewagą kierunków wschodnich. Natomiast w Świnoujściu najsilniejsze są wiatry z sektorów północnych (NW, NE i N), stosunkowo mniej licznych. W zachodniej części Basenu Bornholmskiego (Ustka) najsilniejsze wiatry występują z kierunków zachodnich, a kolejne z sektora północnego. Średnia prędkość wiatru we wschodniej części Basenu Bornholmskiego jest znacznie większa niż w zachodniej.



Rys. 1.2.1. Róże wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża; róże górne: częstość występowania kierunków, róże dolne – prędkość średnia w sektorach, lata 2011-2016.

Na akwenie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (stacja Łeba), jeszcze w większym stopniu niż w Ustce, przeważały wiatry z kierunków zachodnich (największa częstość) oraz południowo-zachodnich, a także południowych. W pozostałych sektorach wiatru sytuacja wygląda podobnie, jak na akwenie Basenu Bornholmskiego. Średnia prędkość wiatru na akwenie Basenu Gotlandzkiego jest również największa dla wiatrów zachodnich i południowo-zachodnich. Pozostałe kierunki wiatru charakteryzują się zbliżoną średnią prędkością.

Na akwenie Basenu Gdańskiego (stacja Hel) najczęstszymi wiatrami są, podobnie jak w Ustce, wiatry z kierunków zachodnich oraz w mniejszym stopniu południowych, pozostałe kierunki mają zbliżoną częstość. Rozkład średnich prędkości wiatru dla wszystkich kierunków jest zbliżony, a silny wiatr może wystąpić z każdego kierunku.

Z kolei na polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (stacja Gdańsk Port Północny) z największą częstością występują wiatry z kierunku południowego, a także zachodniego. Wiatry z kierunków od NW, N, NE, E do SE występują ze zbliżoną, ale znacznie mniejszą częstością. Rozkład średnich prędkości wiatru dla wszystkich kierunków jest też dosyć

zbliżony, jednak najsilniejszy wiatr występuje przy wiatrach północnych oraz północno - zachodnich.

Tabela 1.2.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w latach 2011-2016.

Stacja / Lata	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2011-2016	3,3	4,7	3,9	3,3	4,5

Średnia prędkość wiatru na stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża zmienia się w zależności od akwenu. W Ustce i w Gdańsku Porcie Północnym była największa, natomiast najsłabszy średni wiatr był w Świnoujściu i Helu, mniejszy o około 1,4 m s^{-1} (Tabela 1.2.1).

Maksymalna średnia prędkość wiatru i odpowiadający jej kierunek zmieniała się na poszczególnych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża (Tabela 1.2.2), i tak np. w Łebie najwyższa prędkość 7,1 m s^{-1} występowała przy zachodnich (W) kierunkach wiatru, a w Gdańsku Port Północny przy wiatrach północnych - 6,3 m s^{-1} .

Tabela 1.2.2. Maksymalna średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) i odpowiadający jej kierunek wiatru na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w latach 2011-2016.

Stacja / Lata	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2011-2016	5,5 - **NE**	6,9 - **W**	7,1 - **W**	4,6 - **W**	6,3 - **N**

O zróżnicowanych warunkach anemobarycznych panujących w ciągu roku w strefie brzegowej świadczy częstość występowania ciszy w latach 2011-2016. Największa wartość występuje w Świnoujściu, i kolejno w Łebie. Natomiast najmniejsza częstość występowania ciszy była na Helu (Tabela 1.2.3), jako na stacji otoczonej z trzech stron wodą.

Tabela 1.2.3. Częstość (%) występowania ciszy na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w wieloleciu 2011-2016.

Stacja / Lata	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2011-2016	1,6	0,5	1,1	0,4	0,7

Mieszanie wód

Wynikiem oddziaływania wiatru oraz termohalinowej konwekcji, poza powstawaniem falowania, jest pionowe mieszanie górnych warstw wód morskich. Niezależnie od pory roku



temperatura wody w strefie płytkowodnej jest często wyrównana od powierzchni do dna w wyniku mieszania wiatrowego. Z kolei konwekcja występuje w okresie jesiennego ochładzania się wód w warstwie powierzchniowej i powoduje zapadanie zimniejszych i bardziej gęstych mas wody w głąb toni wodnej. Pod warstwą chłodniejszej wody utrzymuje się wtedy cieplejsza warstwa wód przydennych. Największe głębokości rozdziału między tymi warstwami występują późną jesienią, w okresie zimowym i na początku wiosny. Najmniejsze zaś, od późnej wiosny (kwiecień lub maj) do sierpnia (Rys. 1.2.2).

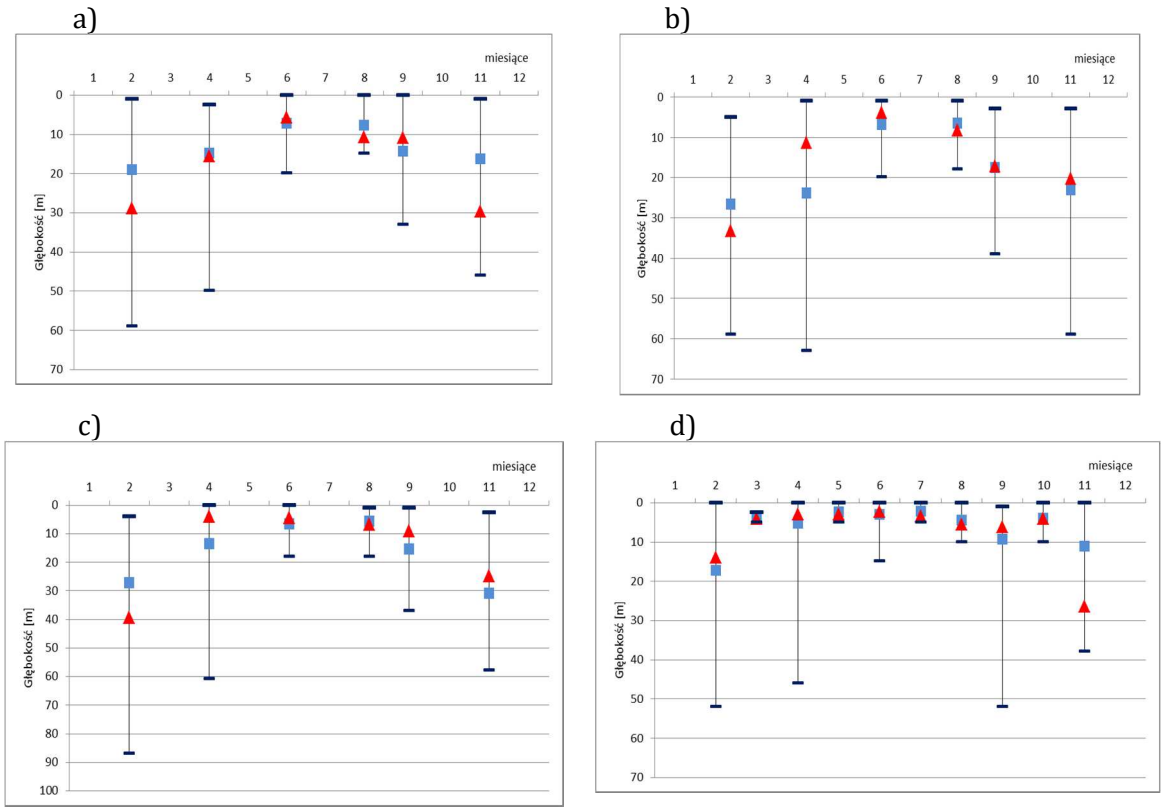
Zjawisko to występuje szczególnie w rejonach o znacznych głębokościach jak: Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki czy Basen Bornholmski. Należy do nich także akwen „polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej" określony przez HELCOM MAS (HELCOM 2013), gdyż obejmuje

Zatokę Gdańską Wewnętrzną, gdzie występują duże głębokości. Na rysunku dotyczącym Basenu Gdańskiego skala pionowa zasięgu mieszania jest większa niż w przypadku pozostałych akwenów ze względu na jego maksymalny zasięg różniący się od maksimum w pozostałych akwenach.

Podczas większości rejsów w 2016 r., średnia głębokość warstwy wymieszania w wodach Basenu Bornholmskiego była większa od średniej z poprzedzającego 10-lecia poza czerwcem i wrześniem, kiedy była mniejsza. W lutym i listopadzie jej głębokość różniła się o ponad 10 m od średniej wieloletniej (Rys. 1.2.2a).

Większe różnice w stosunku do średniej wieloletniej wystąpiły w kwietniu 2016 r. we wschodnim Basenie Gotlandzkim, kiedy średnia głębokość warstwy wynosiła tylko około 10 m. W pozostałych miesiącach wartości średnie były podobne w obu okresach (Rys. 1.2.2b).

Odmiennie kształtowały się warunki mieszania w wodach Basenu Gdańskiego, zarówno w części otwartej, jak i jego wodach przybrzeżnych. Znaczną część tego obszaru zajmuje strefa otwarta na wiatr z kierunków północnych. Z kolei strefa płytkowodna zachodniej części Zatoki Gdańskiej jest bardzo płytka, co ogranicza możliwość wystąpienia dużych głębokości warstwy mieszania i jednocześnie jest osłonięta dla większości kierunków wiatru, poza wschodnim. Ogólna charakterystyka zmienności głębokości warstwy wymieszania w Basenie Gdańskim jest podobna do pozostałych akwenów otwartego morza z różnymi odchyleniami od średniej wieloletniej oraz największym zasięgiem głębokości sięgającym ponad 80 metrów w lutym (Rys. 1.2.2c). Z kolei w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego maksymalny zasięg głębokości warstwy wymieszania jest ograniczony do około 15 m od maja do sierpnia, w marcu i październiku. W pozostałych miesiącach wartości średnie są mniejsze, tylko w listopadzie 2016 r. zarejestrowano znacznie większą głębokość w stosunku do średniej wieloletniej (Rys. 1.2.2d), różniącą się o około 15 m.



Rys. 1.2.2. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w 2016 r. oraz średnia głębokość w 2016 (trójkąty) i w wieloleciu (kwadraty) w wydzielonych akwenach POM Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego.

Poziomy morza



Procesy hydrodynamiczne występujące w obrębie południowego Bałtyku są modyfikowane w strefie płytkowodnej i brzegowej, zarówno przez rzeźbę dna, jak i ukształtowanie brzegu. Również stopień zagrożenia samego brzegu w sytuacjach coraz intensywniejszych sztormów wpływa na stopień bezpieczeństwa terenów na zapleczu. W strefie wód przejściowych i przybrzeżnych zmiany poziomu morza, falowanie oraz prądy w strefie brzegowej wpływają zarówno na transport materii, jak również na warunki hydromorfologiczne. Szczególnie zmiany poziomu morza w okresie sztormów (spiętrzenia sztormowe) powodują konieczność rozwoju infrastruktury służącej ochronie terenów nadmorskich przed zalewaniem czy wręcz powodziami sztormowymi. Miarą zagrożeń tej strefy jest częstość występowania poziomów osiągających lub przekraczających poziomy ostrzegawcze i alarmowe.

Charakterystykę zmian poziomu morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2011-2016, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

W omawianym wieloleciu największą częstością występowania stanów ostrzegawczych w skali roku (Tabela 1.2.4) charakteryzowała się wschodnia część polskiego wybrzeża (rejon Zatoki Gdańskiej – stacja w Gdańsku w Porcie Północnym oraz Władysławowo). Niemal 3-krotnie mniejszą częstość występowania stanów ostrzegawczych odnotowano w zachodniej części wybrzeża (stacje Świnoujście, Kołobrzeg).

Porównując częstość występowania stanów alarmowych w latach 2011-2016 w skali roku w poszczególnych rejonach wybrzeża, również na wybrzeżu wschodnim stany alarmowe występowały częściej (około 2-krotnie) w porównaniu do wybrzeża zachodniego.

Tabela 1.2.4. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy (cm) na stacjach polskiego wybrzeża w wieloleciu 2011-2016.

Stacja / Stany	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
ostrzegawcze	0,80	0,61	0,53	2,37	3,06
alarmowe	0,27	0,07	0,07	0,52	0,65

W poszczególnych miesiącach najczęstsze występowanie stanów ostrzegawczych przypada na miesiące zimowe: grudzień i styczeń. Odnosi się to do całego wybrzeża (Tabela 1.2.5). Typowym okresem, kiedy występują sztormy i związane z nimi wysokie poziomy oraz stany ostrzegawcze i alarmowe, jest jesień i zima. Sztormy letnie, które należą do rzadkości powodowały występowanie stanów ostrzegawczych we wschodniej części wybrzeża (stacja Gdańsk Port Północny oraz Władysławowo) w okresie letnim (lipiec, sierpień). W maju i czerwcu stany ostrzegawcze nie występowały na całym wybrzeżu. W miesiącach od marca do września w latach 2011-2016 stany alarmowe nie były notowane na całym wybrzeżu (Tabela 1.2.6).

Najrzadziej, zarówno stany ostrzegawcze, jak i alarmowe notowano w środkowej części wybrzeża od Kołobrzegu do Ustki, czyli w obrębie polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Bornholmskiego. Najczęstsze występowanie stanów alarmowych przypada na miesiące zimowe: styczeń i grudzień, donosi się to do całego wybrzeża.

Tabela 1.2.5. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy (cm) w poszczególnych miesiącach, na stacjach polskiego wybrzeża, lata 2011-2016.

Stacja	Stan ostrzegawczy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście zachodni Basen Bornholmski	560	2,89	0,27	0,45	0,3					0,12	1,88	0,99	2,73
Kołobrzeg zachodni Basen Bornholmski	570	3,02	0,91	0,09	0,05						0,2	0,49	2,53
Ustka wschodni Basen Bornholmski	570	2,64	0,69		0,02						0,16	0,44	2,35
Władysławowo wschodni Basen Gotlandzki	550	9,45	0,93	0,11	0,21			0,04	0,07	0,9	3,05	2,45	10,87
Gdańsk Port Północny Basen Gdański	550	11,36	1,5	0,25	0,37			0,09	0,27	1,94	4,14	3,15	13,26

Tabela 1.2.6. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy (cm) w poszczególnych miesiącach, na stacjach polskiego wybrzeża, lata 2011-2016.

Stacja	Stan alarmowy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście zachodni Basen Bornholmski	580	1,21	0,51								0,47	0,35	0,74
Kołobrzeg zachodni Basen Bornholmski	610	0,56	0,02										0,25
Ustka wschodni Basen Bornholmski	600	0,65											0,22
Władysławowo wschodni Basen Gotlandzki	570	2,71	0,66								0,27	0,37	2,17
Gdańsk - Port Północny Basen Gdański	570	3,38	0,59								0,78	0,39	2,53

Zlodzenie

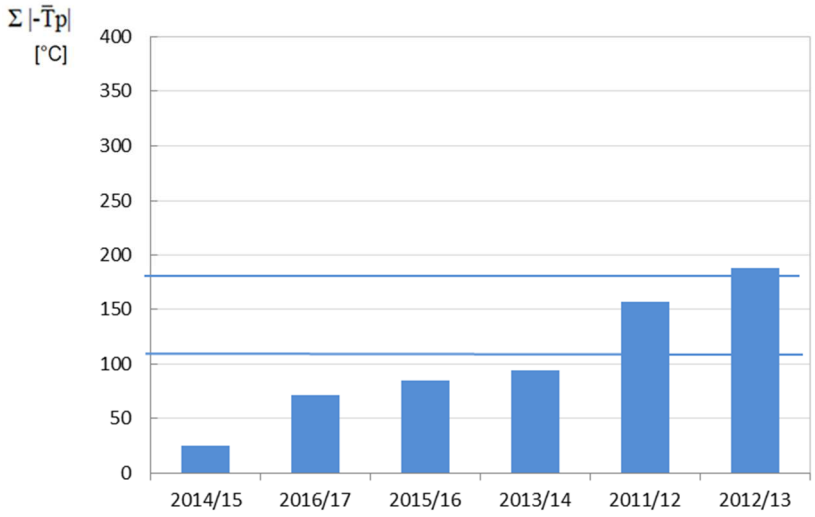


Naturalnym czynnikiem, który wpływa na rozwój procesów biologicznych oraz dystrybucję zanieczyszczeń z lądu jest występowanie pokrywy lodowej na obszarach wód.

Występowanie zjawisk lodowych na południowym Bałtyku jest niewielkie (liczba dni z lodem, długość sezonu lodowego, daty pojawienia się zlodzenia i jego zaniku) w porównaniu z pozostałą częścią Morza Bałtyckiego. W polskiej strefie przybrzeżnej zlodzenie pojawia się tylko podczas umiarkowanych i surowych zim. Zlodzenie na poszczególnych akwenach kształtuje się różnorodnie.

Polska strefa przybrzeżna dzieli się na kilka rejonów o odmiennym przebiegu zlodzenia: polskie wody przybrzeżne zachodniego Basenu Bornholmskiego (rejon wybrzeża Zatoki Pomorskiej), wschodniego Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, obszar zalewów: jak Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany oraz obszar otwartego morza wszystkich basenów. Zjawiska lodowe w rejonie otwartego morza występują rzadko. W polskiej strefie przybrzeżnej najczęściej obserwowanymi formami zlodzenia są początkowe postacie lodu oraz kra, dochodzi do tego również lód naniesiony z rzek. Podczas surowych zim u polskiego wybrzeża lód może pojawić się już pod koniec listopada i może utrzymać się do drugiej połowy marca, a nawet do początku kwietnia. Ustępowanie zlodzenia jest przeważnie związane z odpływem lodu od wybrzeży i przypada przeciętnie na koniec lutego i początek marca.

Suma chłodu (wskaźnik surowości zimy), czyli średnia suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza w rejonie polskich wód przybrzeżnych pozwala na ocenę surowości poszczególnych sezonów zlodzenia.



Rys. 1.2.3. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu" dla polskiego wybrzeża, lata 2011– 2017.

Rys. 1.2.3 przedstawia występowanie zim od najcieplejszej do najchłodniejszej w latach 2011-2017. Najcieplejszą zimą była zima 2014/2015 r., natomiast najchłodniejszą zima 2012/2013 r., chociaż żadna z zim z tego okresu nie była surowa.

Liczba dni z lodem w poszczególnych sezonach lodowych jest przedstawiona w Tabela 1.2.7. W latach 2011–2017 liczba dni z lodem zaobserwowana w polskiej strefie

przybrzeżnej zmienia się od około 12 dni w Świnoujściu do 1 dnia (dla zim, w których występował lód w danym rejonie).

Rejon wybrzeża środkowego, czyli polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gdańskiego, należy do akwenów o najłagodniejszych warunkach zlodzenia w polskiej strefie przybrzeżnej, gdzie przeważnie brak jest lodu poza zalewami.

Tabela 1.2.7. Liczba dni z lodem* na polskich wodach przybrzeżnych w latach 2011-2017.

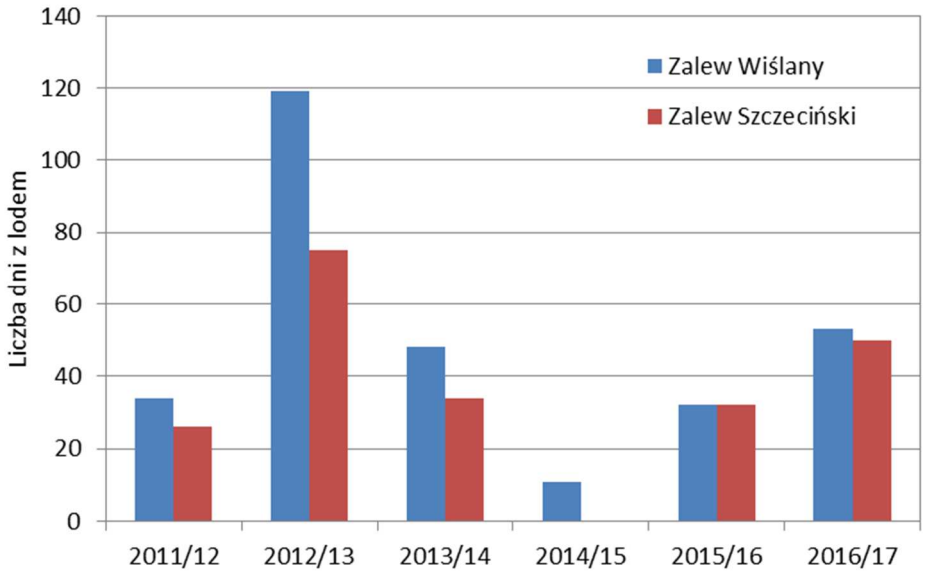
Akwen	2011/2012	2012/2013	2013/2014	2014/2015	2015/2016	2016/2017
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego						
Świnoujście	12	3	6	0	1	0
Zalew Szczeciński	26	75	34	0	32	50
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego						
Lt. Rozewie	6	0	0	0	0	0
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego						
Gdynia	5	0	0	0	0	0
Zalew Wiślany	34	119	48	11	32	53

*I. Stanisławczyk 2012-2017.

Polska część Zalewu Wiślanego i polska część Zalewu Szczecińskiego należą do akwenów o największym zlodzeniu w rejonie polskich wód przybrzeżnych i przejściowych. Na Rys. 1.2.4 przedstawiony został wieloletni przebieg (lata 2011-2017) liczby dni z lodem na Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim.

Zalew Wiślany należy do akwenów, na których lód występuje corocznie. Jest on dobrym wskaźnikiem zmian warunków zlodzenia na przestrzeni lat, nawet gdy w strefie brzegowej morza nie było zlodzenia. Na Zalewie Wiślanym notowana jest także największa liczba dni z lodem w całej polskiej strefie brzegowej – 146 dni. Następną w kolejności jest Zatoka Pucka – 128 dni i Zalew Szczeciński – 115 dni. Jest to prawie dwa razy większa wartość niż największa liczba dni ze zlodzeniem w rejonie otwartego morza.

Lód na Zalewie Szczecińskim jest zjawiskiem występującym co roku i stanowi duże utrudnienie dla żeglugi. Bardzo rzadko - przy bardzo ciepłej zimie - zdarza się, że zjawiska lodowe nie występują. W okresie 100 lat (w XX wieku) zdarzyło się to jedynie 6 razy.



Rys. 1.2.4. Liczba dni z lodem na Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym w latach 2011 – 2017.

Na tym akwenie w okresie 100 lat (XX wiek) przeważała utrudniona żegluga, natomiast bardzo mała jest liczba dni, w których żegluga odbywała się bez przeszkód (w czasie występowania zjawisk lodowych), co wynika z charakteru zlodzenia na Zalewie Szczecińskim – występowanie lodu stałego i utrudnień z tym związanych. Natomiast w czasie surowej zimy utrudnienia w żegludze wzrastają w dużym stopniu, zarówno na Zalewie Szczecińskim, jak i na morzu przed Świnoujściem.

1.3. Ogólne warunki hydrograficzne

Temperatura wody morskiej

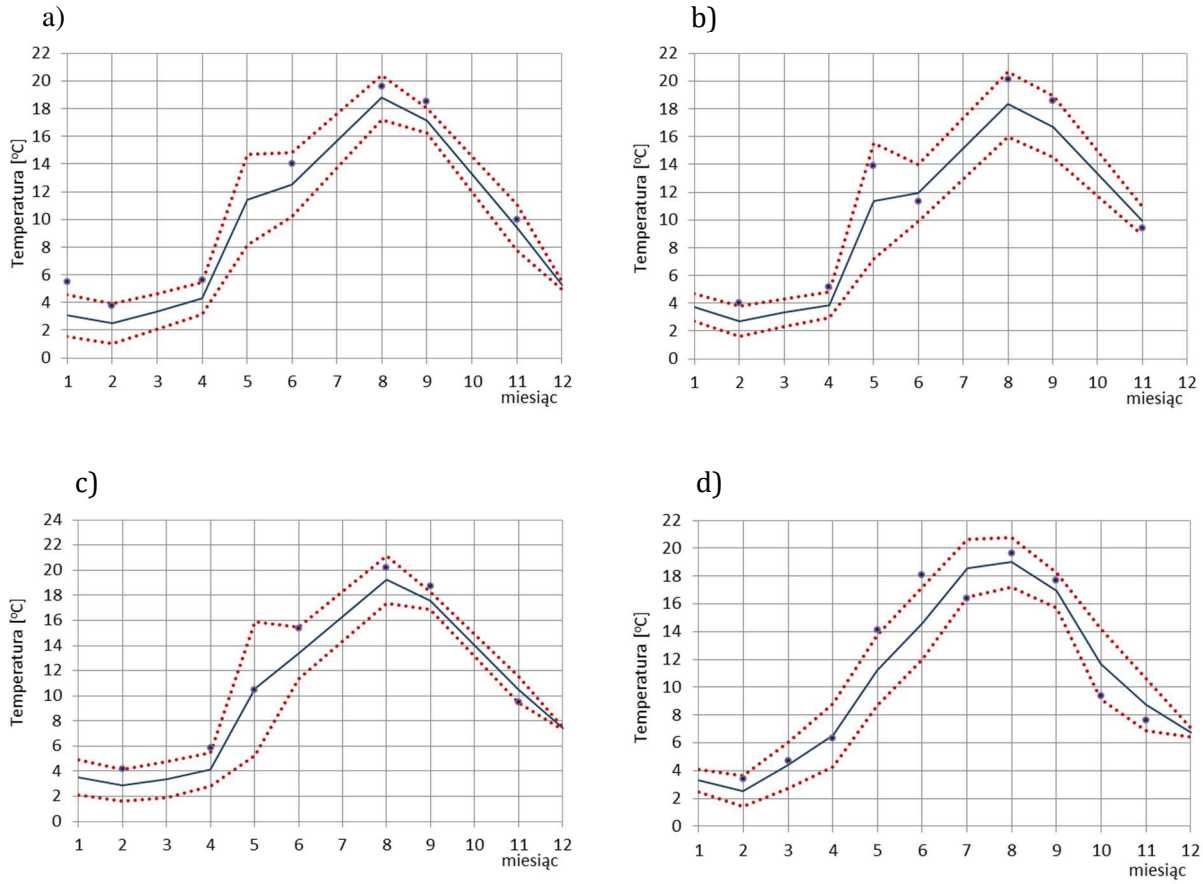
Średnia temperatura wody w powierzchniowej warstwie morza basenów głębokowodnych w poszczególnych miesiącach w 2016 r. w większości przypadków była wyższa od średniej w latach 2006-2015 (Rys. 1.3.1). Odchylenie średniej w 2016 r. było bliskie granicy przedziału określonego przez wartość odchylenia standardowego. Tylko we wschodnim Basenie Gotlandzkim średnia temperatura wody była niższa w czerwcu i listopadzie, podobnie jak w Basenie Gdańskim.

Maksymalna powierzchniowa temperatura wody (4,764 °C) w Basenie Bornholmskim była w lutym 2016 r. najbardziej zbliżona do maksimum wieloletniego (4,730 °C), zaś we wschodnim Basenie Gotlandzkim maksimum w 2016 r. było wyższe od wieloletniego o 1,553°C we wrześniu. Maksymalne odchylenie ujemne (-6,039 °C) wystąpiło w maju 2016 r. w Basenie Gdańskim.

Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej przez większą część 2016 r. były cieplejsze niż w wieloleciu, a wartości minimalne temperatury wody były wyższe od minimów w wieloleciu poza sierpniem kiedy różnica wynosiła -2,062 °C. Z kolei wartości maksymalne były w większości przypadków niższe, nawet o 5,964 °C jak w październiku tego roku.

Wartości średnie temperatury wody w poszczególnych miesiącach odzwierciedlają powyższą charakterystykę, gdzie duże odchylenia dodatnie wartości średniej wiążą się z wyższymi temperaturami ekstremalnymi w 2016 r. w porównaniu do wielolecia, a odchylenia ujemne ze znacznie mniejszymi wartościami temperatury maksymalnej.

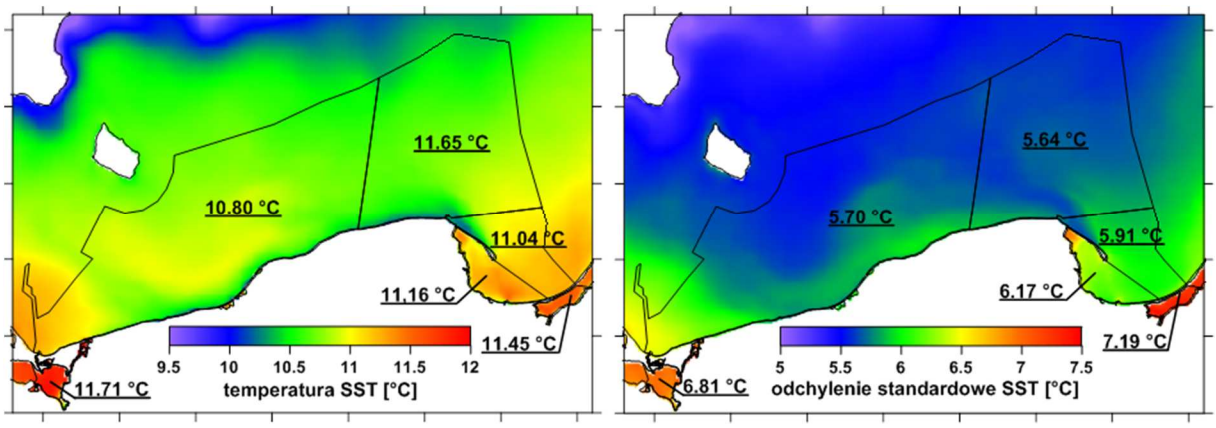
Minimalna temperatura wody we wszystkich akwenach była w poszczególnych miesiącach wyższa od minimalnych temperatur w wieloleciu, poza sierpniem w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, co świadczy, że 2016 r. był najcieplejszym w omawianym okresie.



Rys. 1.3.1. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2016 r. w wydzielonych akwenach POM: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia w latach 2006-2015; linie przerywane - średnia ± odchylenie standardowe w latach 2006-2015; punkty – 2016 r. (uwaga – różne skalowanie wartości temperatury) (źródło danych PMŚ).

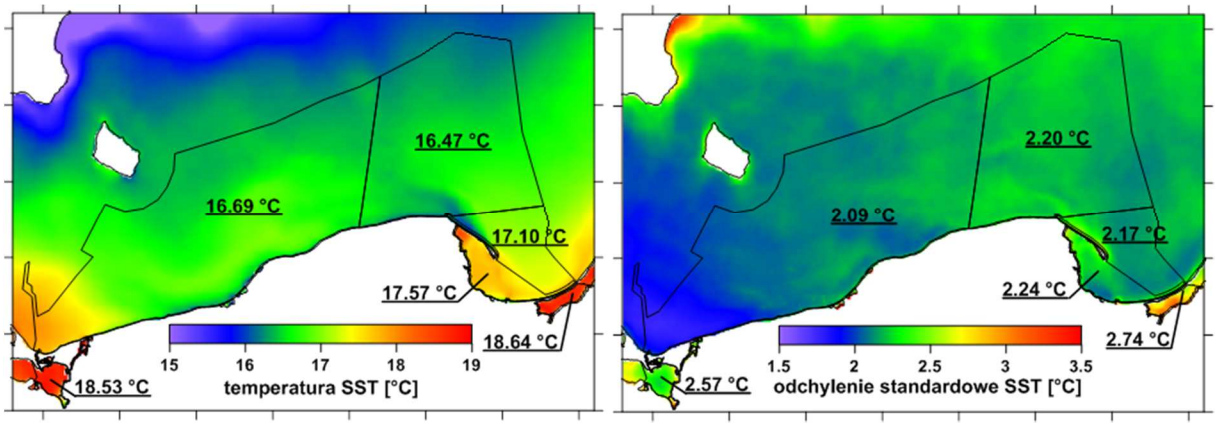
Przestrzenną charakterystykę zmian temperatury powierzchniowej wartswy morza (SST) w latach 2011-2016 przedstawiono na podstawie map satelitarnych uzupełnionych w przypadku braku danych wynikami modelu PM3D (Kowalewski i Kowalewska-Kalkowska, 2017). Mapy takie zapisywane są w Systemie SatBałtyk cztery razy na dobę, na podstawie aktualnych obrazów satelitarnych. W przypadku braku danych satelitarnych, ze względu na zachmurzenie, wykorzystywany jest algorytm łączenia wcześniejszych danych satelitarnych i modelu hydrodynamicznego (Konik i in. 2018). Model PM3D w sposób ciągły asymiluje obserwowane satelitarnie SST, co powoduje znaczne zmniejszenie błędów.

W celu scharakteryzowania przestrzennej zmienności SST wyznaczono średnie rozkłady SST i odchylenia standardowego na podstawie wszystkich map z lat 2011-2016 (Rys. 1.3.2). Najwyższe średnie temperatury w omawianym sześcioleciu obserwowano w Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym, a także w zatokach: Gdańskiej i Pomorskiej. W obszarach tych odnotowano także większą zmienność wyrażającą się wyższymi wartościami odchylenia standardowego. W strefie przybrzeżnej wybrzeża średnia temperatura była nieco niższa niż wód otwartego morza, lecz zmienność była większa. Wyjątkiem był obszar występowania upwellingu helskiego, który zaznaczył się niższa temperatura średniorocznąoraz mniejszym odchyleniem standardowym. Wynika to z faktu, że latem upwelling wynosi wody znacznie zimniejsze niż otaczające, o temperaturze zbliżonej do średniej rocznej. Zimą natomiast – nieznacznie cieplejsze, co sumarycznie powoduje obniżenie średniej rocznej temperatury i zmniejszenie odchyleń od tej średniej.



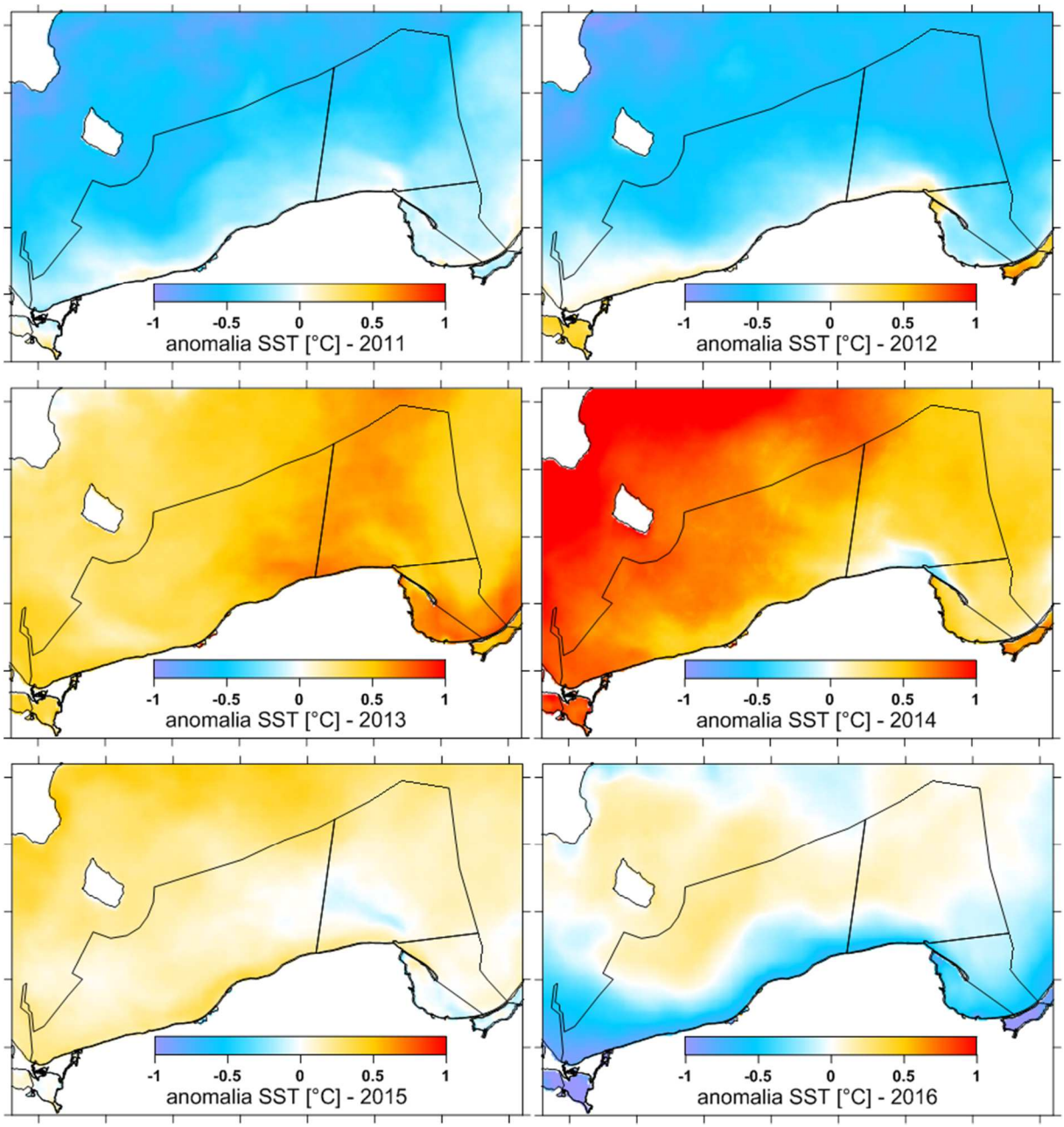
Rys. 1.3.2. Rozkład średniej temperatury powierzchni morza (SST) oraz jej odchylenia standardowego na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości i odchylenia standardowe dla poszczególnych akwenów.

Rozkład przestrzenny średniej temperatury powierzchniowej w okresie letnim, tzn. dla miesięcy od czerwca do września, był podobny do średniorocznego (Rys. 1.3.3), przy wyższych wartościach o około 6–7 °C. Przestrzenne zróżnicowanie odchylenia standardowego natomiast znacznie się różniło. Najmniejsze wartości, świadczące o małej zmienności odnotowano w Zatoce Pomorskiej. Większą zmienność temperatury odnotowano w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim, w Zatoce Puckiej oraz w rejonie upwellingu helskiego.



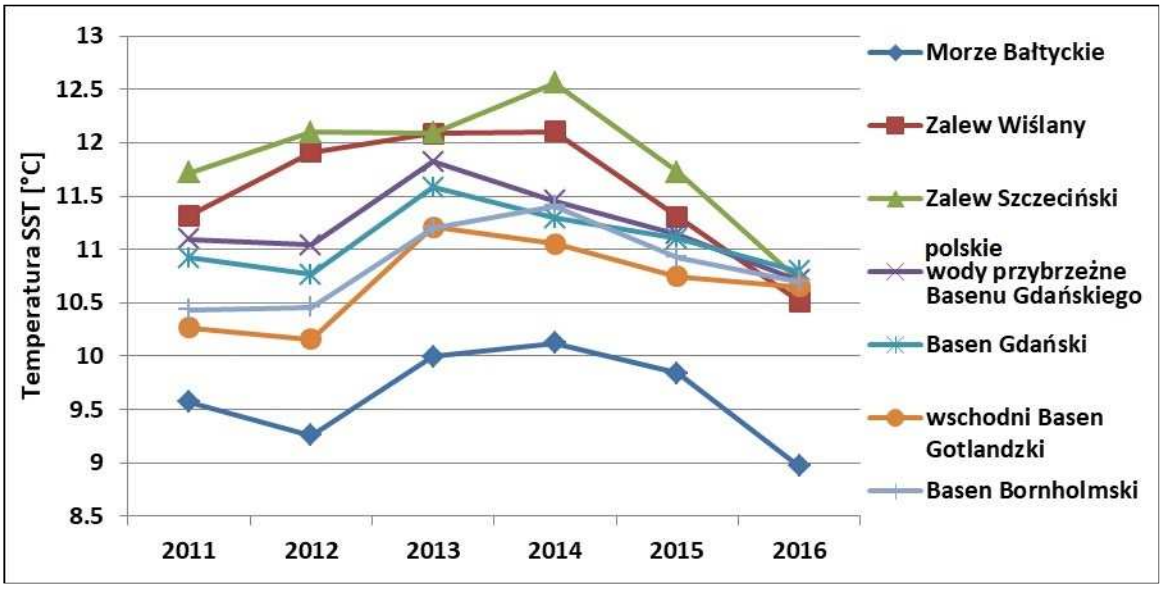
Rys. 1.3.3. Rozkład średniej temperatury powierzchni morza (SST) w miesiącach letnich (VI-IX) oraz jej odchylenia standardowego na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości i odchylenia standardowe dla poszczególnych akwenów.

Odejmując rozkład średniej temperatury SST w danym roku od średniej z lat 2011-2016 wyznaczono przestrzenne rozkłady anomalii SST dla poszczególnych lat (Rys. 1.3.4). W latach 2011 i 2012 obserwowano niższe temperatury w stosunku do średniej sześcioletniej dla przeważającej części POM. Jedynie w 2012 r. w zalewach: Wiślanym, Szczecińskim i Puckim zanotowano wyższe temperatury. W kolejnych latach (2013-2015) średnie roczne temperatury były wyższe od wieloletnich, choć nieco obniżone wartości występowały w rejonie upwellingu helskiego w latach 2014 i 2015. Świadczy to o jego większej aktywności w tych latach. Największe zróżnicowanie przestrzenne anomalii odnotowano w roku 2016. W całej strefie przybrzeżnej występowały temperatury niższe od średniej, natomiast w wodach otwartych – wyższe.



Rys. 1.3.4. Anomalie średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 w stosunku do średniej wieloletniej z tego okresu.

Wyznaczono ponadto średnie roczne temperatury powierzchni morza dla akwenów przyjętych w ocenie stanu środowiska POM Bałtyku. Wartości średnich temperatur obliczono poprzez uśrednienie w okresach rocznych wartości SST ze wszystkich pikseli mapy zawartych w danym akwenie (Rys. 1.3.5, Tabela 1.3.1). Zmiany średnich temperatur powierzchni morza w poszczególnych akwenach mają podobny przebieg w czasie, jednak wartości są zróżnicowane. Najniższe występują zwykle we wschodnim Basenie Gotlandzkim, wyższe kolejno: w Basenie Bornholmskim, w wodach otwartych Basenu Gdańskiego, w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, w Zalewie Wiślanym, a najwyższe w Zalewie Szczecińskim. Wyjątkowo w 2016 r. temperatury powierzchni morza w poszczególnych akwenach były wyrównane, co było efektem anomalii polegającej na obniżeniu średnich wartości w strefie przybrzeżnej (Rys. 1.3.5) i ich podwyższeniu w wodach otwartych. Zmiany roczne odchylenia standardowego temperatury powierzchni morza w poszczególnych akwenach wykazały, że najmniejsza zmienność występowała w 2015 r., a największa w 2013 r. (Tabela 1.3.2).



Rys. 1.3.5. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla akwenów poszczególnych akwenów i całej powierzchni Morza Bałtyckiego.

Tabela 1.3.1. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego.

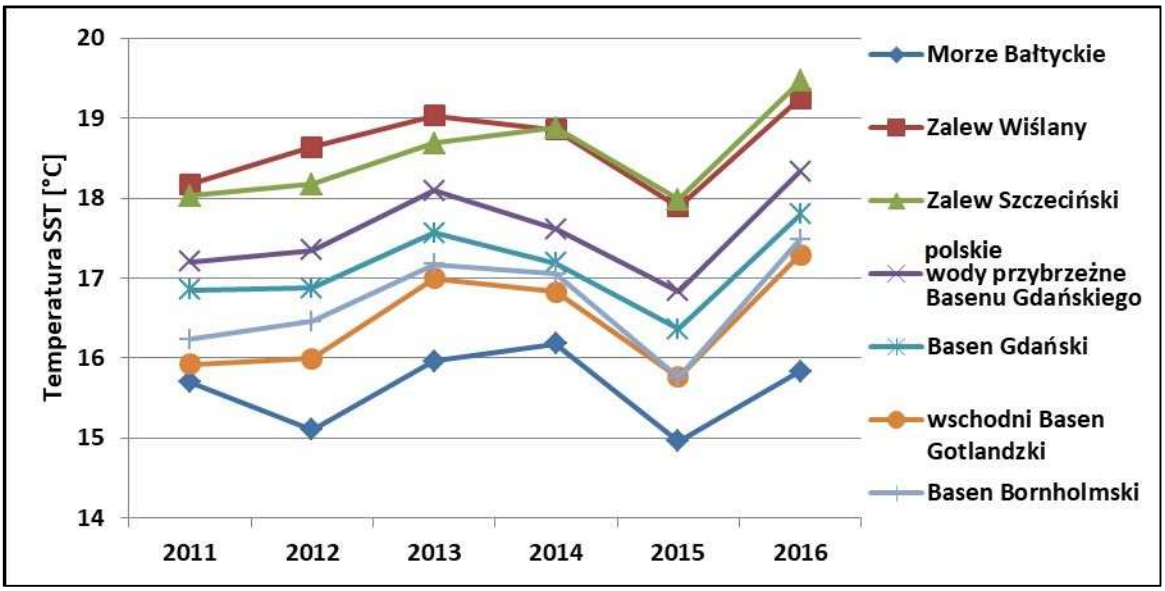
Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Zalew Wiślany	11,32	11,91	12,09	12,11	11,31	10,51
Zalew Szczeciński	11,72	12,10	12,09	12,56	11,73	10,70
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	11,10	11,04	11,82	11,45	11,14	10,71
Basen Gdański	10,92	10,76	11,58	11,30	11,10	10,79
wschodni Basen Gotlandzki	10,27	10,16	11,21	11,05	10,75	10,65
Basen Bornholmski	10,44	10,46	11,21	11,41	10,93	10,70
Morze Bałtyckie	9,57	9,26	9,99	10,12	9,84	8,97

Tabela 1.3.2. Zmiany odchylenia standardowego temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego.

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Zalew Wiślany	7,07	7,43	7,57	7,29	6,32	7,49
Zalew Szczeciński	6,66	6,60	7,30	6,82	6,14	7,35
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	6,26	6,50	6,53	6,05	5,39	6,28
Basen Gdański	6,13	6,25	6,23	5,87	5,15	5,80
wschodni Basen Gotlandzki	5,72	5,86	5,98	5,79	4,98	5,51
Basen Bornholmski	5,87	6,03	6,17	5,68	4,77	5,66
Morze Bałtyckie	6,08	5,89	6,09	6,07	5,10	5,73

Średnie temperatury powierzchni morza dla poszczególnych akwenów wyznaczono także dla miesięcy letnich, od czerwca do września (Rys. 1.3.6, Tabela 1.3.3). Ich zmiany w poszczególnych latach były podobne do zmian średnich rocznych z wyjątkiem roku 2016, gdy występowały najwyższe temperatury w okresie letnim, choć średnie roczne były raczej niskie (średnia roczna temperatura SST w Morzu Bałtyckim była najniższa w całym sześcioleciu).

Odchylenia standardowe najniższe były w roku 2011 z wyjątkiem Zalewu Wiślanego, gdzie nieco mniejsza zmienność występowała w 2015 r. (Tabela 1.3.4).



Rys. 1.3.6. Zmiany średniej temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2010-2016 dla poszczególnych akwenów i całej powierzchni Morza Bałtyckiego.

Tabela 1.3.3. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego.

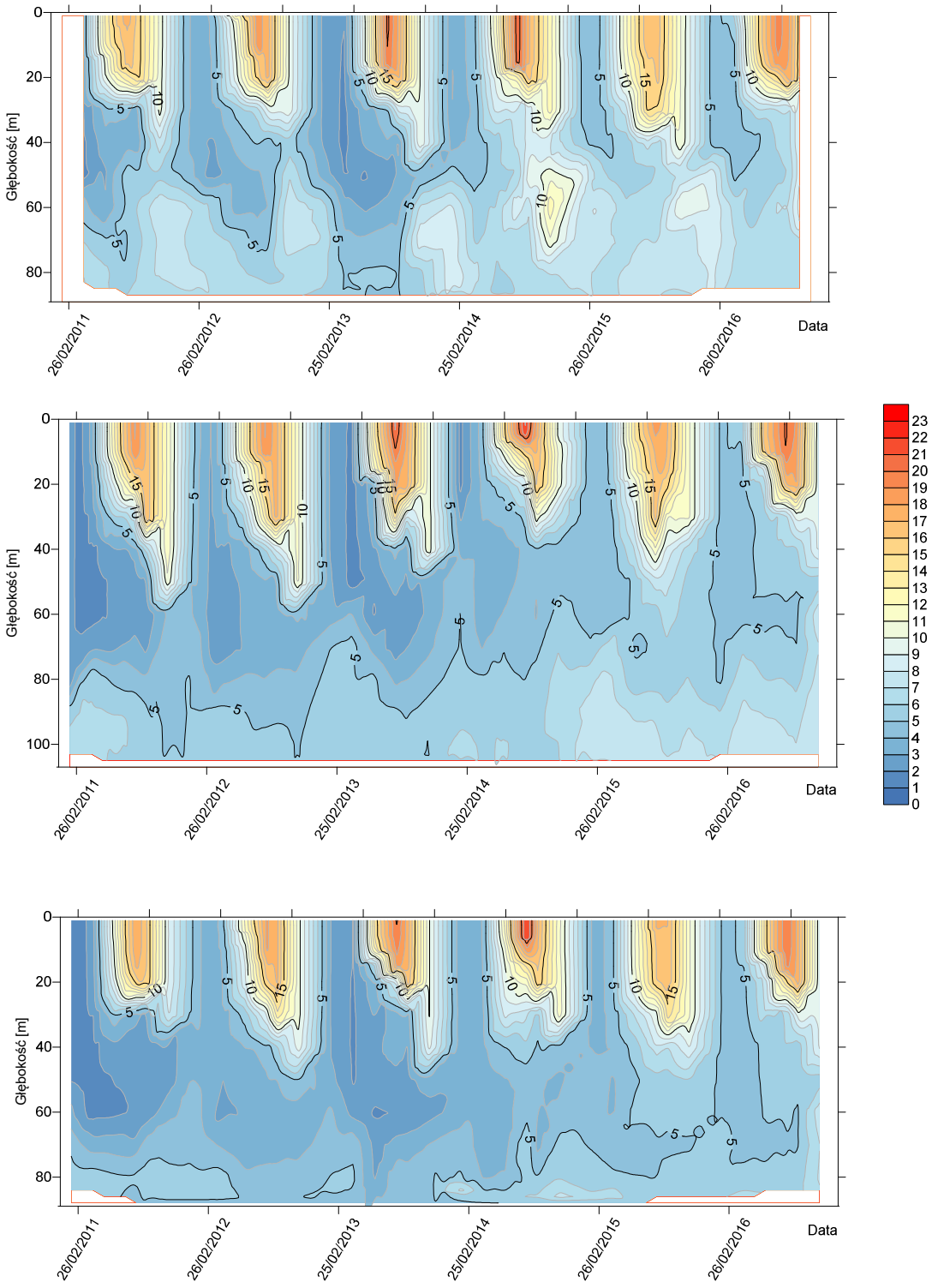
Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Zalew Wiślany	18,18	18,64	19,03	18,85	17,89	19,24
Zalew Szczeciński	18,03	18,17	18,68	18,87	17,98	19,46
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	17,21	17,35	18,09	17,61	16,83	18,33
Basen Gdański	16,85	16,87	17,56	17,19	16,36	17,80
wschodni Basen Gotlandzki	15,92	16,00	16,99	16,83	15,77	17,29
Basen Bornholmski	16,23	16,46	17,17	17,05	15,75	17,49
Morze Bałtyckie	15,70	15,11	15,97	16,18	14,96	15,84

Tabela 1.3.4. Zmiany odchylenia standardowego temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego.

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Zalew Wiślany	2,55	2,71	2,96	3,27	2,42	2,56
Zalew Szczeciński	2,38	2,39	3,09	2,99	2,66	1,89
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	1,74	2,41	2,42	2,59	2,08	2,21
Basen Gdański	1,69	2,33	2,14	2,63	2,13	2,09
wschodni Basen Gotlandzki	1,70	2,35	2,14	2,78	2,43	1,80
Basen Bornholmski	1,55	2,25	2,35	2,35	2,03	2,01
Morze Bałtyckie	2,38	2,42	2,17	3,20	2,53	2,07

O ile metoda wykorzystująca dane satelitarne stanowi cenne uzupełnienie informacji uzyskanej z pomiarów monitoringowych o przestrzennych zmianach temperatury wody

w warstwie powierzchniowej morza, to dla warstw głębinowych pomiary są jedynym wiarygodnym źródłem (Rys. 1.3.7).

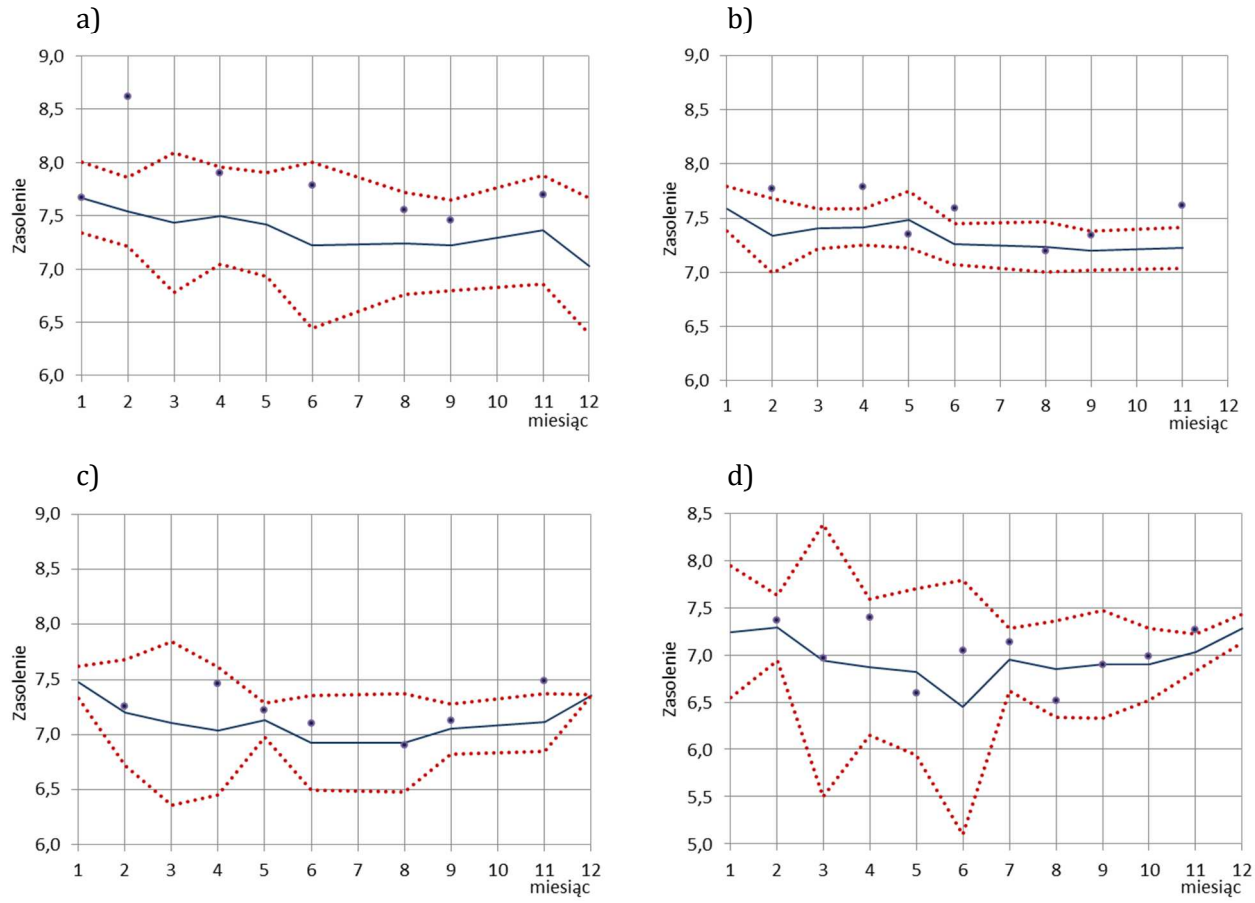


Rys. 1.3.7. Zmiany temperatury wody w rejonie trzech głębi: Bornholmskiej, Gdańskiej i wschodniego stoku Gotlandziej w latach 2011-2016. (źródło danych PMŚ).

Zasolenie

Średnie zasolenie wody w warstwie powierzchniowej wód Basenu Bornholmskiego przez cały 2016 r., poza lutym, było wyższe o około 0,5 od średniego zasolenia z okresu 2006-2015, z tendencją malejąca do września (Rys. 1.3.8a). Jednocześnie we wszystkich miesiącach wartości minimalne zasolenia były większe od minimów w wieloleciu. W sierpniu różnica była największa – 3,936.

W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego odchylenia były mniejsze bez wyraźnego kierunku zmian (Rys. 1.3.8b), co zaznaczyło się także w mniejszych różnicach wartości minimalnych w przypadku, których wartość średnia wyniosła 0,447.



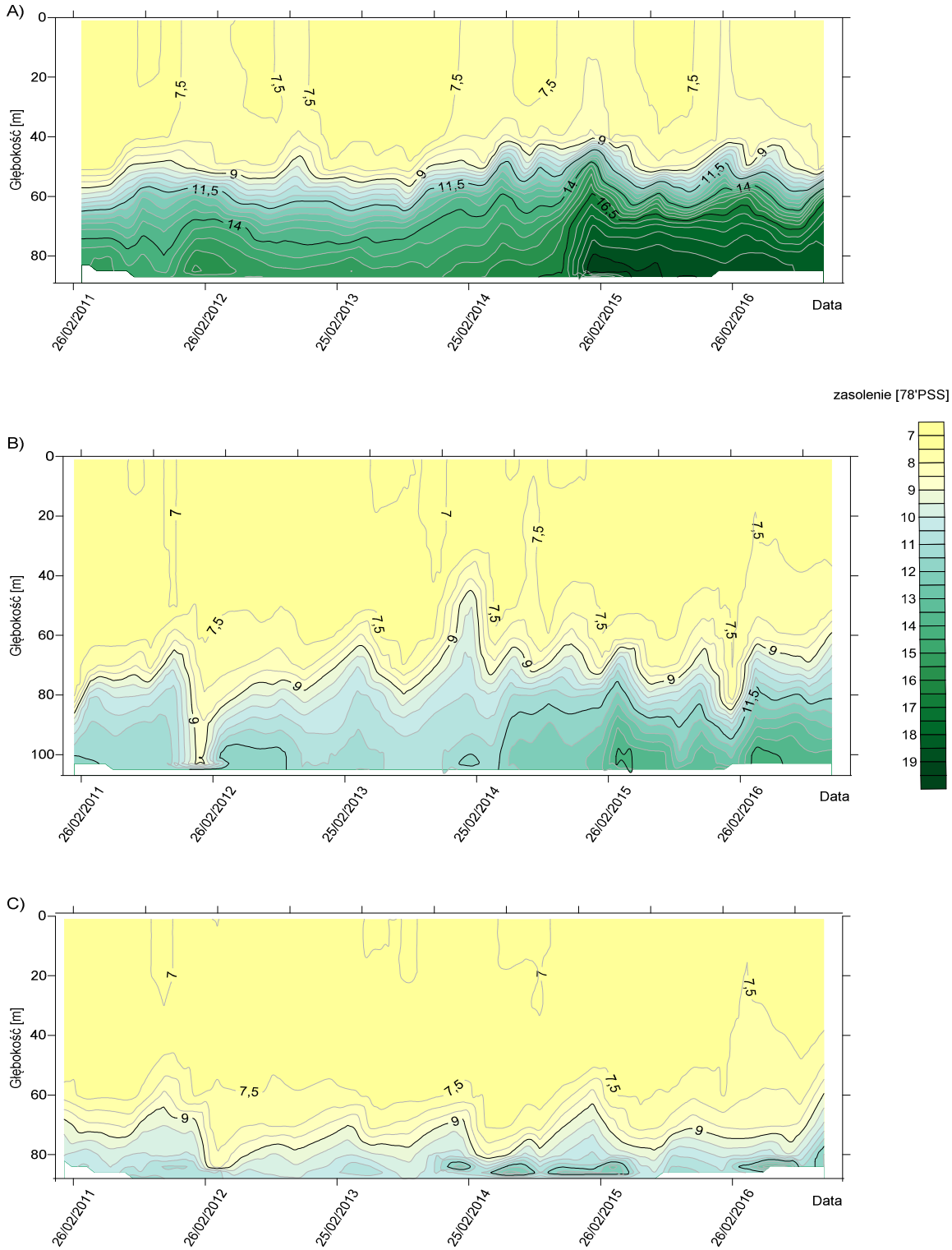
Rys. 1.3.8. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2016 r. w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2006-2015; linia przerywana – średnia ± odchylenie standardowe 2006-2015; punkty – rok 2016 (uwaga – różne skalowanie wartości zasolenia) (źródło danych PMŚ).

W Basenie Gdańskim zasolenie w okresie wiosennym oraz na przełomie lata i jesieni 2016 r. było wyższe niż w wieloleciu (Rys. 1.3.8c). W wodach przybrzeżnych tego akwenu zasolenie ulegało wahaniom w ciągu roku, a w sposób istotny spadło w sierpniu (Rys. 1.3.8d).

Zasolenie wód przydennych strefy głębokowodnej południowego Bałtyku w okresie 2011-2016. było kształtowane przez słaby wlew słonych wód z Morza Północnego. Największy wzrost zasolenia (18,881) stwierdzono w wodach Głębi Bornholmskiej w kwietniu, po czym nastąpiło stopniowe obniżenie do września (Rys. 1.3.9a).

W wodach przydennych wschodniego Basenu Gotlandzkiego zasolenie wzrastało od początku roku do maja 2016 r., utrzymując się następnie na podobnym poziomie do sierpnia. Po krótkotrwałym spadku nastąpił jego ponowny wzrost w listopadzie (Rys. 1.3.9b).

W Głębi Gdańskiej największe zasolenie (14,318) wód przydennych 2016 r. wystąpiło na początku kwietnia (Rys. 1.3.9c), po czym utrzymywało się na niższym poziomie do listopada (13,726).



Rys. 1.3.9. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych POM w latach 2011-2016; A) Głębia Bornholmska, B) płd-wsch. Basen Gotlandzki, C) Głębia Gdańska (źródło danych PMŚ).

Odczyn wody morskiej

Parametrem opisującym kwasowość/zasadowość wody morskiej jest jej odczyn (pH). Wskaźnik ten służy do oceny skali problemu potencjalnego zakwaszania wód oceanu światowego głównie na skutek zwiększonego dopływu dwutlenku węgla z atmosfery. Monitorowanie pH środowiska morskiego stanowi podstawę do wychwycenia trendów zmian czasowych i przestrzennych, wynikających zarówno z działalności człowieka (głównie spalania paliw kopalnych) jak i czynników naturalnych (geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych) oraz związanych z nimi ewentualnych zmian funkcjonowania ekosystemów morskich.

Dane pomiarowe wykorzystane do analizy zmian pH wody morskiej zostały zebrane w latach 2006–2016 podczas rejsów badawczych przeprowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku.

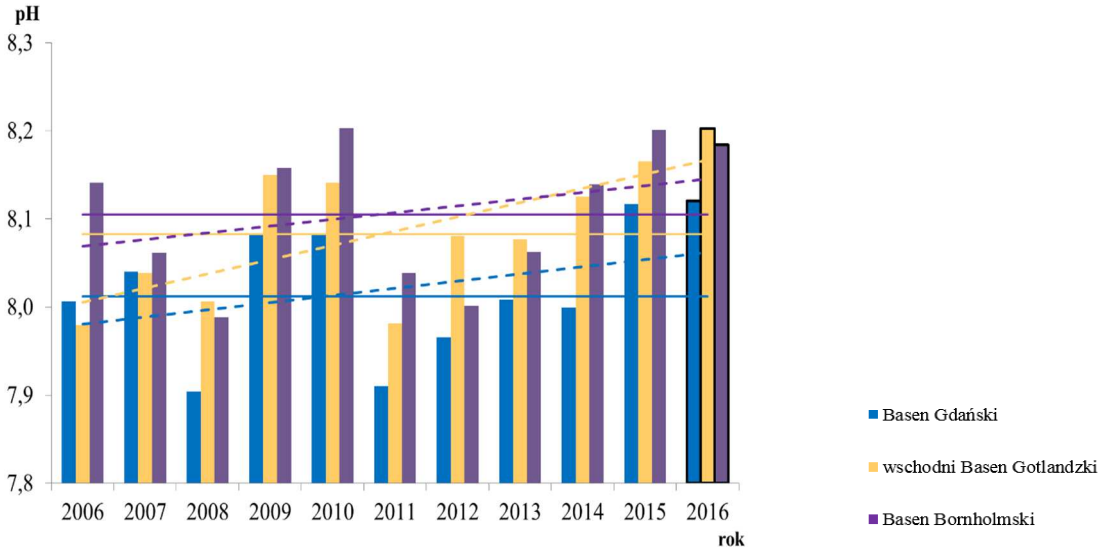
Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2016 r. w całym rejonie badań i w całym zakresie głębokości (od powierzchni do dna) zmieniały się w granicach od 7,04 do 9,23, a zakres tej zmienności był większy w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku (7,16–8,85) (Łysiak-Pastuszak 2016). W 2016 r. średnia wartość pH wód całego badanego obszaru wynosiła 8,17 i była wyższa od średniej dla 2015 r. (8,16).

Zakres zmienności pH wody morskiej poszczególnych akwenów był większy od obserwowanego w roku ubiegłym, a średnie wartości roczne różniły się od stwierdzonych w 2015 r. (Tabela 1.3.5).

Tabela 1.3.5. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów POM w 2016 r. w porównaniu z 2015 r.

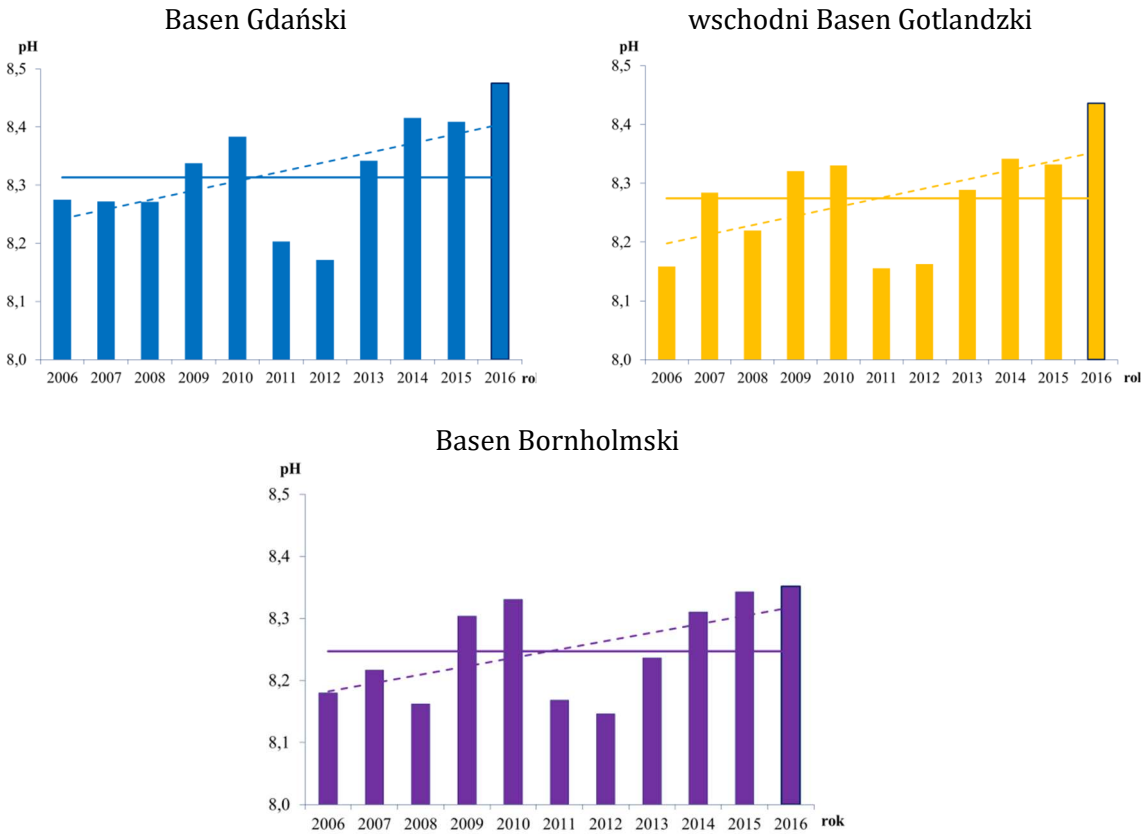
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
Basen Gdański	7,16	7,04	8,85	9,22	8,12	8,12
wschodni Basen Gotlandzki	7,28	7,20	8,63	9,00	8,30	8,20
Basen Bornholmski	7,42	7,14	8,76	9,23	8,12	8,18

Rozpatrując otrzymane w 2016 r. dane na tle ostatnich dziesięciu lat stwierdzono słabą tendencję rosnącą odczynu wody morskiej, zarówno w całym obszarze objętym badaniami jak i na poziomie wydzielonych akwenów. Średnie wartości pH w 2016 r. w poszczególnych akwenach były wyższe od średniej dekadowej (Rys. 1.3.10).



Rys. 1.3.10. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2006–2016 w wydzielonych akwenach POM; linia ciągła – średnia 2006–2015, linia przerywana – tendencja zmian (źródło danych PMŚ).

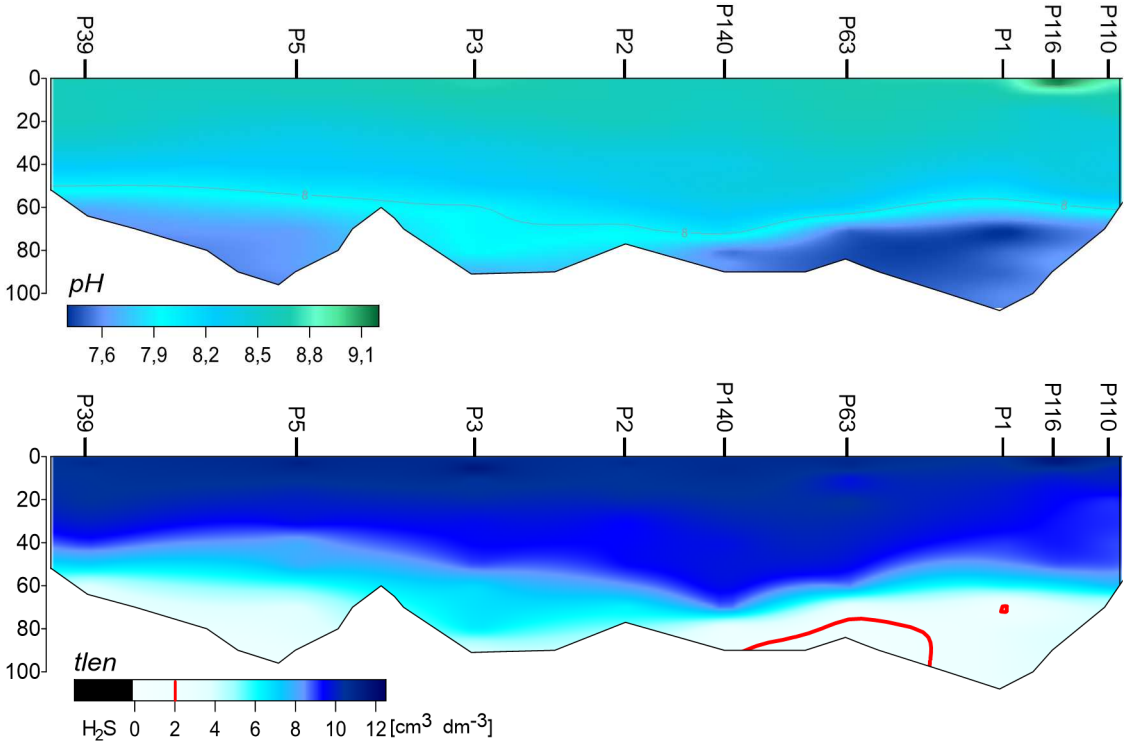
Zmienność czasowa pH w warstwie powierzchniowej morza (0–10 m), stanowiącej bezpośredni receptor ewentualnych zmian zachodzących w atmosferze, wykazywała podobne prawidłowości jak obserwowane w ostatnim dziesięcioleciu dla całego słupa wody (Rys. 1.3.11).



Rys. 1.3.11. Średnie wartości odczynu wody morskiej w latach 2006-2016 w powierzchniowej warstwie (0–10 m) wydzielonych akwenów POM Bałtyku (linia ciągła – średnia 2006–2015, linia przerywana – tendencja) (źródło danych PMŚ).

Zmiany odczynu wody morskiej są w dużej mierze efektem procesów biologicznych zachodzących w powierzchniowej warstwie wody. Podczas intensywnych zakwitów fitoplanktonu, w procesie fotosyntezy, ze środowiska pochłaniany jest dwutlenek węgla i uwalniany tlen. W związku z tym można się spodziewać korelacji pomiędzy stężeniem tlenu a wartością pH oraz zmienności przestrzennej i czasowej tego parametru powiązanej z geograficzną i sezonową zmiennością intensywności fotosyntezy (Wesslander 2011).

Ze zmianami intensywności produkcji pierwotnej związane były zmiany sezonowe wartości pH. W roku 2016 najwyższe wartości pH zmierzono w okresie intensywnej wegetacji (kwiecień–czerwiec). Charakterystyczny rozkład pionowy odczynu wody morskiej, czyli spadek pH od powierzchni do dna, związany m.in. ze zmniejszaniem ilości rozpuszczonego tlenu, zużywanego w głębszych warstwach morza w procesach chemicznych, np. na rozkład obumarłej materii organicznej, ilustruje Rys. 1.3.12. Ten naturalny rozkład pionowy odczynu wód morskich może jednak zostać zakłócony przez nadzwyczajne zjawiska fizyczne zachodzące w morzu, takie jak wlewy wód oceanicznych lub upwelling. W 2016 r. zjawisko upwelling'u zostało zanotowane na początku czerwca w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża, kiedy to wody, z głębszych warstw o niższym pH, zostały uniesione w kierunku powierzchni (Drgas 2016).



Rys. 1.3.12. Pionowy rozkład pH oraz stężenia tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z kwietnia 2016 r.) (źródło danych PMŚ).

Prądy morskie i wymiana wód

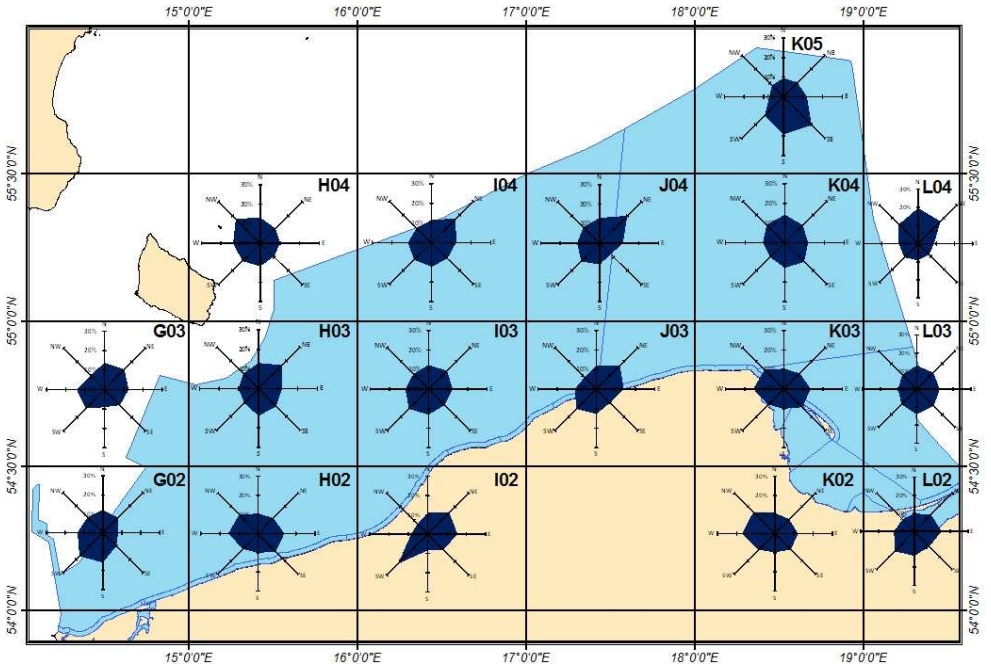
Prądy morskie

Do przedstawiena warunków hydrodynamicznych w POM wykorzystano pomiary wykonywane w ramach monitoringu Bałtyku przy pomocy prądomierza ADCP RDI podczas ruchu statku, które wykonywano w okresie od 2006 r. do 2016 r. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe mierzono zwykle w warstwach o grubości 2,5 m od około 9,8 m do 12,3 m głębokości, zaś w rejonach o głębokości większej od 25 m – w warstwie od około 7,5 m do 12,5 m.

Ogólną charakterystykę rozkładu prądów dla okresu 2006-2015 przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (Rys. 1.3.13).

Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na wszystkich rysunkach wynosi 30%.

Kierunki prądów podpowierzchniowych w polskiej strefie przybrzeżnej zawierały się w wąskim przedziale wzdłuż osi północny-wschód południowy-zachód. W kwadracie K02 w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej przeważnie rejestrowano wzdłużbrzegowe prądy południowo-zachodnie i północno-wschodnie, natomiast w kwadracie L02 w większości przypadków były to prądy skierowane do brzegu. W Zatoce Pomorskiej przeważał kierunek północny oraz wzdłużbrzegowy.



Rys. 1.3.13. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2006-2015.

Na rozkład prądów w rejonie Głębi Gdańskiej, znajdującej się w obrębie kwadratu L03, zasadniczy wpływ mają cyklonalne lub antycyklonalne układy przepływu wód powstające podczas oddziaływania wiatru z różnych kierunków. W wyniku tego występują tam prądy o podobnym udziale procentowym dla wszystkich kierunków, co szczególnie dobrze widoczne jest w przypadku pomiarów wieloletnich.

W rejonie Basenu Bornholmskiego w wieloleciu w większości przypadków były to prądy sektora północno-zachodniego. W obrębie południowo-wschodniego stoku Głębi Gotlandzkiej dominowały prądy południowe w wieloleciu.

W kwadratach obejmujących Rynnę Słupską (I04 i J04) dominujące były prądy północno-wschodnie z małym, porównywalnym udziałem pozostałych kierunków.

O ile pomiary wykonywane podczas rejsów dostarczają informacji o warunkach panujących podczas wykonywania pomiaru pozostałych parametrów, to pełniejszego obrazu stanu hydrodynamiki wód Bałtyku w całym okresie objętym aktualizacją oceny może dostarczyć wykorzystanie metody połączenia danych satelitarnych z modelowaniem numerycznym.

Średnie prędkości prądu morskiego w latach 2011-2016 zostały wyznaczone na podstawie wyników modelu hydrodynamicznego PM3D o rozdzielczości około 1 km w południowej części Bałtyku (Kowalewski i Kowalewska-Kalkowska, 2017). Model ten asymiluje dane satelitarne (SST) oraz wykorzystuje dane o dopływie promieniowania słonecznego na podstawie informacji satelitarnych.

Na podstawie map prądów powierzchniowych i podpowierzchniowych obliczonych za pomocą modelu i zgromadzonych z interwałem 6 godzin w Systemie SatBałtyk, wyznaczono średnie prędkości wektorowe $\vec{V}$ na powierzchni oraz na głębokości 20 m w latach 2011-2016 uśredniając chwilowe składowe prędkości *u* i *v* w każdym węźle siatki obliczeniowej:

$$\bar{u} = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} u_i \ , \quad \bar{v} = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} v_i \qquad (1)$$

Średni moduł prędkości w danym węźle obliczeniowym siatki numerycznej wyznaczono na podstawie formuły:

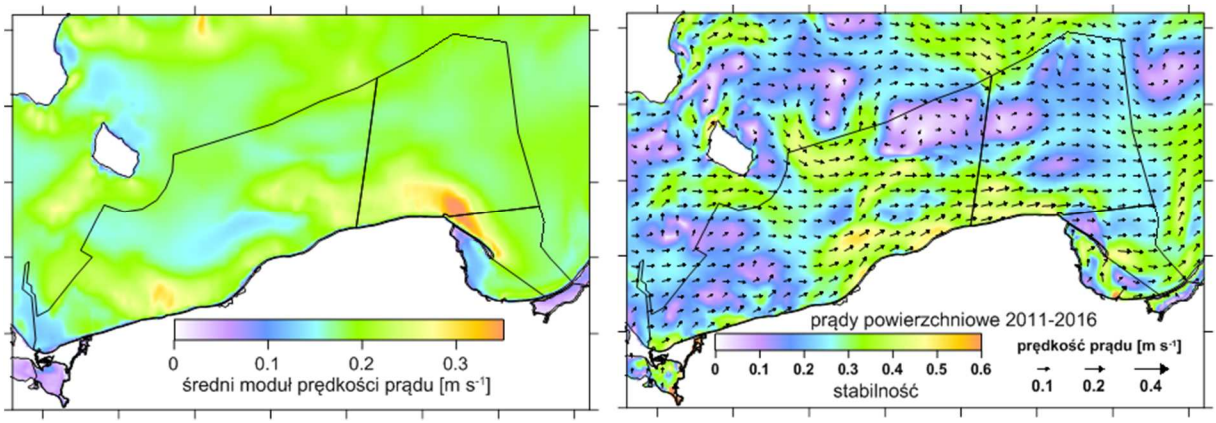
$$\bar{V} = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\sqrt{u_i^2 + v_i^2} \qquad (2)$$

Stabilność prądu (Lehmann i Hindrichsen, 2000) jest to stosunek modułu średniej prędkości wektorowej do średniego modułu prędkości:

$$S = \frac{|\vec{V}|}{\bar{V}} = \frac{\sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2}}{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\sqrt{u_i^2 + v_i^2}} \qquad (3)$$

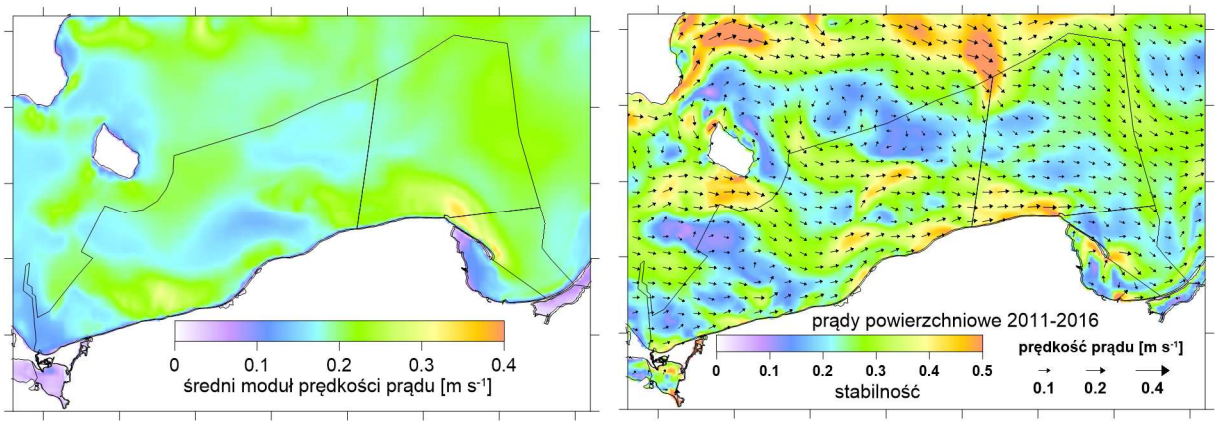
Stabilność charakteryzuje liczbowo zmienność prądu i przyjmuje wartości z zakresu od 0 do 1. Wartość 1 oznaczałaby, że w danym miejscu (węźle siatki obliczeniowej) prąd płynął przez cały analizowany okres w tym samym kierunku i ze stałą prędkością.

Na podstawie map prądów z modelu PM3D zgromadzonych w Systemie SatBałtyk wyznaczono średnie wieloletnie (dla okresu 2011-2016) moduły prędkości, średnie prędkości wektorowe i stabilności prądu powierzchniowego (Rys. 1.3.14). Największe prędkości prądu odnotowano dla rejonu położonego na północ od Półwyspu Hel, gdzie intensyfikacja prądów w wyniku układu linii brzegowej sprzyja powstawaniu upwellingu i downwellingu brzegowego. Pomimo, że jest to najbardziej dynamiczny fragment polskich wód morskich, to średnia prędkość wektorowa i stabilność przepływu jest tam niewielka. Wynika to z faktu naprzemiennego występowania przeciwnie skierowanych prądów: w kierunku południowo-wschodnim i północno-zachodnim. Prądy te powodują odpowiednio powstawanie zjawiska downwellingu i upwellingu, a ich wypadkowy wektor skierowany jest w kierunku południowo-wschodnim. Największą stabilnością cechują się prądy powierzchniowe płynące na wschód wzdłuż brzegów wybrzeża środkowego. Są one determinowane przeważającymi w ciągu roku wiatrami zachodnimi.



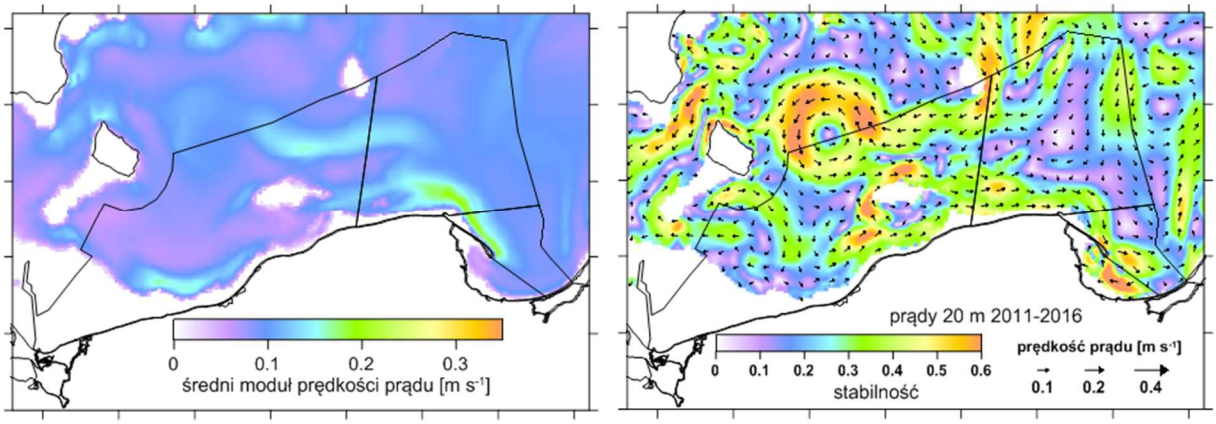
Rys. 1.3.14. Średnie prędkości prądów powierzchniowych i ich stabilność w latach 2011-2016.

W okresie letnim (Rys. 1.3.15) rozkład przestrzenny prądów jest bardzo zbliżony do układu rocznego. Dominują prądy wschodnie, nieco słabsze i mniej stabilne niż średnioroczne.



Rys. 1.3.15. Średnie prędkości prądów powierzchniowych i ich stabilność w miesiącach letnich (V – IX) w latach 2011-2016.

Rozkład średnich prądów podpowierzchniowych (Rys. 1.3.16), na głębokości 20 m ukazuje znacznie mniejsze średnie moduły prędkości w stosunku do wartości na powierzchni. Podobnie jak w przypadku prądów powierzchniowych intensyfikacja przepływów widoczna jest jedynie w rejonie występowania upwellingu/downwellingu helskiego. Na głębokości 20 m prądy cechowały się jednak większą stabilnością, co powoduje, że wypadkowe wektory prądu mają podobne wartości, a czasem nawet większe niż na powierzchni. Najlepiej zjawisko to zauważalne jest w przypadku cyklonalnego wiru na wschód od Bornholmu, który w przypadku prądów powierzchniowych jest znacznie słabiej zarysowany niż na głębokości 20 m. Podobnie jak na powierzchni, wzdłuż wybrzeża środkowego wypadkowy prąd płynie w kierunku wschodnim i cechuje się stosunkowo dużą stabilnością. W zachodniej części Zatoki Gdańskiej ujawnił się podpowierzchniowy prąd płynący w kierunku północno-zachodnim o podwyższonej stabilności, który wraz z przeciwnie skierowanym prądem w rejonie Głębi Gdańskiej tworzy zawirowanie antycyklonalne.



Rys. 1.3.16. Średni moduł prędkości, średnia prędkość wektorowa i stabilność prądów podpowierzchniowych (na głębokości 20 m) w latach 2011-2016.

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 i opadami, w drugim przypadku – wynika z występowania nieregularnych wlewów słonych wód z Morza Północnego przez cieśninę Kattegat. Bałtyk łączy się z Morzem Północnym płytkimi i wąskimi cieśninami. Wymiana wód odbywa się nad płytkimi progami podwodnymi w Sundzie (głębokość 8 m) i Wielkim Bełcie

(głębokość 15-16 m). Odnowa wód w głębokich akwenach może mieć miejsce jedynie w wyniku ekstremalnych wlewów do Morza Bałtyckiego.

W okresie od 2011 r. do 2015 r. wystąpił jeden z największych wlewów do Morza Bałtyckiego (w 2014 r.), wystąpiły też inne wlewy, mniej znaczące, umiarkowane i średnie.

W ciągu 2011 r. wystąpiły większe wlewy (jednak należące do umiarkowanych): na przełomie stycznia i lutego, marca i kwietnia, w maju oraz na przełomie listopada i grudnia 2011 r. Wlew z przełomu listopada i grudnia 2011 r., wpływał na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r. Odnowił też wody Basenu Bornholmskiego i Gdańskiego. Jesienią 2014 r. rozpoczął się jeden z największych wlewów słonych wód z Morza Północnego. Według Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (www.io-warnemuende.de) objętość wód wlewowych wyniosła 198 km^3, natomiast ilość transportowanej soli to około 4 Gt (IOW 2015a). W czasie tego wlewu z 2014 r. na stacji P5 najwyższe zmierzone zasolenie wynosiło 19,6. Wlew ten zaznaczył się nawet w centralnym Morzu Bałtyckim. Efekty tego wlewu były widoczne w kolejnym roku, a podczas rejsów monitoringowych rejestrowano w warstwach przydennych wód Basenu Bornholmskiego bardzo wysokie wartości zasolenia. Kolejno wystąpiło jeszcze kilka słabych i średnich wlewów: w marcu 2015 r., listopadzie 2015 r., które miały wpływ na warunki zasolenia, warunki tlenowe i temperaturowe.

W 2016 r. nie wystąpiły bardzo duże wlewy, jedynie średni w lutym 2016 r. i słabe na przełomie listopada i grudnia oraz w grudniu 2016 r. Podczas rejsów monitoringowych rejestrowano w warstwach przydennych wód Basenu Bornholmskiego tylko nieco wyższe wartości zasolenia będące efektem wlewu z lutego. Na stacjach położonych dalej na wschód (P140) również podczas rejsu kwietniowego zaobserwowano jedynie minimalny wzrost zasolenia w warstwach przydennych.

Utrudniony dopływ wód morskich oraz duży dopływ wód słodkich (do Morza Bałtyckiego uchodzi kilka dużych rzek) w istotny sposób determinuje nie tylko parametry fizykochemiczne wody w tym akwenie, takie jak zasolenie, temperatura, czy natlenienie, ale sprawia również, że Morze Bałtyckie jest szczególnie podatne na zanieczyszczenie i eutrofizację. Specyfika tego zbiornika ma również wpływ na stosunkowo niską liczbę zasiedlających go gatunków, sprzyjając jednocześnie wprowadzaniu gatunków obcych. To z kolei uważane jest za jedno z najistotniejszych zagrożeń dla różnorodności biologicznej[1].

1.4.Siedliska i gatunki

Ssaki morskie

W Morzu Bałtyckim występują cztery gatunki ssaków morskich: foka szara (*Halichoerus grypus*), foka pospolita (*Phoca vitulina*), foka obrączkowana (*Pusa hispida*) oraz morświn (*Phocoena phocoena*). W 2015 r. zaproponowano polskie nazwy fok: szarytka morska (*Halichoerus grypus*) oraz nerpa obrączkowana (*Pusa hispida*) (Cichocki i in. 2015). Ssaki morskie odgrywają ważną rolę w funkcjonowaniu sieci troficznej, ale jak wszystkie szczytowe drapieżniki są wrażliwe zarówno na presje, jak i zmiany zachodzące na wszystkich poziomach troficznych. Ekspozycja na skumulowane presje czyni ssaki morskie ważnymi wskaźnikami stanu ekosystemu Bałtyku.

Wszystkie wymienione gatunki dotknął znaczny spadek liczebności populacji bałtyckiej na przełomie XIX i XX wieku, głównie za sprawą polowań (HELCOM 2017a) oraz silnej presji ze strony zanieczyszczeń chemicznych środowiska morskiego (Helle 1980). Tylko liczebność foki szarej znajduje się obecnie powyżej poziomu referencyjnego (ang. *Limit Reference Level* – LRL), określonego dla fok bałtyckich na poziomie 10 tysięcy osobników (HELCOM 2017a). Dane historyczne nie dają możliwości dokładnego określenia liczebności ssaków morskich w POM przed okresem gwałtownego spadku populacji foki szarej i morświna, ale wiadomo, że gatunki te były stałymi i licznymi składowymi fauny w ówczesnej polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Przyłów morświna w latach 20 i 30-tych XX wieku był na poziomie kilkuset osobników rocznie, a

[1] Z uzasadnienia do wniosku o ratyfikację przez Polskę Międzynarodowej konwencji o kontroli i postępowaniu ze statkowymi wodami balastowymi i osadami.

także foki były odławiane w znacznych ilościach w tym okresie. Dane te pochodzą z rejestru wypłacanych odszkodowań rybackich. W okresie powojennym nie pojawiały się regularne informacje na temat ssaków morskich, a pierwsza informacja o przyłowie morświna została przedstawiona w latach 50-tych XX wieku (Ropelewski 1952, Pawliczka i in. 2013).



Foki odpoczywające na piaszczystej łasze w miejscu stałego występowania gatunku (haul-out) w rejonie Ujścia Wisły (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

Spośród trzech gatunków fok bałtyckich, jedynie foka szara stale występuje w wodach krajowych POM i zajmuje stałe miejsce haul-out (miejsce, w którym foki wychodzą na ląd by odpocząć między okresami żerowania, w celu kojarzenia się w pary i rozrodu oraz linienia, najczęściej wykorzystywane rok po roku) w rejonie Ujścia Wisły (piaszczyste łachy w rejonie rezerwatu Mewia Łacha). W tym rejonie, od 2007 r. systematycznie rejestruje się osobniki tego gatunku, a od 2010 r. jest on pod stałą obserwacją kamer w ramach wspólnych projektów wsparcia ochrony ssaków morskich realizowanego przez WWF Polska, Stację Morską im. Krzysztofa Skóry Uniwersytetu Gdańskiego (SMIOUG) oraz Fundację Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego (FRUG) (Pawliczka 2012, Hylla-Wawryniuk 2017). Kilkukrotnie obserwowano osobniki młodociane foki szarej, a w 2016 r. po raz pierwszy zaobserwowano poród. Jednocześnie w 2011 r. odnotowano nowo narodzone szczenię foki pospolitej (Pawliczka 2012, Hylla-Wawryniuk 2017). Należy przy tym podkreślić, że zarówno obserwacje przy pomocy kamer, jak i obserwacje brzegu i piaszczystych łach przez obserwatorów (w przypadku bazy danych WWF są to tzw. „raporty") nie stanowią monitoringu PMŚ i nie są w pełni zgodne z metodyką HELCOM zalecaną do monitoringu foki szarej (HELCOM 2017b). Monitoring foki szarej w latach 2016-2017 odbył się w ramach „Pilotażowego wdrożenia monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015-2018" (PMŚ), wzdłuż polskiego wybrzeża z wykorzystaniem rekomendowanych przez metodykę HELCOM nalotów, w wyniku którego potwierdzono regularne występowanie foki szarej w rejonie Ujścia Wisły.

Pozostałe gatunki fok: pospolita i obrączkowana są monitorowane w miejscach stałego występowania (jak haul-out), które znajdują się poza POM.

Foka pospolita tworzy w Morzu Bałtyckim dwie metapopulacje: południowo-zachodniego Bałtyku i Kattegatu oraz Kalmarsund. Pojedyncze osobniki były regularnie odnotowywane w POM – od 2010 r. do 2016 r. Ukazało się łącznie około 90 raportów o wystąpieniu tego gatunku (Hylla-

Wawryniuk 2017). Kilka fok pospolitych zaobserwowano na haul-out foki szarej w rejonie Ujścia Wisły (Pawliczka 2012, Hylla-Wawryniuk 2017, Opioła i in. 2017). Jednak biorąc pod uwagę zalecaną metodykę monitoringu tego gatunku i przyjęte do oceny wskaźniki oraz sposób ich wyliczania (HELCOM 2017b), nie jest możliwe przeprowadzenie parametrycznej oceny dla foki pospolitej w rejonie POM.

Obszary, w których występują foki obrączkowane to Zatoka Botnicka oraz Morze Archipelagowe, Zatoka Fińska, Zatoka Ryska i wody przybrzeżne Estonii. Gatunek ten występuje sporadycznie w POM. Od 2010 r. odnotowano jedynie 3 osobniki w rejonie Ujścia Wisły oraz ukazało się 19 raportów o obserwacjach za lata 2011-2016 na pozostałym obszarze (Hylla-Wawryniuk 2017). Z uwagi na sposób prowadzenia monitoringu (w okresie rozrodu foki obrączkowane występują na zalodzonych fragmentach Morza Bałtyckiego i tam prowadzony jest monitoring lotniczy), nie jest możliwe jego prowadzenie oraz wykorzystanie danych z incydentalnych obserwacji do wykonania oceny parametrycznej stanu foki obrączkowanej w POM.

W przypadku jedynego przedstawiciela waleni (Cetacea) występującego w POM – morświna liczebność populacji gatunku w Bałtyku można oszacować wyłącznie poprzez monitoring akustyczny. Przeprowadzone w ramach programu „Life" projekty SCANS (ang. Small Cetaceans in European Atlantic and North Sea), obejmujące swoim obszarem również zachodnią część Morza Bałtyckiego (SCANS I) oraz projekty miniSCANS realizowane indywidualnie przez kraje EU, nie dały jednoznacznej odpowiedzi na pytania dotyczące, z jednej strony liczebności populacji bałtyckiej morświna, a z drugiej - trendów liczebności tej populacji i zmian w niej zachodzących. Dopiero projekt SAMBAH, wykorzystujący podwodne rejestratory dźwięku, rozmieszczone w ramach jednolitej siatki na prawie całym obszarze Bałtyku pozwolił oszacować populację morświnów (SAMBAH 2017). Rezultaty otrzymane w ramach tego projektu, pozwoliły na wytyczenie dwóch stanowisk (Ławica Stilo i Zatoka Pomorska) do prowadzenia monitoringu w ramach PMŚ w POM (Opioła i in. 2016).

Monitoring akustyczny tego gatunku prowadzony w regularnych odstępach czasu pozwoli na odnotowanie zmian w zasięgu występowania oraz liczebności morświna występującego w POM.

Ptaki

Monitoring populacji ptaków morskich jest prowadzony przez GIOŚ m.in. na potrzeby sprawozdania z wdrażania RDSM.

Badania monitoringowe ptaków prowadzone w obszarach morskich leżących na terytorium Polski (POM) można podzielić na trzy duże grupy:

- monitoring ptaków wodnych zimujących na obszarze wód przejściowych,
- monitoring ptaków wodnych zimujących na wodach otwartych (*offshore*),
- monitoringi ptaków lęgowych.



Mewy śmieszki *Chroicocephalus ridibundus.*

W obrębie monitoringów populacji lęgowych, z uwagi na zróżnicowanie biologii lęgowej, badania prowadzone są w podziale na poszczególne gatunki docelowe. Dedykowane projekty monitoringowe obejmują tu:

- monitoring liczebności kormorana,
- monitoring liczebności rybitwy czubatej,
- monitoring liczebności biegusa zmiennego,

- monitoring produktywności bielika.

Opis prowadzonych monitoringów

Metody badań terenowych stosowane na terytoriom Polski są zgodne z wytycznymi prowadzenia monitoringów w basenie Morza Bałtyckiego (Herrmann i in. 2013, Wetlands International 2015). Metodyki wszystkich monitoringów ptaków dostępne są pod adresem www.monitoringptakow.gios.gov.pl.

Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych

Celem Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) jest określenie liczebności najliczniejszych gatunków ptaków wodnych, przebywających w Polsce zimą na zbiornikach przymorskich oraz w strefie przybrzeżnej Bałtyku. Liczeniami objętych jest 31 najważniejszych obiektów, głównie odcinków wybrzeża oraz zalewów przymorskich, skupiających w normalnych warunkach większość zimujących w Polsce populacji ptaków wodnych. Są to wody Bałtyku w strefie wybrzeża (liczenia z brzegu), zalewy przymorskie i płytkowodne zatoki (Zalew Szczeciński wraz z Zalewem Kamieńskim, Zatoka Pucka, Zalew Wiślany) oraz ujściowy odcinek Wisły. Program przewiduje wykonanie dla każdego obiektu jednego liczenia w połowie stycznia. Czas i metodyka liczeń spójne są z międzynarodową akcją liczenia zimujących ptaków wodnych *International Waterbird Census* (IWC), koordynowaną przez *Wetlands International* (2015). Podstawową metodą liczenia w programie jest przemarsz wzdłuż brzegów zbiornika lub odcinka rzeki, z lornetką lub z lunetą, gdy ptaki znajdują się w większej odległości od brzegu, i notowanie wszystkich zaobserwowanych ptaków wodnych (Meissner i Chylarecki 2010).

W trakcie liczeń rejestrowane są wszystkie gatunki ptaków wodnych. Można je dzielić, biorąc pod uwagę frekwencję spotkań, liczebność w okresie zimowym, a także możliwość interpretacji uzyskiwanych danych. Na potrzeby niniejszego raportu opisano wyniki uzyskane w latach 2011-2016 na polskich wodach przejściowych dla 22 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych, stosowanego przez HELCOM (HELCOM 2018a).

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich (MZPM) obejmuje liczenia ptaków wodnych zimujących na otwartych obszarach morskich. Prowadzone są one z pokładu statku wzdłuż transektów wyznaczonych w trzech wydzieleniach w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku: w pasie 12 milowej strefy wód terytorialnych (z wyłączeniem strefy do 1 km od brzegu) – 42 transekty, w obszarze specjalnej ochrony ptaków (OSOP) Natura 2000 Ławica Słupska, wewnątrz izobaty 20 m – 8 transektów oraz w OSOP Zatoka Pomorska, z wyłączeniem wód przybrzeżnych – 6 transektów.

W ramach MZPM liczone są wszystkie widziane ptaki, a ich występowanie przypisywane jest do czterech kategorii odległości od statku (*distance sampling*). Na potrzeby obliczeń wskaźników liczebności wyniki są sumowane do 1 pasa o szerokości 600 m (po 300 m z każdej strony statku). Ponadto, dla ptaków przelatujących w stałych odstępach czasu wykonuje się liczenia typu *snap-shot* (liczenie wszystkich ptaków w locie w odstępach 5 minutowych). Każdy transekt jest kontrolowany raz w sezonie zimowym, w połowie stycznia (Meissner 2010).

Na etapie planowania MZPM (2010 r.) wydzielono grupę 10 gatunków docelowych dla monitoringu, które najliczniej zimowały w polskiej strefie Bałtyku (nur rdzawoszyi, nur czarnoszyi, perkoz rogaty, perkoz rdzawoszyi, lodówka, uhla, markaczka, nurnik, alka i nurzyk). Nie uwzględniono skrajnie rzadkich gatunków oraz mew, których liczebność uzależniona jest od aktywności kutrów rybackich. Dane MZPM użyto jedynie częściowo do obliczeń wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych (HELCOM 2018a). W kolejnych latach wskaźnik

HELCOM ma być rozwijany o gatunki zimujące na otwartym morzu i wówczas uzyskane dane będą w pełni wykorzystane.

Monitoring Produktywności Bielika

Monitoring Produktywności Bielika (MPB) obejmuje monitoring znanych stanowisk lęgowych bielika *Haliaeetus albicilla* na polskim wybrzeżu Bałtyku w pasie o szerokości 10 km od linii brzegowej. Zasadniczym celem programu jest określenie parametrów rozrodczych populacji nadmorskiej gatunku oraz ich związku ze stanem czystości wód Bałtyku. Kumulowanie się w organizmach ptaków drapieżnych toksycznych substancji powoduje obniżenie poziomu ich reprodukcji, dlatego produktywność populacji bielika w pasie nadmorskim jest zdefiniowana jako jeden ze wskaźników jakości wód Bałtyku. Pierwsze badania w tym podprogramie w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska rozpoczęto w roku 2015. Na potrzeby niniejszego raportu bazę danych uzupełniono o niepublikowane dane z lat 2011-2014 zgromadzone w bazie danych Komitetu Ochrony Orłów.

Produktywność bielika opisują 3 wskaźniki:

1) liczba młodych – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu;
2) liczba młodych na parę z sukcesem – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę z lęgiem udanym;
3) sukces lęgowy – wskaźnik określający procentowy udział par, które odchowały młode w stosunku do liczby wszystkich par ze znanym końcowym efektem lęgu.

W latach 2015 i 2016 skontrolowano odpowiednio 84 i 97 znanych stanowisk lęgowych gatunku, co roku dodając do puli nowo zlokalizowane rewiry. Każde stanowisko lęgowe kontrolowane było co najmniej 2 razy, w początkowej (marzec / kwiecień) i końcowej fazie lęgu (maj / czerwiec) (Cenian 2015). W przypadku około połowy gniazd ze znanym wynikiem lęgu obserwatorzy dokonywali kontroli wnętrza gniazda poprzez wspięcie się na drzewo. Jeśli kontrola wnętrza gniazda odbywała się w okresie, gdy pisklęta dopiero zaczynały się pierzyć (młode wyraźnie mniejsze od dorosłych ptaków z głową okrytą puchem), wykonano dodatkową (trzecią) kontrolę. W rewirach, w których nie było znane położenie gniazda, prowadzono obserwacje z punktów widokowych oraz przeszukiwano preferowane przez bielika siedliska w lasach i zadrzewieniach.

Monitoring Kormorana

Monitoring Kormorana (MKO) jest prowadzony od 2015 r., a jego celem jest ocena liczebności krajowej populacji kormorana *Phalacrocorax carbo*, w tym liczebności populacji nadmorskiej gatunku, gniazdującej w pasie wybrzeża w zasięgu 10 km od linii brzegowej Bałtyku. Podstawową metodą stosowaną w monitoringu jest liczenie gniazd (par lęgowych) w znanych koloniach kormoranów, wpisanych w powierzchnie monitoringowe o wymiarach 10 x 10 km oraz znajdowanie nowych kolonii (Bzoma 2015). Każdą kolonię kontrolowano raz w ciągu roku, między 20 kwietnia a 20 maja lub w zbliżonym terminie. Liczone były zajęte gniazda, na każdym drzewie osobno, a policzone drzewa – zaznaczane w celu uniknięcia powtórnego policzenia.



Kolonia kormorana *Phalacrocorax carbo.*

Monitoring Rybitwy Czubatej

Zasadniczym celem rozpoczętego w 2015 r. Monitoringu Rybitwy Czubatej (MRC) jest określenie liczebności krajowej populacji lęgowej gatunku. W ramach monitoringu rejestrowana jest liczba gniazd w terminie gwarantującym wynik zbliżony do maksymalnego (Bzoma 2015a). Termin jest uzależniony od fenologii lęgów w danym roku. Liczba gniazd traktowana jest jako liczba par lęgowych w danej kolonii. Rybitwa czubata w latach 2015 i 2016 gniazdowała w Polsce tylko na jednym stanowisku – w rezerwacie Mewia Łacha w ujściu Przekopu Wisły.

W MRC wykonywanych jest do 6 kontroli każdego stanowiska. Do czasu pojawienia się pierwszych jaj obserwacje prowadzone są przy użyciu lunety z odległości 200–300 m od potencjalnej kolonii. Kontrole z wejściem do kolonii, połączone z liczeniem zniesień, powinny być przeprowadzone równocześnie przez kilka osób, by maksymalnie skrócić czas pobytu w kolonii lęgowej (do 40 minut, maksymalnie godziny).

Liczba znalezionych gniazd z jajami lub pisklętami odpowiada liczbie par lęgowych na stanowisku. Ze względu na dużą rozpiętość okresu lęgowego (w tym samym czasie pojawiają się świeżo złożone jaja oraz pierwsze klujące się pisklęta), do ostatecznej oceny liczby par należy wykorzystać wyniki z trzech bezpośrednich kontroli kolonii wykonanych w terminie od znalezienia pierwszych jaj do miesiąca po tej dacie. Wielkość kolonii to maksymalna liczebność lęgów z tych liczeń.

Monitoring Biegusa Zmiennego

Celem Monitoring Biegusa Zmiennego (MBZ) jest uzyskanie jak najbardziej kompletnych danych o rozmieszczeniu i liczebności krajowej populacji lęgowej bałtyckiego podgatunku biegusa zmiennego *Calidris alpina schinzii*. W latach 2011-2016 kontrolami objęto 9 powierzchni badawczych o wymiarach 10 x 10 km. Obejmowały one stanowiska lęgowe znane z lat poprzednich oraz potencjalne miejsca gniazdowania, zlokalizowane w strefie wybrzeża morskiego (10 km od linii brzegowej Bałtyku) i na Bagnach Biebrzańskich. Kontrole stanowisk wykonywano w optymalnych dla gatunku siedliskach, a więc na wilgotnych łąkach nadmorskich z roślinnością słonolubną, których utrzymanie jest warunkowane wypasem bydła oraz regularnymi zalewami wód słonych, a w głębi lądu na turzycowiskach w dolinie Biebrzy.

Liczenia ptaków prowadzone są dwukrotnie w ciągu sezonu lęgowego: 10-30 kwietnia oraz 10-31 maja (Sikora 2006). Pomiędzy 1. i 2. kontrolą odstęp czasu powinien wynosić około 30 dni. Kontrola stanowiska polega na dokładnym spenetrowaniu płatów potencjalnych siedlisk gatunku. W trakcie kontroli notowane jest kryterium gniazdowania poszczególnych osobników/par. Pierwsza kontrola ma na celu wykrycie ptaków tokujących, w okresie najwyższej wykrywalności przed przystąpieniem do właściwych lęgów. Druga kontrola ma na celu wykrycie i ocenę liczebności ptaków w okresie inkubacji. W obu kontrolach obserwatorzy spędzają na danym stanowisku co najmniej 2-4 godziny dziennie (w zależności od powierzchni odpowiednich siedlisk), penetrując szczegółowo teren, tak by odległość między trasami przejść nie była większa niż 100 m.

Wskaźniki i trendy liczebności w polskiej strefie wód

Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych

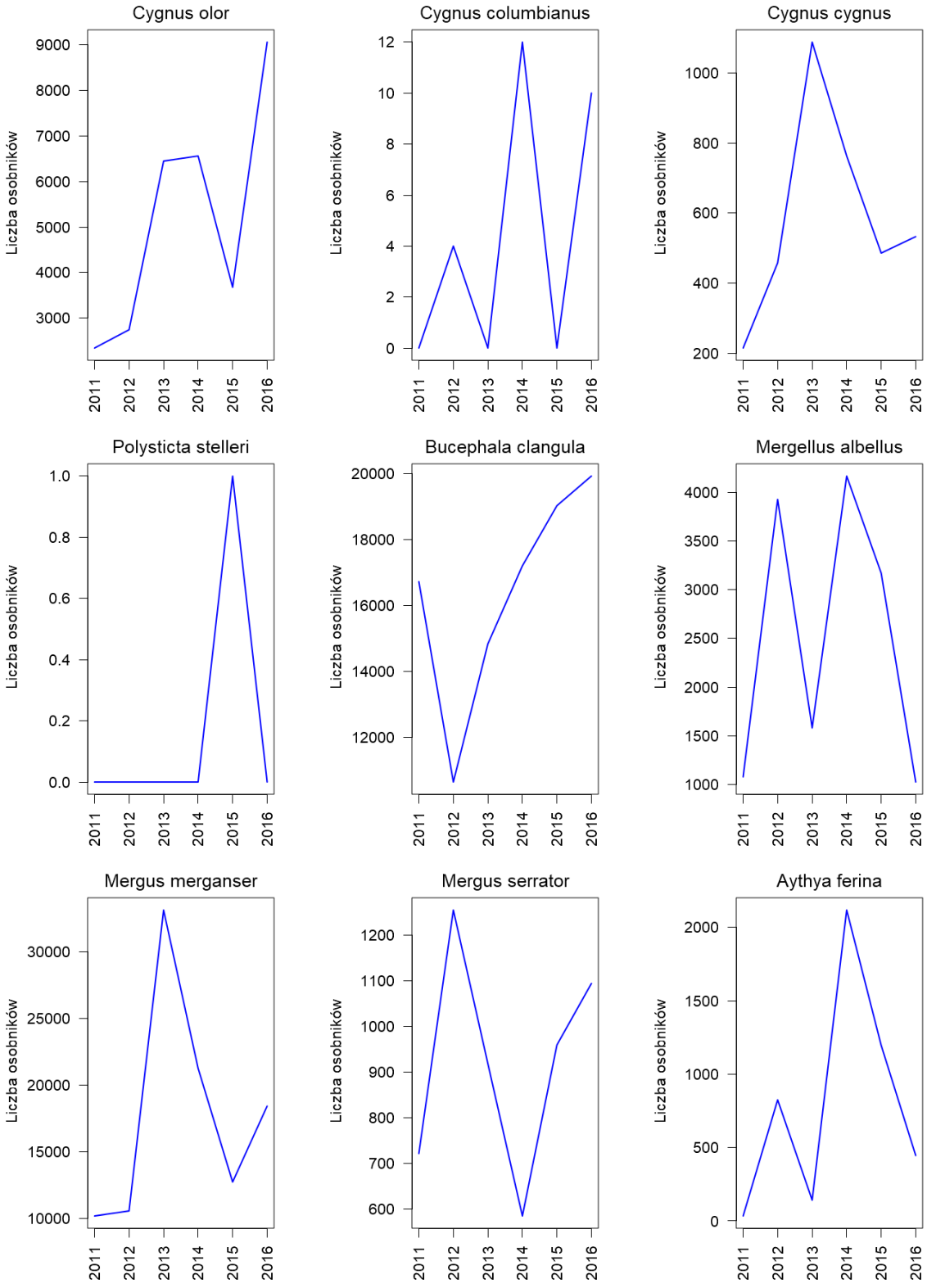
Poniżej przedstawiono liczebność oraz zagęszczenia (liczba osobników na km transektu) 22 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych (Tabela 1.4.1). Uzyskane dane pozwoliły na obliczenie trendów liczebności dla 18 gatunków (pozostałe 4 odnotowano w zbyt niskiej liczebności), dopasowując krzywą wykładniczą do danych. W latach 2011-2016 wśród ptaków zimujących na polskich wodach przejściowych dominowały trendy wzrostowe (wartość parametru większa niż 1,00), które stwierdzono u 11 gatunków (Tabela 1.4.1, Rys. 1.4.1). Średnio ptaki tej grupy zwiększały swoją liczebność o 8% rocznie.

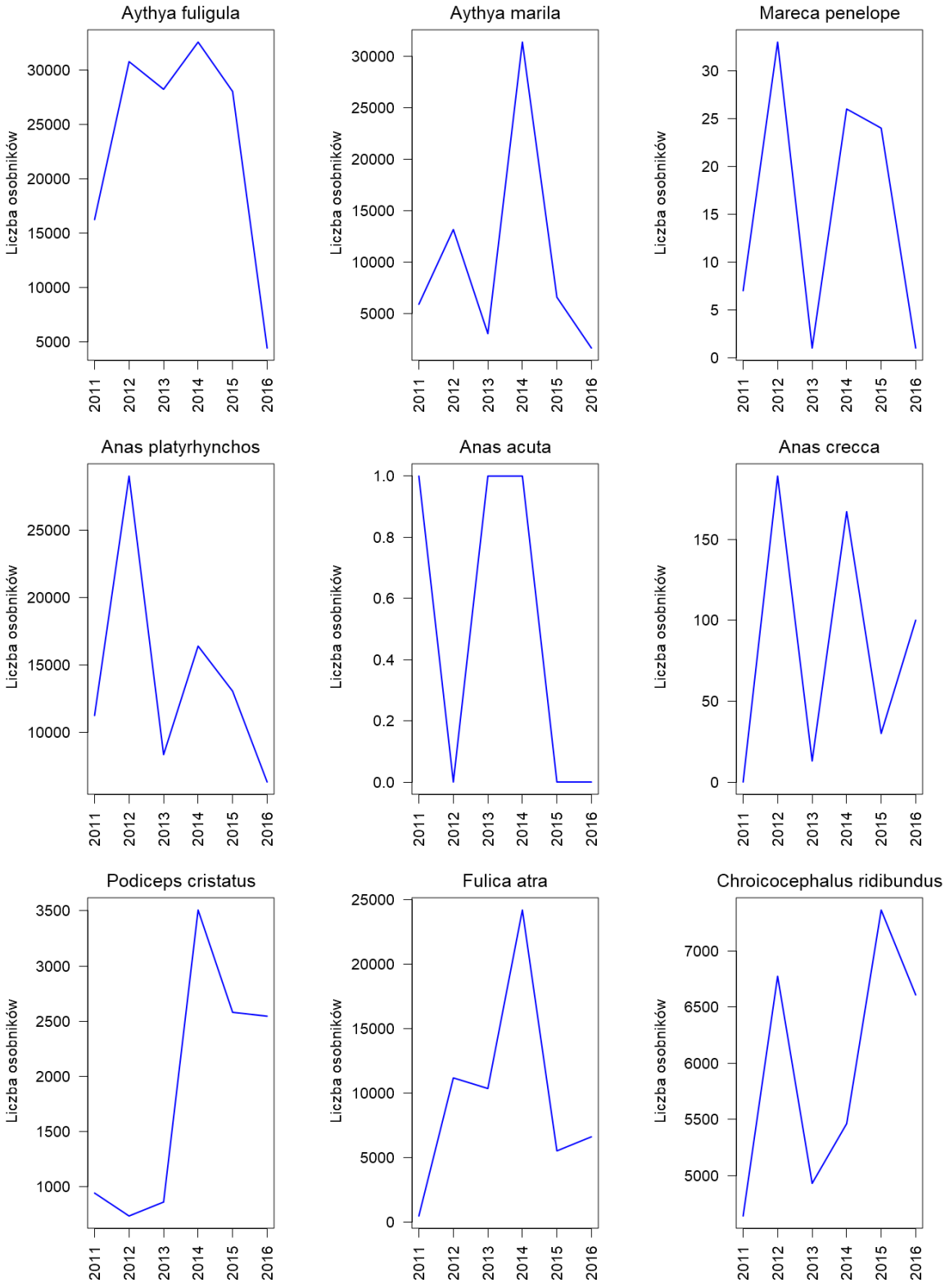
Należy zaznaczyć, że analiza wieloletnich trendów poszczególnych gatunków zwykle dokonywana jest dla dużych jednostek geograficznych (np. Švažas i in. 2001, Nilsson 2008, Musilová i in. 2009, Wetlands International 2015). W zależności od panujących w danym sezonie warunków pogodowych, a w szczególności stopnia zlodzenia zbiorników wodnych na terenie całego kraju i w krajach sąsiednich, ptaki wodne przemieszczają się nawet na duże odległości w poszukiwaniu miejsc dogodnych do przezimowania (Ridgill i Fox 1990, Švažas i in. 1994). Można więc przypuszczać, że znaczenie wód przejściowych będzie wzrastało podczas surowych zim, ponieważ wody przejściowe (głównie ujściowe odcinki Wisły i Odry oraz strefa przybrzeżna Bałtyku) będą zamarzać później niż zbiorniki śródlądowe położone z dala od Pobrzeża Bałtyku. W miejscach tych gromadzić się będą ptaki odlatujące z obiektów pokrytych lodem, a także z Bałtyckich zalewów przymorskich, które zamarzają stosunkowo wcześnie (Švažas i in. 1994). Jednocześnie, trendy zamian klimatu powodują przesuwanie się europejskich zimowisk wielu ptaków wodnych w kierunku północno-wschodnim (Lehikoinen i in. 2013, Pavon-Jordan i in. 2015). Efektem tych zmian są silne kierunkowe trendy obserwowane w mniejszej skali geograficznej przy niezmienionych (lub nieznacznie zmienionych) liczebnościach całkowitych populacji zimujących w Europie.

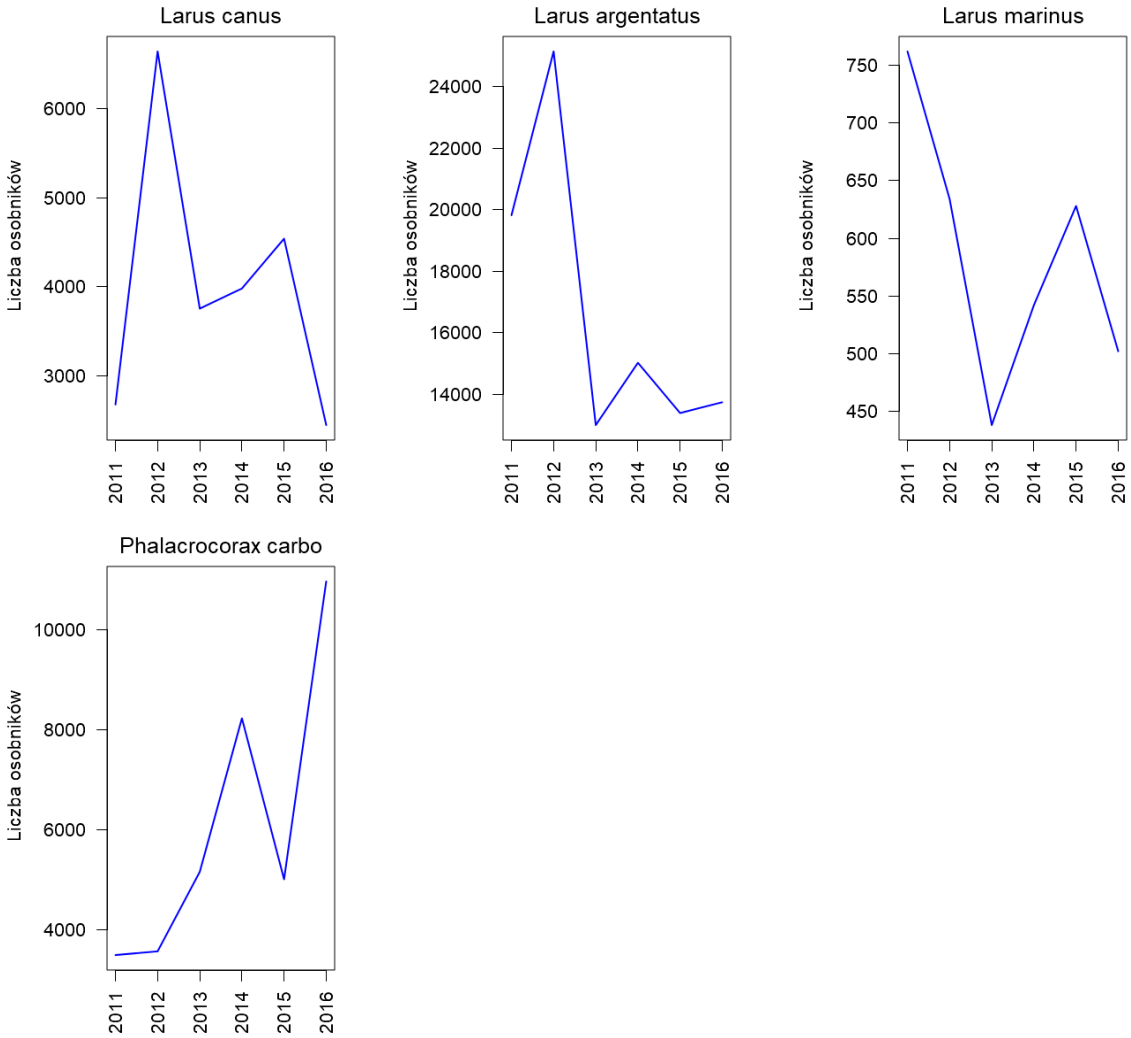
Tabela 1.4.1. Liczba osobników oraz trend zmian liczebności 22 gatunków w Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych odnotowane na 31 obiektach w latach 2011-2016.

Gatunek	Liczba osobników w roku						Trend
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
łabędź niemy *Cygnus olor*	2345	2746	6445	6557	3678	9055	1,244
łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus*	0	4	0	12	0	10	-
łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*	215	458	1088	763	486	533	1,133
birginiak *Polysticta stelleri*	0	0	0	0	1	0	-
gągoł *Bucephala clangula*	16729	10649	14840	17208	19032	19932	1,082
bielaczek *Mergellus albellus*	1077	3928	1580	4168	3170	1024	1,002
nurogęś *Mergus merganser*	10205	10585	33134	21271	12750	18441	1,092
szlachar *Mergus serrator*	721	1255	918	584	959	1094	1,024
głowienka *Aythya ferina*	34	825	142	2118	1196	446	1,611
czernica *Aythya fuligula*	16254	30793	28248	32592	28044	4435	0,827
ogorzałka *Aythya marila*	5916	13170	3068	31356	6600	1670	0,841
świstun *Mareca penelope*	7	33	1	26	24	1	0,809
krzyżówka *Anas platyrhynchos*	11232	29013	8325	16386	13037	6292	0,876
rożeniec *Anas acuta*	1	0	1	1	0	0	-
cyraneczka *Anas crecca*	0	189	13	167	30	100	-
perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	942	734	860	3507	2580	2545	1,336
łyska *Fulica atra*	481	11184	10359	24191	5526	6617	1,403
śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*	4640	6773	4930	5461	7362	6607	1,062
mewa siwa *Larus canus*	2676	6645	3754	3980	4540	2445	0,957
mewa srebrzysta *Larus argentatus*	19818	25144	12998	15022	13388	13740	0,903
mewa siodłata *Larus marinus*	762	634	438	542	628	502	0,947
kormoran *Phalacrocorax carbo*	3502	3576	5164	8231	5016	10966	1,228

Trend określany jest jako uśrednione roczne tempo zmian liczebności populacji w okresie badań, szacowane z wykorzystaniem modelu wykładniczego. Dla gatunków notowanych w bardzo niskich liczebnościach nie oszacowano trendu z uwagi na niską miarodajność danych.


Cygnus olor
Liczba osobników
9000
8000
7000
6000
5000
4000
3000
2011
2012
2013
2014
2015
2016
Cygnus columbianus
Liczba osobników
12
10
8
6
4
2
0
2011
2012
2013
2014
2015
2016
Cygnus cygnus
Liczba osobników
1000
800
600
400
200
2011
2012
2013
2014
2015
2016
Polysticta stelleri
Liczba osobników
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
2011
2012
2013
2014
2015
2016
Bucephala clangula
Liczba osobników
20000
18000
16000
14000
12000
2011
2012
2013
2014
2015
2016
Mergellus albellus
Liczba osobników
4000
3500
3000
2500
2000
1500
1000
2011
2012
2013
2014
2015
2016
Mergus merganser
Liczba osobników
30000
25000
20000
15000
10000
2011
2012
2013
2014
2015
2016
Mergus serrator
Liczba osobników
1200
1100
1000
900
800
700
600
2011
2012
2013
2014
2015
2016
Aythya ferina
Liczba osobników
2000
1500
1000
500
0
2011
2012
2013
2014
2015
2016


Aythya fuligula
Aythya marila
Mareca penelope
Anas platyrhynchos
Anas acuta
Anas crecca
Podiceps cristatus
Fulica atra
Chroicocephalus ridibundus
Liczba osobników
2011
2012
2013
2014
2015
2016



Rys. 1.4.1. Zmiany liczebności 22 gatunków ptaków na podstawie danych Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Łabędź niemy *Cygnus olor*

Populacja zimująca w strefie wód przejściowych była oceniana średnio na około 5000 osobników, przy wyraźnej tendencji wzrostowej - od ponad 2 tys. ptaków w latach 2011 i 2012 do 9 tys. osobników w 2016 r. Średnie tempo wzrostu liczebności wynosiło w tym okresie 24% rocznie. Ponad 90% łabędzi niemych występowało na lagunach, a wzdłuż brzegów otwartego morza notowano tylko 1-4% ptaków (średnio 0,40 os./km transektu, zakres 0,23-0,77 os./km).

Łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus*

Stwierdzany bardzo nielicznie i nie corocznie, maksymalnie do 12 ptaków.

Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*

Gatunek notowany corocznie, w liczbie od około 200 do około 1000 ptaków, przy wyraźnym trendzie wzrostowym. W latach 2011-2016 liczebność populacji zimującej w strefie wód przejściowych rosła w tempie 13% rocznie. Łabędzie krzykliwe były stwierdzane niemal wyłącznie na lagunach i jeziorach przymorskich i tylko pojedyncze ptaki notowano na wybrzeżu otwartego morza.

Birginiak *Polysticta stelleri*

Stwierdzany wyjątkowo - tylko jedna obserwacja pojedynczego ptaka w 2015 r.

Gągoł *Bucephala clangula*

Gatunek zimujący na polskich wodach przejściowych zazwyczaj w liczbie 15-20 tys. osobników. Jedynie w 2012 r. notowany wyraźnie mniej licznie (nieco ponad 10 tys. ptaków). Liczebność w ciągu ostatnich 6 lat wykazywała trend wzrostowy i zwiększała się w tempie około 8% rocznie. Większość gągołów była notowana na lagunach i w ujściowym odcinku Wisły Przekopu (średnio 82% populacji zimującej na wodach przejściowych), choć gatunek licznie występował również na przybrzeżnych odcinkach morza (średnie zagęszczenie 6,41 os./km, zakres 1,32-16,10 os./km).

Bielaczek *Mergellus albellus*

Populacja zimująca w latach 2011-2016 na terenie krajowych wód przejściowych wahała się w granicach od 1 do 4 tysięcy ptaków. Zmiany liczebności w tym okresie nie układały się w kierunkowy trend i w kolejnych sezonach zimowych gatunek był notowany naprzemiennie w wysokich (>3000 osobników) lub niskich (<1500) liczebnościach. Przeważająca większość zimującej populacji (średnio 98%) była stwierdzana na zbiornikach (laguny, estuaria, jeziora przymorskie), a zagęszczenia na odcinkach przybrzeżnych otwartego morza były niskie (średnio 0,14 os./km, zakres 0,04-0,54 os./km).

Nurogęś *Mergus merganser*

Liczebność populacji zimującej na wodach przejściowych zmieniała się w latach 2011-2016 w szerokich granicach, od około 10 tys. do ponad 30 tys. osobników. Ponad 80% ptaków (w poszczególnych sezonach 67 do 97%) było notowanych na lagunach, podczas gdy wzdłuż brzegów otwartego morza gatunek był stwierdzany w zagęszczeniach od 0,58 do 5,08 os./km (średnio 2,52 os./km).

Szlachar *Mergus serrator*

Najmniej liczny spośród trzech gatunków traczy, notowany w kolejnych sezonach w dosyć podobnych liczebnościach (od około 600 do około 1200 ptaków, średnio około 900 osobników). Spotykany głównie (średnio 62% ptaków, zakres 42-84%) wzdłuż brzegów otwartego morza, w zagęszczeniach układających się na poziomie 1,19 os./km (zakres 0,71 do 1,49 os./km). Jedna trzecia obserwowanych szlacharów przebywała na lagunach, a obserwacje tego gatunku z jezior przymorskich i ujściowych odcinków rzek były wyjątkowe.

Głowienka *Aythya ferina*

Populacja zimująca w latach 2011-2016 w strefie wód przejściowych była niewielka (od kilkudziesięciu do około 2 tys. ptaków; średnio około 800 osobników), przy zarysowującym się trendzie wzrostowym liczebności. Głowienki spotykane były głównie na lagunach i przymorskich jeziorach (>90% obserwowanych ptaków), a stwierdzenia wzdłuż brzegów otwartego morza i na rzekach były wyjątkowe.

Czernica *Aythya fuligula*

W latach 2011-2016 na krajowych wodach przejściowych zimowało z reguły od około 15 tys. do ponad 30 tys. Czernic. Jedynie w 2016 r. odnotowano mniej niż 5 tys. osobników. Większość stwierdzeń (średnio 86%, zakres 55-97%) dotyczyła ptaków przebywających na zbiornikach o charakterze lagun. Na przymorskich jeziorach spotykana stosunkowo nielicznie (średnio 9% ptaków, zakres 0-20%). Obserwacje z wód przybrzeżnych otwartego morza i rzek były nieliczne (łącznie 6%). Zagęszczenia czernic obserwowanych wzdłuż brzegów Bałtyku układały się na poziomie 0,83 os./km (zakres 0,06 -1,69 os./km).

Ogorzałka *Aythya marila*

Populacja zimująca była oceniana zazwyczaj na około 2 tys. do 13. tys. Ptaków. Jedynie w 2014 r. stwierdzono ponad 30 tys. ogorzałek. Blisko 90% ptaków stwierdzano na lagunach (średnia 89%, zakres 73-100%). Ptaki stwierdzane wzdłuż brzegów otwartego morza stanowiły

średnio 10% populacji zimującej na wodach przejściowych kraju (zakres 0-27%) i występowały w zagęszczeniach rzędu 0,45 os./km (zakres 0,06 do 0,98 os./km).

Świstun *Mareca penelope*

Gatunek stwierdzany corocznie, ale w bardzo niskich liczebnościach, maksymalnie 33 ptaki w 2012 r.

Krzyżówka *Anas platyrhynchos*

Gatunek licznie zimujący na polskich wodach przejściowych, przy dosyć dużej zmienności liczby ptaków stwierdzanych w kolejnych sezonach (od 6–30 tys. ptaków). Generalnie, w okresie objętym sprawozdaniem, liczebność spadała w tempie około 13% rocznie. Średnio ponad 80% ptaków występowała na zbiornikach i tylko niewielka frakcja była notowana na przybrzeżnych odcinkach otwartego morza, gdzie średnie zagęszczenia wynosiły 3,02 os./km (zakres 0,48-5,63 os./km).

Rożeniec *Anas acuta*

W latach 2011-2016 stwierdzono 3 przypadki zimowania pojedynczych osobników.

Cyraneczka *Anas crecca*

Populacja zimująca na krajowych wodach przejściowych była nieliczna (maksymalnie ponad 300 osobników) i w połowie sezonów notowano mniej niż 30 ptaków lub nie stwierdzano gatunku w ogóle.

Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

W pierwszej połowie okresu badań (2011-2013) notowany w liczbie około 700-900 ptaków, podczas gdy w kolejnych trzech sezonach stwierdzany już w liczebnościach przekraczających 2500 osobników. Nieco więcej niż połowa ptaków (średnio 54%, zakres 18-82%) przebywała na zbiornikach o charakterze lagun, a 44% (zakres 17-87%) zimowała na przybrzeżnych wodach otwartego morza. Średnie zagęszczenia perkozów dwuczubych notowanych wzdłuż brzegu morskiego kształtowały się na poziomie 2,31 os./km (zakres 0,54-5,49 os./km). Na przymorskich jeziorach i rzekach gatunek spotykany był nielicznie.

Łyska *Fulica atra*

Liczebność populacji zimującej w latach 2011-2016 na krajowych wodach przejściowych wahała się w szerokich granicach, od około 500 do blisko 25 000 ptaków (średnio około 9700 osobników). Dwie trzecie łysek było notowanych na lagunach (średnia 63%, zakres 6-95%), jedna trzecia na jeziorach przymorskich (średnia 32%, zakres 5-92%), a obserwacje z wybrzeża otwartego morza i rzek były nieliczne. Zagęszczenia łysek występujących wzdłuż brzegu otwartego morza wynosiły średnio 0,87 os./km, przy szerokim zakresie zmienności od 0,01 do 2,84 os/km.

Śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*

Liczebność populacji zimującej była stosunkowo stała i kształtowała się na poziomie od około 5 tys. do 7 tys. osobników. Dwie trzecie ptaków tego gatunku występowało na lagunach (średnio 64%, zakres 45-73%). Wzdłuż brzegu otwartego morza notowano około 35% ptaków tego gatunku (zakres 25-54%), przy zagęszczeniach wynoszących średnio 2,59 os./km (zakres 1,77-4,54 os./km). Liczebność całkowita zimujących śmieszek wykazywała tendencję wzrostową i zwiększała się w tempie około 6% rocznie.

Mewa siwa *Larus canus*

Populacja zimująca liczyła od około 2,5 tys. do około 6,5 tys. osobników, z reguły jednak mniej niż 5 tys. ptaków. Najliczniej spotykana w 2012 r., kiedy odnotowano łącznie 6645 osobników. Z reguły spotykana na lagunach (średnio 75% osobników, zakres 64-87%). Wzdłuż

brzegu otwartego morza spotykana rzadziej (23% osobników, zakres 10-34%) w zagęszczeniach pomiędzy 0,91 a 3,45 os./km (średnio 1,61 os./km).

Mewa srebrzysta *Larus argentatus*

Najliczniejsza spośród mew zimujących w strefie wód przejściowych. W dwóch pierwszych sezonach badań (lata 2011 i 2012) liczebność kształtowała się na poziomie 20 tys. - 25 tys. ptaków, po czym spadła do poziomu 13 tys.-15 tys., na którym utrzymywała się w pozostałych latach badań. Blisko połowa ptaków (średnio 48%, zakres 31-59%) była notowana nad lagunami. Wzdłuż brzegu otwartego morza występowało 46% ptaków tego gatunku (zakres 36-68%), przy zagęszczeniach wynoszących średnio 11,18 os./km (zakres 6,72 do 24,08 os./km).

Mewa siodłata *Larus marinus*

Liczebność gatunku w ciągu całego okresu badań wykazywała stosunkowo niedużą zmienność, od około 450 do około 750 ptaków, przy czym najliczniej była stwierdzana w dwóch pierwszych sezonach (lata 2011 i 2012). Połowa ptaków (średnio 54%, zakres 33-72%) była notowana na lagunach. Wzdłuż brzegu otwartego morza spotykana rzadziej (34% osobników, zakres 22-44%), w zagęszczeniach układających się na poziomie od 0,16 os./km do 0,61 os./km (średnio 0,36 os./km).

Kormoran *Phalacrocorax carbo*

W pierwszych dwóch sezonach badań notowany w liczebnościach rzędu około 3500 ptaków, w kolejnych sezonach coraz liczniejszy i w 2016 r. stwierdzono już około 11 000 osobników. Występował głównie na lagunach (średnio 82% osobników, zakres 70-94%). Wzdłuż brzegów otwartego Bałtyku spotykany w zagęszczeniach wynoszących średnio 1,75 os./km (zakres 0,28 – 4,83 os./km). Pomimo przejściowego spadku liczebności w 2015 r., średnie tempo wzrostu liczebności populacji szacowane jest na blisko 23% rocznie.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich

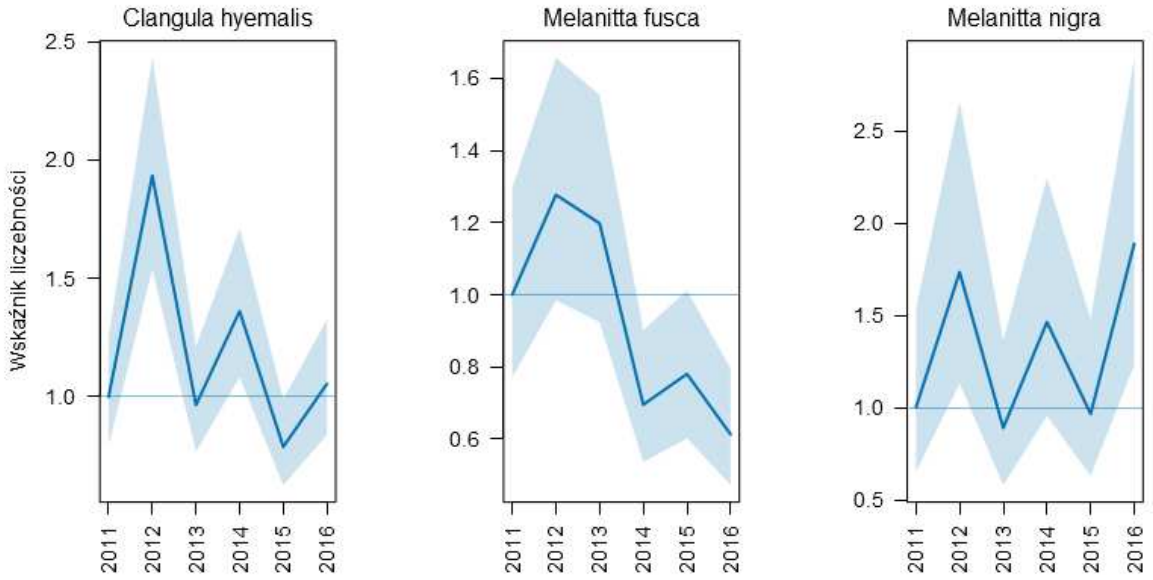
Liczebność 10 gatunków na transektach badanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich zestawiono w Tabela 1.4.2. Uzyskane dane pozwoliły na oszacowanie zmian liczebności dla 3 najliczniejszych gatunków stanowiących od 90 do 94% zgrupowania: lodówki, uhli i markaczki. Jedynie dla uhli wykazano istotny statystycznie niewielki trend spadkowy (-6% rocznie; λ= 0,945, SE= 0,024).

Tabela 1.4.2. Liczba osobników 10 gatunków podstawowych w Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich odnotowana na 56 transektach w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Gatunek	Liczba osobników					
	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Nur rdzawoszyi *Gavia stellata*	1	7	22	12	23	15
Nur czarnoszyi *Gavia arctica*	21	39	10	16	17	15
Perkoz rdzawoszyi *Podiceps grisegena*	8	4	4	14	8	4
Perkoz rogaty *Podiceps auritus*	35	22	16	26	30	24
Lodówka *Clangula hyemalis*	15270	29529	14737	20788	12043	16103
Markaczka *Melanitta nigra*	724	1256	644	1060	699	1368
Uhla *Melanitta fusca*	9775	12482	11707	6794	7626	5989
Nurzyk *Uria aalge*	1	33	9	13	39	8
Alka *Alca torda*	51	717	94	73	88	78
Nurnik *Cepphus grylle*	10	11	10	9	12	8

Liczebność lodówki i markaczki w omawianym okresie można uznać za stabilną, gdyż nie ustalono istotnego statystycznie trendu zmian liczebności (Rys. 1.4.2). W ostatnich kilkunastu

latach liczebność kaczek morskich zimujących na Bałtyku wykazała silny trend spadkowy (Skov i in. 2011). Wyniki uzyskane podczas sześciu lat monitoringu dla POM wskazują, że tylko w przypadku uhli mamy do czynienia z istotnym statystycznie spadkiem liczebności. Pozostałe dwa gatunki wydają się pod tym względem stabilne, lecz szerokie przedziały ufności nie pozwalają na wyciągnięcie jednoznacznych wniosków.



Rys. 1.4.2. Zmiany liczebności 3 gatunków najliczniejszych kaczek morskich: lodówki (lewy panel), uhli (środkowy panel) oraz markaczki (prawy panel) na podstawie wyników Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w latach 2011-2016. Niebieska wstęga na wykresie oznacza błąd standardowy (źródło danych PMŚ).

Monitoring Produktywności Bielika

W 2015 r. do oceny sukcesu lęgowego wykorzystano wyniki kontroli 79 stanowisk, dla których ustalono końcowy wynik lęgu. W 48 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem – sukces lęgowy wynosił 60,8%. Spośród 31 gniazd, w których stwierdzono stratę lęgu, 7 skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewa. Ustalono, że w trzech gniazdach nie było ubitej wyściółki, zatem pary te w ogóle nie przystąpiły do rozrodu.

Do oceny sukcesu lęgowego w 2016 r. wykorzystano wyniki kontroli 69 stanowisk z ustalonym końcowym wynikiem lęgu. W 33 przypadkach (47,8% par) lęgi zakończyły się sukcesem. Sukces lęgowy w 2016 r. był o 13% niższy od stwierdzonego w poprzednim roku. Spośród 36 gniazd, w których stwierdzono stratę lęgu, 21 skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewa. Ustalono, że w 3 przypadkach pary w ogóle nie przystąpiły do rozrodu. W pozostałych 18 stwierdzono obecność wyściółki, jaj lub skorup jaj, a w jednym przypadku ślady przebywania małych piskląt. Może to oznaczać, że ptaki były w 2016 r. w dobrej kondycji i w większości przystąpiły do lęgów, ale w początkowej ich fazie doszło do znacznych strat. Pary zajmujące rewiry lęgowe, ale nie przystępujące do lęgów stanowiły w 2016 r. zaledwie 4% (3 pary na 69 ze znanym wynikiem lęgu).

Liczba młodych i produktywność obliczona dla wszystkich kontrolowanych stanowisk

W 48 gniazdach spośród 79 skontrolowanych w 2015 r. stwierdzono obecność młodych poprzez wykonanie kontroli z ziemi. W przypadku gniazd, w których nie udało się wypatrzeć młodego, ale wygląd gniazda i otoczenia wskazywał na sukces lęgowy, przyjęto, że w gnieździe przebywało co najmniej 1 młode. Uwzględniając wszystkie stanowiska lęgowe skontrolowane w

2015 r. z ziemi, w 48 gniazdach z sukcesem stwierdzono łącznie 77 odchowanych młodych. Produkcja młodych wyliczona tą metodą wyniosła 1,60 młodego na parę z sukcesem i 0,97 na parę lęgową.

W 2016 r. w 33 z 69 skontrolowanych gniazd stwierdzono obecność młodych metodą kontroli z ziemi, szacując ich liczbę łącznie na 56. Produkcja młodych wyliczona tą metodą wyniosła 1,70 młodego na parę z sukcesem i 0,81 w przeliczeniu na parę lęgową. Mimo niskiego sukcesu lęgowego okazało się, że produkcja młodych w przeliczeniu na parę z sukcesem jest zbliżona do wyniku z 2015 r. W 11 gniazdach stwierdzono 2 młode, a w 22 jedno.

Liczba młodych i produktywność obliczona dla rewirów, w których wykonano kontrole wnętrza gniazda

W celu wykorzystania danych do obliczenia wskaźnika produktywności bielika w całym basenie Morza Bałtyckiego wykonano również dodatkowe kontrole gniazd poprzez wspinanie się na drzewa (tylko takie dane HELCOM wykorzystuje do obliczenia wskaźnika). W 2015 r. skontrolowano w ten sposób 33 gniazda, natomiast w 2016 r. 40 gniazd. Wyniki uzyskane w obu latach wskazują, że kontrole z ziemi zaniżają liczbę piskląt o około 25-30%.

Rzeczywista produktywność bielika (liczba młodych na gniazdo z sukcesem) w 2015 r. wynosiła 1,81, natomiast liczba piskląt na parę lęgową - 1,42. W 2016 r. oba te parametry wynosiły odpowiednio 1,84 oraz 0,88.

Monitoring Kormorana

W okresie prowadzenia monitoringu, tj. w latach 2015 i 2016 liczba par lęgowych kormorana na terenie Polski wzrosła z 28354 do 30091, w tym z 12 999 do 13 459 par w 10 kilometrowym pasie nadmorskim.

W strefie 10 km od linii brzegowej Morza Bałtyckiego w latach 2015-2016 znajdowało się sześć kolonii. W 2016 r. stanowiły one 10% znanych kolonii kormoranów w Polsce i gniazdowało w nich 45% krajowej populacji lęgowej (1% mniej niż w poprzednim roku). Wzrost liczebności ptaków w koloniach nadmorskich między 2015 r. a 2016 r. wyniósł 3,5%, natomiast poza tą strefą – 7,5%. Wyraźny wzrost liczby par lęgowych nastąpił w rejonie Zalewu Szczecińskiego i jeziora Dąbie (+11%), spadek, kolejny już rok, w Kątach Rybackich nad Zatoką Gdańską (-11%).

Monitoring Rybitwy Czubatej

W 2015 r. przeprowadzono 2 kontrole na stanowisku w ujściu Wisły, podczas których liczono wszystkie zniesienia rybitwy czubatej. Największą liczebność, 493 pary, odnotowano podczas drugiej kontroli (6 czerwca 2015). Rybitwy czubate rozpoczęły składanie jaj około 3 maja. Pierwszą kontrolę przeprowadzono 5 maja i odnotowano 48 zniesień. Był to wyjątkowo wczesny termin w czasie ich bieżącej obecności w ujściu Wisły i pozwalał oczekiwać wysokiego sukcesu lęgowego. W wyniku zbudowania lądowej drogi na wyspę (tzw. kierownica) 12 maja kolonia zaczęła być plądrowana przez drapieżniki. Lisy i norki początkowo zniszczyły większość zniesień rybitw rzecznych i dużą część rybitw białoczelnych, ale pod koniec maja, gdy rozpoczęło się klucie rybitw czubatych, zjadały wszystkie pojawiające się pisklęta. W obliczu dużych strat w lęgach część ptaków przystąpiła powtórnie do lęgów na początku czerwca (m.in. 200 par rybitw czubatych i 100 par rybitw rzecznych), ale te lęgi również zakończyły się niepowodzeniem, także dlatego, że do presji ze strony lądowych drapieżników dołączały się coraz liczniejsze mewy srebrzyste.

W 2016 r. przeprowadzono 7 kontroli połączonych z liczeniem gniazd. 1 maja dorosłe rybitwy czubate były obecne w kolonii w liczbie kilkudziesięciu osobników, lecz nie znaleziono zniesień. 16 maja policzono 190 zniesień, a do 4 czerwca liczba gniazd wzrosła do 330, w tym odnotowano pierwsze klucia. Największą liczebność, 440 zniesień rybitw czubatych, odnotowano podczas kontroli miesiąc później, 3 lipca. Była to kontrola połączona z obrączkowaniem piskląt, których do tego dnia zaobrączkowano 466 (269 w dniu 18 czerwca i 197 w dniu 3 lipca). Pozostawiono również kilkadziesiąt małych piskląt bez obrączkowania. Należy uznać, że 330 par

policzonych 4 czerwca odniosło sukces lęgowy i nie powtarzało lęgów, a 440 gniazd z 3 lipca to kolejne pary lęgowe. Kolonia liczyła więc łącznie nie mniej niż 770 par. 11 lipca około godziny 11:00 nastąpiło szybkie i krótkotrwałe zjawisko wezbrania wód oblewających łachę z kolonią rybitw. Tego dnia poziom wody w Zatoce Gdańskiej był wysoki i płaska fala o wysokości około 30 cm, która nadeszła od wschodu, przelała się przez kolonię rybitw. W wyniku tego prawie wszystkie gniazda z jajami zostały zniszczone, a jaja spłukane do wody. Pozostało około 200 nielotnych piskląt, ale te zginęły w ciągu kilku kolejnych dni w wyniku gwałtownych sztormów i opadów, które nawiedziły wybrzeże. 16 lipca nie było śladów kolonii – ani jaj, ani nielotnych piskląt. Podczas kontroli 30 lipca znaleziono osiem nowych zniesień w innej części łachy, w niewielkiej kolonii śmieszek i rybitw rzecznych. Wszystkie te zniesienia składały się z jednego jaja i zniknęły (najprawdopodobniej zjedzone przez drapieżniki) do połowy sierpnia.

Monitoring Biegusa Zmiennego

W latach 2011-2016 nie stwierdzono par lęgowych biegusa zmiennego *Calidris alpina schinzii* na terenie kraju. Jedyne stwierdzenie pojedynczego ptaka pochodzi z 2011 r.

Ryby

Struktura gatunkowa ichtiofauny jest uzależniona między innymi od warunków abiotycznych, szczególnie od zasolenia i głębokości. Istotna w kształtowaniu zespołu ryb jest tolerancja poszczególnych gatunków na zmiany zasolenia. Strefę przejściową zasiedlają zarówno gatunki morskie jak i słodkowodne. W tym drugim przypadku istotna jest wartość zasolenia wód, przy której dany gatunek może bytować, a także wartość graniczna zasolenia, przy której może się z sukcesem reprodukować. Większość gatunków słodkowodnych występujących w strefie przejściowej wód Polski wykształciła mechanizm wędrówek tarłowych do miejsc bardziej wysłodzonych (np. ujść rzek). Większą tolerancję na zwiększone zasolenie ryb morskich wykazują ryby okoniowate (sandacz, okoń, jazgarz) a mniejszą - karpiowate (m.in leszcz, płoć). Zasolenie limituje również częstość rejestracji gatunków atlantyckich. Większość z nich (np. zimnicę, nagłada, czarniaka, plamiaka, rdzawca) spotkać można w zachodniej części POM.

Ważną cechą zespołów ryb jest ich mobilność. Za wyjątkiem barier fizjologicznych związanych ze zbyt niskim lub zbyt wysokim zasoleniem, większość gatunków ryb przemieszcza się nawet na znaczne odległości w trakcie wędrówek żerowiskowych lub tarłowych. Ryby występujące w strefie przejściowej wód Polski są w większości oportunistami pokarmowymi, co oznacza, że nie są silnie uzależnione od występowania określonego taksonu bezkręgowców dennych. Bardziej istotna jest głębokość dna, od której uzależniona jest zdolność penetracji zasobów pokarmowych przez poszczególne gatunki ryb bentosożernych.

Ryby stale występujące w POM należą do ponad 60 gatunków. Część gatunków wymienionych w Tabela 1.4.3 jest notowana stosunkowo rzadko. Lista ta nie zawiera wszystkich gatunków ryb zaobserwowanych okazjonalnie przez rybaków lub naukowców z innych instytucji gromadzących dane o ichtiofaunie (np. pojedynczych okazów gatunków nierodzimych lub ryb migrujących okazjonalnie z rzek, jezior oraz ryb atlantyckich) i należy ją traktować jako listę otwartą, zawierającą jednak typowy dla POM skład gatunkowy. Połowy komercyjne ograniczone są do kilkunastu gatunków: największe połowy rejestruje się dla szprota, śledzia, dorsza i storni. Częstym przyłowem są inne płastugi: gładzica i skarp. Poszukiwanymi przez rybołówstwo gatunkami są ryby łososiowate (łosoś, troć) oraz węgorz.

Tabela 1.4.3. Lista gatunków ryb i minogów zarejestrowanych w POM wykonana w ramach wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (na podstawie statystyki rybackiej, obserwacji połowów rybackich i połowów badawczych MIR-PIB) - opracowanie I. Psuty (GIOŚ, 2014).

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
Śledź	*Clupea harengus membras* (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, lokalnie i okresowo wody przejściowe
Szprot	*Sprattus sprattus* (Schneider, 1904)	Połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Dorsz	*Gadus morhua* (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Stornia	*Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Gładzica	*Pleuronectes platessa* (Linnaeus, 1758)	Przyłów w połowach dennych	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Skarp	*Psetta maxima* (Linnaeus, 1758)	Przyłów w połowach dennych, połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Łosoś atlantycki	*Salmo salar* (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wszystkie typy wód (gatunek anadromiczny)
Troć wędrowna	*Salmo trutta trutta* (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wszystkie typy wód (gatunek anadromiczny)
Pstrąg tęczowy	*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792)	Przyławiany	Wszystkie typy wód, gatunek wprowadzony zarybieniami
Węgorzyca	*Zoarces viviparus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, przyławiany	Wody otwartego morza, strefa przybrzeżna, niektóre części wód przejściowych
Motela	*Enchelyopus cimbrius* (Linnaeus, 1766)	Niekomercyjny, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne,
Witlinek	*Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758)	Okazjonalnie komercyjny, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne,
Plamiak	*Melanogrammus aeglefinus* (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, zachodnia część
Czarniak	*Pollachius virens (*Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, zachodnia część
Rdzawiec	*Pollachius pollachius* (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, zachodnia część
Ostrobok	*Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, zachodnia część
Zimnica	*Limanda limanda* (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, zachodnia część
Nagład	*Scophthalmus rhombus* (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, zachodnia część
Tobiasz	*Ammodytes tobianus* (Linnaeus, 1758)	Okazjonalnie komercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne,

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
			niektóre części wód przejściowych
Dobijak	*Hyperoplus lanceolatus* (Le Sauvage, 1824)	Okazjonalnie komercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Kur diabeł	*Myoxocephalus scorpius* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Tasza	*Cyclopterus lumpus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Makrela	*Scomber scombrus* (Linnaeus, 1758)	Okazjonalnie komercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne
Parposz	*Alosa fallax* (Lacepede, 1803)	Gatunek chroniony, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, lokalnie i okresowo wody przejściowe (gatunek anadromiczny)
Aloza	*Alosa alosa* (Linnaeus, 1758)	Gatunek chroniony, rzadki	Wody otwartego morza, przybrzeżne, lokalnie i okresowo wody przejściowe - zachodnia część (gatunek anadromiczny)
Węgorz	*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wody przejściowe, przybrzeżne, okazjonalnie w otwartym morzu (gatunek katadromiczny)
Belona	*Belone belone* (Linnaeus, 1761)	Połowy ukierunkowane, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych (Zatoka Pucka)
Sandacz	*Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane, przyławiany	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza
Okoń	*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane, przyławiany	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza
Stynka	*Osmerus eperlanus* (Linnaeus, 1758)	Okazjonalnie komercyjny, przyławiany	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza
Ciernik	*Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza
Cierniczek	*Pungitius pungitius* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody przejściowe, przybrzeżne
Babka śniadogłowa (bycza)	*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)	Okazjonalnie komercyjny, inwazyjny obcy, przyławiany	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza gatunek nierodzimy
Babka piaskowa	*Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wszystkie typy wód
Babka mała	*Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wszystkie typy wód
Babka czarna	*Gobius niger* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki, gatunek chroniony	Wszystkie typy wód
Babka czarnoplamka	*Gobiusculus flavescens* (Fabricius, 1779)	Niekomercyjny, rzadki, gatunek chroniony	Wszystkie typy wód

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
Babka szczupła	*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)	Niekomercyjny, inwazyjny obcy	Wody przejściowe, gatunek nierodzimy, słodko-słonawowodny
Babka łysa	*Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857)	Niekomercyjny, inwazyjny obcy	Wody przejściowe, gatunek nierodzimy, słodko-słonawowodny
Lisica	*Agonus cataphractus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Dennik	*Liparis liparis* (Linnaeus, 1766)	Niekomercyjny, rzadki, chroniony	Wody otwartego morza, niektóre części wód przejściowych (Zatoka Gdańska)
Ostropłetwiec	*Pholis gunnellus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Taśmiak	*Lumpenus lamptetaeformis* (Walbaum, 1792)	Niekomercyjny, rzadki, chroniony	Wody otwartego morza, niektóre części wód przejściowych (Zatoka Gdańska)
Kur głowacz	*Taurulus bubalis* (Euphrasen, 1786)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, przybrzeżne, zachodnia część
Kurek czerwony	*Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, przybrzeżne, zachodnia część
Kurek szary	*Eutrigla gurnardus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, przybrzeżne, zachodnia część
Sardela	*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758)	Przyłów, rzadki	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Iglicznia	*Sygnathus typhle* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne
Wężynka	*Nerophis ophidion* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne
Pocierniec	*Spinachia spinachia* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne
Minóg rzeczny	*Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek anadromiczny
Minóg morski	*Petromyzon marinus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek anadromiczny
Szczupak	*Esox lucius* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Sieja	*Coregonus maraena* (Bloch, 1779)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek semi-anadromiczny
Miętus	*Lota lota* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Jazgarz	*Gymnocephalus cernua* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody przejściowe, przybrzeżne
Ciosa	*Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany, poza Zalewem Wiślanym gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
Certa	*Vimba vimba* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek anadromiczny
Płoć	*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Leszcz	*Abramis brama* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Boleń	*Leucuscus aspius* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Brzana	*Barbus barbus* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Karaś srebrzysty	*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Karaś pospolity	*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Karp	*Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny, osobniki z zarybień
Lin	*Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Kleń	*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Krąp	*Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Sapa	*Ballerus sapa (*Pallas*, 1814)*	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny, nierodzimy
Ukleja	*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Rozpiór	*Ballerus ballerus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Wzdręga	*Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Różanka	*Rhodeus amarus (*Bloch, 1782*)*	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Koza	*Cobitis taenia* Linnaeus, 1758	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Piskorz	*Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Kiełb	*Gobio gobio* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Piekielnica	*Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782)	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
Słonecznica	*Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843)	Niekomercyjny, występuje lokalnie	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Jelec	*Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, występuje lokalnie	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Jaź	*Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, występuje lokalnie	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Sum europejski	*Silurus glanis* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Pstrąg potokowy	*Salmo trutta fario* (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Jesiotr ostronosy	*Acipenser oxyrinchus* (Mitchill, 1815)	Gatunek chroniony, objęty zakazem połowu, lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek anadromiczny, restytuowany zarybieniami

Lokalnie, w wodach przejściowych i przybrzeżnych (Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zatoka Pucka) dużą rolę w połowach odgrywają takie gatunki jak sandacz, okoń, płoć, leszcz. Ograniczone czasowo i przestrzennie są połowy belony (wiosna, Zatoka Pucka) czy ciosy (Zalew Wiślany). Zatoka Pucka jest obszarem silnie zdegradowanej i przekształconej struktury ichtiofauny pod względem występujących tam gatunków ryb. W latach 70-tych XX wieku poławiano tam przede wszystkim ryby słodkowodne i dwuśrodowiskowe - węgorze, okonie, płocie i szczupaki. Aktualnie akwen ten zasiedlają przede wszystkim niekomercyjne gatunki ryb (ciernik, cierniczek, babka bycza) a rybołówstwo jest znacznie ograniczone. Prawie 95% wyładunków rybackich na tym akwenie przypada na pięć gatunków: dorsza, stornię, belonę, śledzia i okonia. Często spotyka się gatunki charakterystyczne dla łąk podwodnych - iglicznię i wężynkę, które znalazły odpowiednie warunki bytowania w glonach nitkowatych. Estuarium Odry, do którego zalicza się Zalew Szczeciński wraz z przyległymi wodami jest środowiskiem niezwykle zróżnicowanym pod względem hydrogeologicznym oraz biologicznym. Jest to obszar wysokiej presji antropogenicznej związanej z transportem (ruch statków torem wodnym Świnoujście-Szczecin), rekreacyjnej i rybackiej. Na zespół ryb bytujący w Zalewie Szczecińskim składają się głównie gatunki słodkowodne (karpiowate, okoniowate) oraz gatunki migrujące - anadromiczne sieja, ryby łososiowate oraz katadromiczny węgorz. Na Zalewie Szczecińskim prawie 95% wyładunków przypada na cztery gatunki: płoć, leszcz, okoń i sandacz. Zalew Wiślany jest płytkim, znacznie zeutrofizowanym zbiornikiem wodnym, charakteryzującym się gradientem zasolenia wody w osi z zachodu na wschód. Do Polski należy około 1/3 obszaru powierzchni Zalewu. Zespół ichtiofauny jest dość różnorodny, z przewagą ryb karpiowatych w części zachodniej i przewagą ryb okoniowatych w części wschodniej. Ponadto sezonowo migrują tu na tarło stynki oraz masowe ilości śledzi tarła wiosennego. Na Zalewie Wiślanym prawie 95% wyładunków przypada na pięć gatunków: śledź, płoć, leszcz, sandacz i okoń.

Z uwagi na istotną rolę korytarzy ekologicznych dla gatunków ryb słodkowodnych oraz dwuśrodowiskowych (anadromicznych i katadromicznych), ważne są ujścia największych rzek Polski - Wisły i Odry oraz przymorskich. W obszarze mieszania wód słodkich i słonych bytują ryby zarówno słodkowodne jak i morskie. Najczęściej spotykanymi gatunkami są śledź, ryby karpiowate (leszcz, płoć), okoniowate (okoń, sandacz), stornia, stynka i ryby dwuśrodowiskowe - troć, łosoś, certa. Ujście Odry (w szczególności Świna), w odróżnieniu od Ujścia Wisły, jest silnie zmodyfikowane działalnością człowieka (zespół portowy Szczecin-Świnoujście), co może zmieniać zachowania migracyjne ryb. Także ujścia rzek przymorskich w Mrzeżynie, Kołobrzegu, Darłówku, Ustce, Rowach i Łebie są w istotnym stopniu zmodyfikowane przez istniejącą infrastrukturę portową.

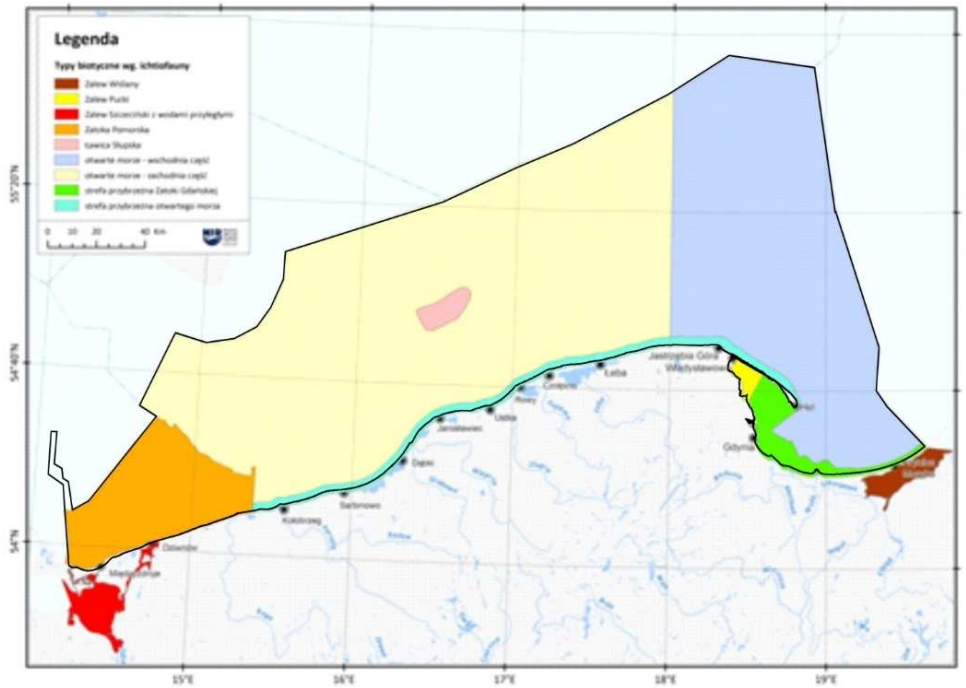
Pomimo dużej liczby danych opisujących ichtiofaunę w POM, ich przydatność do celu opisu zespołów ryb jest znacznie ograniczona. Efekt połowu (próbkowania zespołu) jest zdeterminowany przede wszystkim zastosowanym narzędziem połowu a także wybranym terminem badań. Brak jest danych pochodzących ze standaryzowanych połowów, co może być podstawą budowania typologii biotycznej a także oceny stanu i zmian w zespołach ryb. W okresie

2013-2016 monitoring diagnostyczny ichtiofauny przeprowadzono we wszystkich jwcp i wybranych jcwp przybrzeżnych na potrzeby współpracy z HELCOM.

Typy biotyczne zespołów ryb

W ramach prac przeprowadzonych w ramach wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (GIOŚ 2014) metodą ekspercką określono wstępnie podział Polskich Wód Morskich na typy biotyczne zespołów ryb (Rys. 1.4.3). Budując typologię oparto się na dostępnych źródłach, w tym:

1) wynikach monitoringu ichtiofauny wód przejściowych i przybrzeżnych przeprowadzonego w 2011 r.,
2) ppisach ichtiofauny, o ile powstały na podstawie wykonanych połowów badawczych, opublikowanych w ogólnodostępnej literaturze naukowej;
3) serii danych z wieloletniej statystyki rybackiej;
4) danych dostępnych w sprawozdaniach z realizacji różnego rodzaju projektów obejmujących połowy badawcze MIR-PIB;
5) danych z obserwacji połowów rybackich prowadzonych w ramach Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich (program krajowy na lata 2007-2013 określony w załączniku do uchwały nr 212/2007 Rady Ministrów z dnia 19 października 2007 r. w sprawie ustanowienia Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich na lata 2007-2013, zmienionej uchwałą nr 84/2010 Rady Ministrów z dnia 1 czerwca 2010 r. oraz programy wcześniejsze).



Rys. 1.4.3. Typy biotyczne zespołów ryb w POM (opracowanie własne Psuty i Szymanek, MIR-PIB).

Z uwagi na stosunkowo niską różnorodność gatunkową ichtiofauny, zespoły ryb poszczególnych typów biotycznych nie charakteryzują się całkowicie odrębnym składem gatunkowym. Wyróżniono następujące typy biotyczne zespołów ryb:

Zespół ryb Zalewu Puckiego

O zasięgu obejmującym Zalew Pucki i Zatokę Pucką Zewnętrzną (do głębokości 20 m), zdominowanym przez ryby ciernikowate (ciernik, cierniczek), okonia, babkę byczą i stornię. Często spotyka się gatunki charakterystyczne dla łąk podwodnych - iglicznię i wężynkę, które znalazły odpowiednie warunki bytowania w glonach nitkowatych.

Zespół ryb Zalewu Szczecińskiego i wód przyległych

O zasięgu obejmującym Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński oraz Ujście Świny i Dziwny. Na zespół ryb składają się głównie gatunki słodkowodne (karpiowate, okoniowate) oraz gatunki migrujące: anadromiczna sieja, ryby łososiowate oraz katadromiczny węgorz. Ważny rejon dla rozrodu i podchowu narybku ryb słodkowodnych (sandacz, leszcz, okoń, płoć) i korytarz ekologiczny ryb dwuśrodowiskowych.

Zespół ryb Zalewu Wiślanego

Do Polski należy około 1/3 obszaru powierzchni Zalewu. Zespół ichtiofauny jest dość różnorodny, z przewagą ryb karpiowatych w części zachodniej i przewagą ryb okoniowatych w części wschodniej. Ponadto sezonowo migrują tu na tarło stynki oraz masowe ilości śledzi tarła wiosennego. Ważny rejon dla rozrodu i podchowu narybku ryb słodkowodnych (sandacz, leszcz, okoń, płoć) i korytarz ekologiczny (dorzecze Wisły) ryb dwuśrodowiskowych.

Zespół ryb strefy przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej z Ujściem Wisły

Obejmujący głębszą część (powyżej 20 m) Zatoki Puckiej Zewnętrznej i Zatokę Gdańską Wewnętrzną. Występują przede wszystkich ryby morskie (śledź, szprot, dorsz, stornia) ze znacznym udziałem ryb słodkowodnych (sandacz, leszcz, okoń) i dwuśrodowiskowych (ryby łososiowate). W obszarze mieszania wód słodkich i słonych bytują ryby zarówno słodkowodne jak i morskie. Najczęściej spotykanymi gatunkami są śledź, ryby karpiowate (leszcz, płoć), okoniowate (okoń, sandacz), stornia, stynka i ryby dwuśrodowiskowe - troć, łosoś, certa.

Zespół ryb strefy przybrzeżnej otwartego morza

Obejmujący strefę 2 mil morskich od brzegu, do głębokości przeciętnie 20 m. Występują tu przede wszystkim ryby morskie, jednak szczególnie w okolicach ujść rzek i kanałów zwiększa się udział ryb słodkowodnych i dwuśrodowiskowych w strukturze ichtiofauny. Aktualnie brakuje wiedzy o lokalizacjach najważniejszych tarlisk i wzrostu narybku.

Zespół ryb Zatoki Pomorskiej

Obejmujący otwarty akwen, którego tylko część leży w POM, o głębokości nieprzekraczającej 20 m. Południowo-zachodnia część Zatoki należy do estuarium Odry i pozostaje pod wpływem wód słodkich. W obszarze mieszania wód słodkich i słonych bytują ryby zarówno słodkowodne jak i morskie. Najczęściej spotykanymi gatunkami są śledź, ryby karpiowate (leszcz, płoć), okoniowate (okoń, sandacz), stornia, stynka i ryby dwuśrodowiskowe - troć, łosoś, certa. Często notowane są ryby charakterystyczne dla zachodniego Bałtyku.

Zespół ryb Ławicy Słupskiej

Obejmujący zróżnicowane i cenne przyrodniczo siedliska denne w środkowej części POM. Cechy charakterystyczne ichtiofauny tego rejonu są stosunkowo mało poznane, jednak z uwagi na specyficzne warunki siedliskowe, obszar ten powinien zostać wyróżniony w typologii zespołów ryb z uwagi na potencjalnie dużą rolę w reprodukcji niektórych gatunków ryb (np. śledź, skarp, ryby z rodzaju Gobiidae).

Zespół ryb otwartego morza

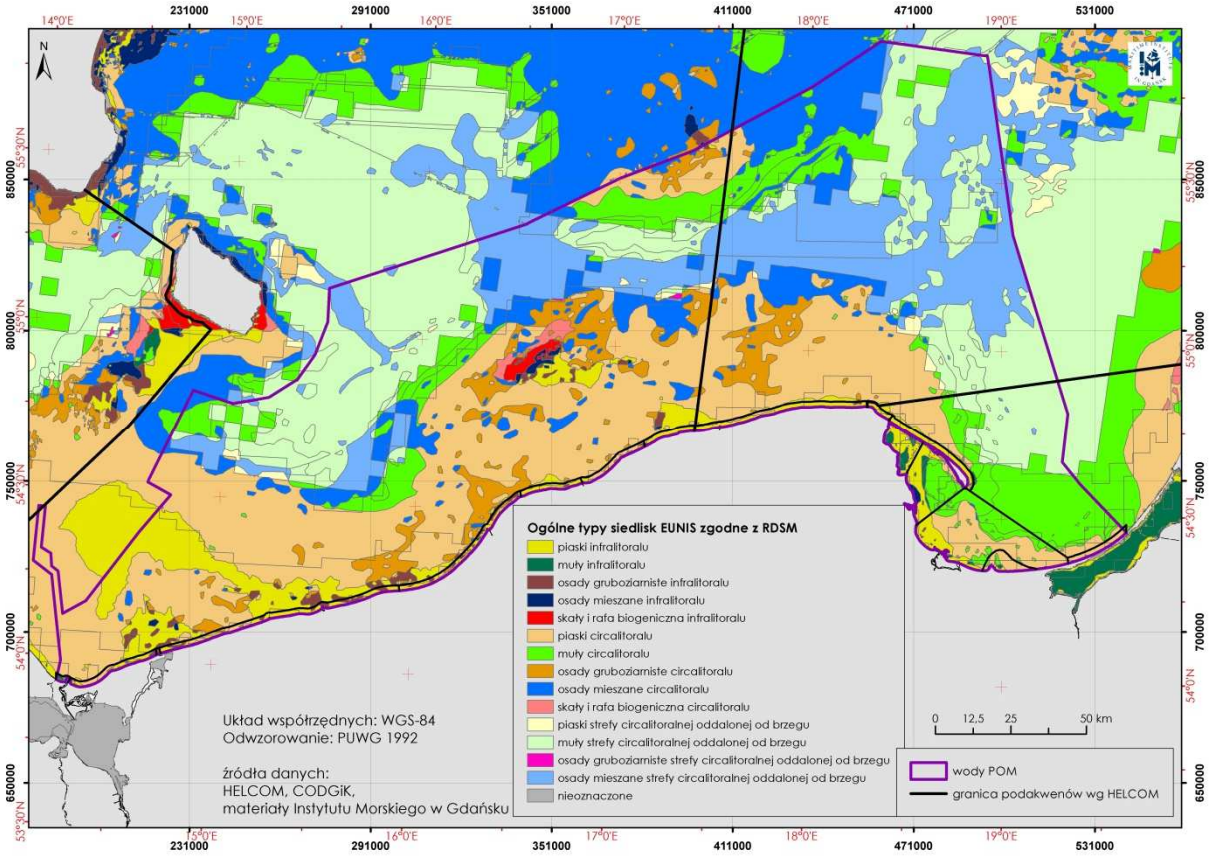
Obejmuje niewymienione wcześniej POM. Z uwagi na gradient zasolenia zauważalna jest zmienność składu gatunkowego ichtiofauny z zachodu (częste obserwacje ryb migrujących z zachodniego Bałtyku) na wschód. Obserwuje się także różnice w rozmiarach ryb tych samych gatunków łowionych masowo (np. storni). Z uwagi na powyższe rozróżniono część zachodnią

(obejmującą kwadraty statystyczne według ICES 24 i 25) oraz wschodnią (kwadrat statystyczny według ICES 26).

Siedliska bentosowe

Mapa EUSeaMap z rozmieszczeniem ogólnych typów siedlisk bentosowych w Morzu Bałtyckim, powstała w ramach projektu EMODnet (European Marine Observation Data Network; www.emodnet-seabedhabitats.eu) sfinansowanego przez European Commission's Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE), który realizowano w latach 2009-2013 (I etap projektu) oraz w latach 2013-2016 (II etap projektu) w oparciu o dane z badań środowiskowych, jak i na podstawie modelowych map rozmieszczenia siedlisk. Mapa powstała z potrzeby wypełnienia wymogów europejskich dyrektyw, takich jak RDSM, ale także w ramach projektu Horizon 2020 (w ramach III etapu projektu za lata 2017-2020). Metoda zastosowana w opracowaniu mapy oraz jej wiarygodność zostały przedstawione w raporcie technicznym (Populus i in. 2017), natomiast ogólne typy siedlisk zgodne z RDSM wymieniono w aneksie do raportu technicznego (Manca i in. 2017). Wymienione ogólne typy siedlisk oceniane są w ramach siedlisk bentosowych zgodnie z wymogami decyzji 2017/848 na podstawie klasyfikacji siedlisk EUNIS (ang. *European Union Nature Information System*) wskazanej w decyzji 2017/848, zmodyfikowanej na potrzeby RDSM (Evans i in. 2016). Klasyfikacja ta powstała z inicjatywy Europejskiej Agencji Środowiska (EEA, ang. *European Environment Agency*) i w tym przypadku odnosi się do 3. i 4. poziomu, a więc charakterystyki abiotycznej środowiska: typ substratu dna morskiego w podziale na strefę litoralną i circalitoralną wraz ze związanymi z nimi zespołami organizmów (makrozoobentos, makrofity). Zgodnie z definicją zastosowaną w opracowaniu Evans i in. (2016) strefa infralitoralna charakteryzuje się wystarczającą ilością światła do wzrostu roślin naczyniowych, takich jak Zostera spp. oraz zielenic. Zasięg występowania tej strefy ograniczony jest penetracją światła do 1%. W strefie circalitoralnej nie ma wystarczającej ilości światła, aby mogły występować w niej rośliny naczyniowe i zielenice, lecz jest odpowiednia dla brunatnic i krasnorostów.

Na Rys. 1.4.4 przedstawiono ogólne typy siedlisk, natomiast w Tabela 1.4.4. wymieniono je w obrębie poszczególnych obszarów oceny w POM w kolejności dominacji pod względem zajmowanej powierzchni, na których zlokalizowane są reprezentatywne stacje monitoringowe makrofitów i makrozoobentosu w polskiej strefie Bałtyku.



Rys. 1.4.4. Ogólne typy siedlisk EUNIS występujące w POM na podstawie danych GIS wykonanych w ramach projektu Europe Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats (www.emodnet-seabedhabitats.eu).

Tabela 1.4.4. Ogólne typy siedlisk uwzględnione w ocenie siedlisk bentosowych w POM.

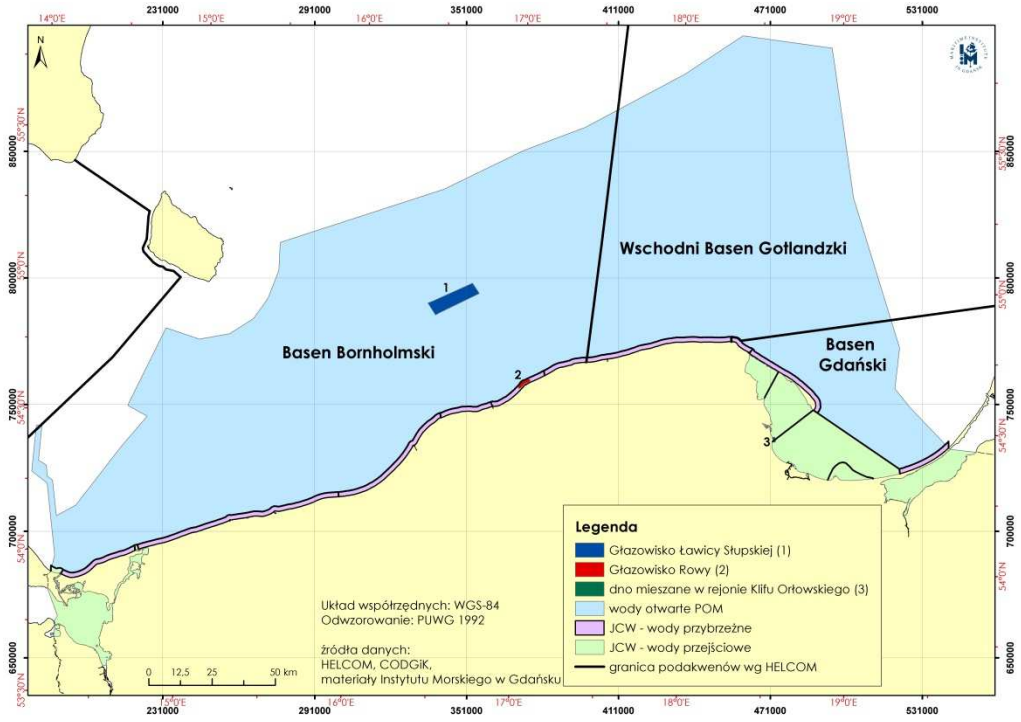
Oceniany element ekosystemu	Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru oceny lub głazowiska* lub dna mieszanego* [km^2]	Ogólny typ siedliska (na podstawie klasyfikacji EUNIS według decyzji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska	Powierzchnia ogólnego typu siedliska [km^2]; (- brak danych)	Wskaźnik/zespół organizmów
siedlisko bentosowe dna miękkiego	Basen Gdański	2105,83	muły circalitoralu	MC6	1001,57	B/makrozoobentos
			muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	815,41	
			piaski circalitoralu	MC5	260,76	
	Wschodni Basen Gotlandzki	10897,62	osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD4	3502,60	B/makrozoobentos
			muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	2437,82	
			piaski circalitoralu	MC5	2174,48	
	Basen Bornholmski	17784,55	piaski circalitoralu	MC5	6909,66	B/makrozoobentos
			muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	3340,86	
			osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD4	1837,16	
			piaski infralitoralu	MB5	1293,37	
	Zalew Kamieński	43,59	muły infralitoralu	MB6	-	B/makrozoobentos
	Zalew Szczeciński	407,28	muły infralitoralu	MB6	-	B/makrozoobentos
	Zalew Wiślany	301,74	muły infralitoralu	MB6	222,54	B/makrozoobentos
	Zalew Pucki	111,12	piaski infralitoralu	MB5	75,48	B/makrozoobentos i SM_1 (makrofity)
			muły infralitoralu	MB6	26,67	
	Zatoka Pucka Zewnętrzna	285,92	muły circalitoralu	MC6	114,11	B/makrozoobentos
			piaski infralitoralu	MB5	100,79	
			muły infralitoralu	MB6	21,69	
	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	710,28	piaski circalitoralu	MC5	355,76	B/makrozoobentos
			muły circalitoralu	MC6	241,37	
			piaski infralitoralu	MB5	94,42	
	Ujście Dziwny	2,38	osady mieszane infralitoralu	MB4	2,38	B/makrozoobentos
	Ujście Wisły Przekop	64,23	piaski circalitoralu	MC5	44,85	B/makrozoobentos
			muły	MC6	8,16	
	Ujście Świny	8,92	osady mieszane infralitoralu	MB4	8,92	B/makrozoobentos
	Mierzeja Wiślana	41,33	piaski circalitoralu	MC5	41,33	B/makrozoobentos
	Półwysep Hel	70,15	piaski infralitoralu	MB5	70,15	B/makrozoobentos

Oceniany element ekosystemu	Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru oceny lub głazowiska* lub dna mieszanego* [km^2]	Ogólny typ siedliska (na podstawie klasyfikacji EUNIS według decyzji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska	Powierzchnia ogólnego typu siedliska [km^2]; (- brak danych)	Wskaźnik/zespół organizmów
	Port Władysławowo	0,13	muły infralitoralu	MB6	0,13	B/makrozoobentos
	Władysławowo-Jastrzębia Góra	17,43	piaski infralitoralu	MB5	17,43	B/makrozoobentos
	Jastrzębia Góra-Rowy	140,99	piaski infralitoralu	MB5	140,99	B/makrozoobentos
	Rowy-Jarosławiec Zachód	38,78	piaski infralitoralu	MB5	32,45	B/makrozoobentos
			osady gruboziarniste infralitoralu	MB3	2,05	
	Rowy-Jarosławiec Wschód	46,02	piaski infralitoralu	MB5	46,02	B/makrozoobentos
	Jarosławiec-Sarbinowo	98,58	piaski infralitoralu	MB5	98,58	B/makrozoobentos
	Sarbinowo-Dziwna	153,67	piaski infralitoralu	MB5	153,67	B/makrozoobentos
	Dziwna-Świna	58,83	piaski infralitoralu	MB5	30,46	B/makrozoobentos
			piaski circalitoralu	MC5	20,37	
siedlisko bentosowe dna twardego	Basen Bornholmski – głazowisko Ławicy Słupskiej	111,3*	skały i rafa biogeniczna infralitoralu/skaliste i kamieniste dno morskie	MA1	-	SM$_1$/makrofity
	Rowy-Jarosławiec Wschód – głazowisko Rowy	2,57*	skały i rafa biogeniczna infralitoralu/skaliste i kamieniste dno morskie	MA1	-	SM$_1$/makrofity
siedlisko bentosowe dna mieszanego	Zatoka Pucka Zewnętrzna (wody przybrzeżne Klifu Orłowskiego)	1,99*	skały i rafa biogeniczna infralitoralu oraz osady mieszane infralitoralu	MB1, MB4	-	SM$_1$/makrofity
siedlisko bentosowe makrofitów w zalewach	Zalew Kamieński	43,59	piaski infralitoralu	MB5	-	ESMIz/makrofity
	Zalew Szczeciński	407,28	piaski infralitoralu	MB5	-	ESMIz/makrofity
	Zalew Wiślany	301,74	piaski infralitoralu	MB5	52,55	ESMIz/makrofity

* Oznacza powierzchnię głazowiska lub powierzchnię dna mieszanego (powierzchnie te są mniejsze od powierzchni ocenianego akwenu).

Poniżej przedstawiono opis elementów biotycznych tworzących siedliska bentosowe i wykorzystanych do oceny stanu środowiska: makrofitów oraz organizmów bezkręgowych.

W granicach POM makrofity występują na dwóch obszarach dna twardego: głazowiska Ławicy Słupskiej i głazowiska Rowy (Tabela 1.4.4), zajmujących łącznie 113,874 km^2, co stanowi 4,37% powierzchni POM (Rys. 1.4.5), na dnie mieszanym (piaszczysto-kamienistym) w wodach przybrzeżnych klifu orłowskiego w Gdyni (Zatoka Pucka Zewnętrzna), a także na dnie miękkim: w Zatoce Puckiej i w zalewach.



Rys. 1.4.5. Lokalizacja siedlisk dna twardego: głazowisko Ławicy Słupskiej i głazowisko Rowy oraz siedliska dna mieszanego w rejonie Klifu Orłowskiego, występujące w POM.

Głazowisko Ławicy Słupskiej obejmuje północno-zachodnią część Ławicy Słupskiej (współrzędne geograficzne punktu środkowego stanowiska 54°58,271'N; 16°35,126'E), zlokalizowaną w zakresie głębokości 8-20 m, około 46 km na północ od miejscowości nadbrzeżnej Ustka (rys. 1.4.6). Powierzchnia głazowiska wynosi 111,3 km^2 i stanowi 14% powierzchni całego obszaru chronionego Natura 2000 – Ławica Słupska PLC990001. Rzeźba dna jest bardzo urozmaicona, wyróżniająca obszar głazowiska spośród innych rejonów południowego Bałtyku. Charakterystycznym elementem morfologicznym są ciągi wzniesień zbudowane przeważnie z bloków skalnych i głazów, odpornych na erozję (Kruk-Dowgiałło i in. 2011). Twarde dno oraz stosunkowo duża przezroczystość wody stwarzają dogodne warunki rozwoju różnorodnych gatunkowo zespołów bentosowych, wśród których występują cenne przyrodniczo w ekosystemie morskim tzw. gatunki siedliskotwórcze (Andrulewicz i in. 2004, Brzeska 2009, Kruk-Dowgiałło i in. 2011). Należą do nich gatunki krasnorostów: *Furcellaria lumbricalis*, *Ceramium diaphanum* (objęte ochroną gatunkową) i *Polysiphonia fucoides* oraz małże *Mytilus trossulus*. W wielu miejscach głazowiska Ławicy Słupskiej rozwijają się gatunki makroglonów rzadkie nie tylko w POM, np. *Coccotylus truncatus*, *Desmarestia viridis*, *Rhodomela confervoides*, ale także w skali całego Bałtyku Właściwego, np. *Delesseria sanguinea* (Kruk-Dowgiałło i in. 2011, dane z Państwowego Monitoringu Środowiska 2008-2017).

Głazowisko Rowy usytuowane jest w strefie przybrzeżnej środkowego wybrzeża Polski, na głębokości od 2 do 18 m, około 1,5 km na północ od miejscowości Rowy (współrzędne geograficzne punktu środkowego stanowiska 54°40,900'N; 17°02,810'E) (Rys. 1.4.5). Obowiązująca mapa – EUSeaMap (Rys. 1.4.4) nie zawiera informacji o lokalizacji głazowiska Rowy, które zidentyfikowano w POM po raz pierwszy w 1997 r. (Kruk-Dowgiałło 2000).

W kolejnych latach badano kompleksowo zespoły organizmów bentosowych na dnie twardym (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2008, Brzeska 2009, Barańska i in. 2016), a w 2010 r. makroglony głazowiska objęto regularnymi badaniami w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (Państwowy Monitoring Środowiska 2010-2017). Głazowisko Rowy leży w sąsiedztwie Słowińskiego Parku Narodowego i objęte jest ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszaru PLH220023 Ostoja Słowińska (SDF obszaru PLH220023) i obszaru PLB990002 Przybrzeżne wody Bałtyku (SDF obszaru PLB990002). Siedlisko stanowi obszar platformy abrazyjnej z licznymi głazami i polami otoczaków tworzącymi zwarty bruk abrazyjny. Na jego powierzchni rozwijają się bogate gatunkowo i obfite ilościowo zespoły organizmów bentosowych. Dominują gatunki krasnorostów, takie jak *Polysiphonia fucoides* i *Furcellaria lumbricalis*, sporadycznie występują gatunki rzadkie w POM, takie jak brunatnica *Sphacelaria cirrosa* i krasnorost *Ceramium tenuicorne* (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2008, Brzeska 2009, Państwowy Monitoring Środowiska 2010-2017).

W POM, wśród rozległych rejonów dna miękkiego występuje zaledwie kilka miejsc porośniętych roślinami naczyniowymi. Należy do nich m. in. Zatoka Pucka. Rejon Zatoki Puckiej, a szczególnie jej wewnętrzna część (Zalew Pucki) oraz strefy przybrzeżne części zewnętrznej (Zatoka Pucka Zewnętrzna), uznawany jest za unikalny pod względem przyrodniczym obszar w polskiej strefie Bałtyku, przede wszystkim ze względu na rozległość łąk podwodnych i różnorodność gatunków makrofitów (Kruk-Dowgiałło i Brzeska 2009). Oprócz największej liczby gatunków chronionych (8), występują tutaj licznie gatunki rzadkie (6). Zatoka Pucka jest jedynym rejonem w POM, w którym notowane są objęte ochroną ramienice: ramienica bałtycka *Chara baltica*, rozsocha morska *Tolypella nidifica* i krynicznik włosowaty *Nitella capillaris*, a także rośliny naczyniowe, które na piaszczystych obszarach dna tworzą jedno-, dwu- lub trójgatunkowe łąki podwodne. Najcenniejszym i jednocześnie najbardziej zagrożonym składnikiem łąk podwodnych jest trawa morska *Zostera marina*, objęta ścisłą ochroną.

Wyjątkowy pod względem przyrodniczym jest rejon kamienisto-piaszczystego dna w wodach przybrzeżnych u podnóża klifu orłowskiego w Zatoce Pukciej Zewnętrznej, kontrolowany w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska od 2002 r., a nieuwzględniony na obowiązującej mapie – EUSeaMap (Rys. 1.4.4). Wśród osadów występują tutaj piaski średnio- i gruboziarniste oraz rozporoszone na dnie liczne kamienie i głazy (Uścinowicz i Zachowicz 1992, Osowiecki i Żmudziński 2000), nie tworzące rozległych i zwartych struktur kamienistych, tak jak w przypadku głazowiska Rowy czy głazowiska Ławicy Słupskiej. W klasyfikacji EUNIS zawartej w decyzji 2017/848 nie istnieje siedlisko cechujące się tego typu osadami. Jest ono wymienione natomiast w klasyfikacji siedlisk bałtyckich (HELCOM 2013f) i wskazuje, że obszary cechujące się różnorodnością typów osadu, przy braku zdecydowanej dominacji jednego z nich, zaliczane są do rejonów dna mieszanego (*Baltic photic mixed substrate*). W wodach przybrzeżnych klifu orłowskiego znajduje się również siedlisko: skały i rafa biogeniczna infralitoralu, tworzone przez sztuczne podłoże – progi podwodne, stanowiące doskonały substrat, na którym rozwijają się obficie makroglony oraz fauna poroślowa (Kruk-Dowgiałło i in. 2009). Rejon wód przybrzeżnych klifiu orłowskiego jest jedynym miejscem w Zatoce Puckiej, w którym zidentyfikowano stanowisko przytwierdzonej formy chronionego krasnorostu widlika *Furcellaria lumbricalis*, rzadkie w POM gatunki brunatnic *Sphacelaria cirrosa*, *Protohalopteris radicans* oraz bardzo rzadki gatunek krasnorostu *Ceramium virgatum*. Kamienie i głazy obficie porastają zielenice z rodzaju Ulva i Cladophora oraz krasnorost *Polysiphonia fucoides*. Na dnie piaszczystym natomiast występują łąki podwodne, tworzone głównie przez objęty ochroną gatunkek *Zostera marina* (Osowiecki i Żmudziński 2000, Kruk-Dowgiałło i in. 2009, Państwowy Monitoring Środowiska 2002-2017).

Roślinność podwodna występująca na dnie miękkim notowana jest także w Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim. Generalnie jest ona słabo rozwinięta ze względu na słabą przezroczystość wody (od 0,4 do 1 m) i silne falowanie (Zalewska-Gałosz 2010). Większość obszaru dna Zalewu Wiślanego zajmują osady mulisto-ilaste w centralnej części, natomiast w strefie przybrzeżnej przeważają osady piaszczyste, zwłaszcza we wschodniej, brzeżnej partii zalewu oraz przy brzegu południowym – Wysoczyzny Elbląskiej oraz przy brzegu północnym – Mierzei Wiślanej (Rys. 1.4.4., Olenycz i Barańska 2014). Również dno w przybrzeżnej

strefie Zalewów: Szczecińskiego i Kamieńskiego jest piaszczyste, natomiast w głębszych rejonach – muliste (Ławicki i in. 2012). Brzegi zalewów porastają zbiorowiska roślinności naczyniowej charakterystyczne dla zbiorników słodkowodnych. W pasie roślin wynurzonych dominuje roślinność szuwarowa wykształcona w postaci rozległych i zwartych fitocenoz. Najczęstszymi jej elementami są szuwary trzcinowe (zespół *Phragmitetum australis*) i oczeretowe (zespół *Scirpetum lacustris*), rozpowszechnione są także inne zbiorowiska ze związku *Phragmition*, a także fitocenozy ze związku *Magnocaricion*. W bardziej zacisznych miejscach osłoniętych przed falowaniem dogodne warunki rozwojowe znajdują zbiorowiska nymfeidów reprezentowane m.in. przez grążel żółty *Nuphar lutea*, grzybienie białe *Nymphaea alba*, a także grzybieńczyk wodny *Limnanthemum nymphoides*. Rośliny te tworzą własne fitocenozy i stanowią także element fitocenoz szuwarowych. Wśród roślin zanurzonych dominują takie gatunki jak rdestnice Potamogeton sp., wywłócznik kłosowy *Myriophyllum spicatum* czy rogatek sztywny *Ceratophyllum demersum*. Znacznie rzadszym elementem roślinności w zalewach są ramienice Characeae i tworzone przez nie fitocenozy (tzw. „łąki ramienicowe"), (Nagengast i Warzocha 2004). W Zalewie Wiślanym obserwuje się wpływ zasolenia, czego konsekwencją jest największy, w porównaniu do innych zalewów, udział gatunków słonawowodnych (Zalewska-Gałosz 2010) niewystępujących w Zalewie Szczecińskim i Kamieńskim (Nagengast i Warzocha 2004).

Siedlisko bentosowe na dnie miękkim wód otwartych, przybrzeżnych i przejściowych w POM reprezentowane jest również przez makrozoobentos, który jest powszechnie uznawany za dobry wskaźnik oceny stanu jakości zbiorników wodnych (Rosenberg i Loo 1988, Rosenberg i in. 1992, Diaz i Rosenberg 1995). Makrozoobentos tworzy zespół zwierząt bezkręgowych o rozmiarach powyżej 1 mm. W jego skład wchodzą organizmy żyjące na powierzchni osadów dennych (epifauna), jak i w głębi osadu (infauna). W większości są to gatunki osiadłe o długim (przynamniej rocznym) cyklu życiowym. Charakter makrozoobentosu, tj. jego skład taksonomiczny, liczebność i biomasę kształtują przede wszystkim czynniki fizyczno-chemiczne środowiska morskiego. Do najważniejszych czynników naturalnych zaliczyć należy zasolenie, zawartość tlenu w warstwie wody nad dnem oraz rodzaj osadów dennych.



Zasolenie w POM mieści się w dolnej strefie przedziału wód mezohalinowych i wynosi 7–9 [praktycznych jednostek zasolenia według PSS'78] w warstwie wody nad haloklinią oraz powyżej 13 w warstwie przydennej głębi południowobałtyckich. Większość bezkręgowców dennych południowego Bałtyku to gatunki euryhalinowe odznaczające się dużą tolerancją na zmiany zasolenia. Najbardziej odporny pod tym względem jest rogowiec bałtycki (*Limecola balthica*), który zasiedla prawie cały obszar Bałtyku. Wąskim zakresem tolerancji odznaczają się tzw. gatunki reliktowe preferujące wyższe zasolenie i zasiedlające głębsze i zimniejsze obszary dna: małże astarta północna *Astarte borealis* i astarta zachodnia *A. elliptica*, skorupiak podwój wielki *Saduria entomon,* oraz priapulidy *Priapulus caudatus* i *Halicryptus spinulosus*. Organizmy preferujące niskie zasolenie (np. ślimaki z rodziny Hydrobiidae, rozdepka rzeczna *Theodoxus fluviatilis*, błotniarka jajowata *Radix labiata* oraz kiełże *Gammarus duebeni* i *G. zaddachi*) zasiedlają najczęściej rejony ujść rzecznych i zalewy.

Nasycenie tlenem przydennej warstwy wody jest istotnym czynnikiem limitującym występowanie makrozoobentosu. W strefie dna płytkiego (0–25 m) falowanie, przydenne i powierzchniowe prądy wody oraz mieszanie pionowe powodują, że woda nad dnem i osady są dobrze nasycone tlenem. Na dnie głębszym, poniżej halokliny (50–70 m), temperatura wody jest niższa niż w warstwie powierzchniowej, zaś zasolenie i gęstość wody są większe. Ponieważ mieszanie się przydennych mas wody z dobrze natlenionymi wodami powierzchniowymi jest utrudnione, jedynym źródłem tlenu nad dnem są wlewy natlenionej, słonej wody z Morza Północnego. Jednak w wyniku procesu mineralizacji materii organicznej (obumarłego planktonu) opadającej z warstwy prześwietlonej (eufotycznej) dochodzi z czasem do wyczerpania tlenu rozpuszczonego w wodzie (Feistel i in. 2008). W wyniku beztlenowego rozkładu materii organicznej wytwarzany jest toksyczny siarkowodór. Niedostatek tlenu (hipoksja) lub jego brak

(anoksja) dotyczy przede wszystkim rejonów głębi południowobałtyckich znajdujących się w granicach POM – Gdańskiej, Bornholmskiej oraz w mniejszym stopniu południowego stoku Głębi Gotlandzkiej. Muliste dno tych głębi i rejonów dna poniżej halokliny pozbawione jest najczęściej życia makroskopowego. Po wlewach, do czasu wyczerpania tlenu, zasiedlają je najbardziej odporne na jego deficyt, oportunistyczne gatunki wieloszczetów skoloplos *Scoloplos armiger* i złotorunka bałtycka *Bylgides sarsi* oraz na wpół pelagiczny skorupiak – podwój wielki *Saduria entomon*.

Dynamika wód jest czynnikiem kształtującym zoocenozy denne w strefie przybrzeżnej otwartego morza. Intensywne prądy wody w tej strefie nie sprzyjają masowej kolonizacji makrozoobentosu. Fauna denna jest uboga pod względem jakościowym i ilościowym. Typowym przedstawicielem makrozoobentosu zasiedlającym przemieszczane prądami ławice piasku jest drobny skorupiak *Bathyporeia pilosa*.

Rodzaj osadu w głównej mierze kształtuje strukturę gatunkową makrozoobentosu. W granicach POM, w zależności od miejsca i głębokości, występują iły i muły, piaski, żwiry oraz lokalnie skupiska kamieni. Dno płytszych rejonów w pobliżu południowych brzegów oraz południowobałtyckich ławic – Pomorskiej, częściowo Słupskiej i Środkowej ma charakter piaszczysty. W głębszych miejscach występują miękkie muły. Na pograniczu piasków i mułów (od 20 do 70 m) występuje cała gama osadów przejściowych, od piasków ilastych do zapiaszczonych mułów. Miejscami występują skupiska kamieni, bądź też zalega glina ze żwirem. Dno muliste, zwłaszcza w osłoniętych zatokach i obszarach przyujściowych rzek, zasobne jest w rozdrobnioną i częściowo rozłożoną materię roślinną zwaną detrytusem.

Każdy rodzaj osadu dna morskiego zasiedla charakterystyczny dla niego zespół organizmów bezkręgowych. Typowymi mieszkańcami płytkiego dna piaszczystego są: drobny skorupiak batyporeja *Bathyporeia pilosa*, wieloszczet pygospio *Pygospio elegans* oraz małż - sercówka *Cerastoderma glaucum*. Wraz ze wzrostem głębokości oraz koncentracji materii organicznej w osadach rośnie udział gatunków preferujących dno piaszczysto-muliste: małży rogowiec bałtycki *Limecola balthica* i małgiew piaskołaz *Mya arenaria*, skorupiaków z rodzaju *Corophium* i pośródka pospolitego *Diastylis rathkei*. Dno kamieniste zasiedlają gatunki trwale przytwierdzone do powierzchni kamieni: omułek *Mytilus trossulus*, pąkla *Amphibalanus improvisus* i siatecznik bałtycki *Einhornia crustulenta*. Gatunki te zaliczane są do grupy tzw. gatunków siedliskotwórczych, gdyż tworzą siedliska dla innych gatunków, np.: kiełży, ślimaków i wypławków. Makrozoobentos stwierdzony w rejonie głazowiska Rowy, na tle innych badań prowadzonych w strefie przybrzeżnej otwartego wybrzeża polskiego Bałtyku, uznać należy za wyjątkowo bogaty pod względem różnorodności taksonomicznej oraz jego obfitości. Stwierdzono tam występowanie 23 gatunków oraz nieoznaczone do gatunku osobniki reprezentujące gromady Oligochaeta i Nemertinea (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006).

W historii badań zoobentosu Południowego Bałtyku wykonano zaledwie kilka projektów badawczych w wyniku, których przedstawiono rozkład powierzchniowy dominujących gatunków i zespołów zoobentosu. Do ważniejszych zaliczyć należy wyniki badań przeprowadzonych w latach 1948–1954 na 272 stacjach badawczych (Demel i Mańkowski 1951, Demel i Mulicki 1954). W ich wyniku powstały mapy rozmieszczenia gatunków dominujących i rozkładu biomasy makrozoobentosu. W latach 1956–1957 Mulicki i Żmudziński (1969) badając ponownie rozkład biomasy makrozoobentosu stwierdzili po raz pierwszy obecność dużych powierzchniowo „pustyń bentosowych" (obszarów azoicznych) w rejonie Głębi Bornholmskiej i Głębi Gdańskiej. Stan deficytu lub braku tlenu na dnie południowobałtyckich głębi utrzymuje się do chwili obecnej. Badania makrozoobentosu obejmujące swym zakresem obszar POM przeprowadził w latach 1978–1983 Warzocha (1995). Autor przedstawił opis struktury i klasyfikację zespołów makrofauny dennej i na tej podstawie wyszczególnił pięć dominujących zespołów fauny dennej:

1) *Macoma (Limecola) balthica – Mya arenaria* – zespół dna piaszczystego występujący do głębokości 20 m w Zatoce Pomorskiej i do 25 m w rejonie morza otwartego, w którego

skład wchodzą 22 taksony; pod względem liczebności dominują ślimaki z rodziny Hydrobiidae i *Pygospio elegans*, pod względem biomasy – małże;

2) *Mytilus edulis* (*trossulus*) – *Gammarus salinus* – zespół dna kamienistego Ławicy Słupskiej na głębokości 14-20 m, w którego skład wchodzi 18 taksonów (w tym 11 należących do skorupiaków) zasiedlających głazowisko pokryte glonami; zespół ten występuje również na dnie u podnóża aktywnych klifów oraz płytkowodnych głazowisk otwartego wybrzeża;
3) *Macoma (Limecola) balthica* – *Mesidotea (Saduria) entomon* – zespół sięgający do głębokości halokliny (50-60 m w Basenie Bornholmskim i zachodniej części Rynny Słupskiej, 70 m we wschodniej części Rynny Słupskiej, 80 m w Basenie Gdańskim i Basenie Gotlandzkim), w którego skład wchodzi 12-20 taksonów na stokach Rynny Słupskiej i 14 w Zatoce Gdańskiej; pod względem biomasy dominuje *Macoma (Limecola) balthica*;
4) *Astarte borealis* – *Astarte eliptica* – zespół zasiedlający gliniasto-piaszczysto-żwirowe dno Rynny Słupskiej na głębokości 60–90 m, w którego skład wchodzi 20 taksonów; dominują *Astarte* spp., *Saduria entomon*, *Scoloplos armiger* i *Terebellides stroemi*;
5) *Scoloplos armiger* – *Macoma (Limecola) balthica* – zespół zasiedlający mulisty południowy stok Basenu Bornholmskiego (poniżej 40–60 m), stoki Basenu Gdańskiego (poniżej 75 m) i Gotlandzkiego (poniżej 80 m), w skład którego wchodzi 11 taksonów, głownie wieloszczetów; dominuje *Scoloplos armiger*.

Siedliska pelagiczne

Wody otwartych akwenów morskich stanowią główne siedlisko, gdzie odbywa się podstawowa produkcja pierwotna, dająca podstawę piramidzie troficznej. Mikroskopijne organizmy fitoplanktonowe zabezpieczają rozwój zooplanktonu, który z kolei jest bazą pokarmową dla ryb, a przynajmniej na jakimś etapie ich życia. Chlorofil-a jest powszechnie stosowanym aproksymatorem biomasy fitoplanktonu, z uwagi na łatwość analizy i pomiaru zawartości w środowisku wodnym, a jego koncentracja jest silnie zależna od stężeń substancji biogennych w morzu (Fleming-Lehtinen i in. 2008, Łysiak-Pastuszak i in. 2009), a więc silnie powiązana z presją antropogeniczną w postaci ładunków tych substancji dopływających z lądu i atmosfery (HELCOM 2009). Chlorofil-a reprezentuje ogólną miarę poziomu produktywności ekosystemu, charakteryzując wahania biomasy fitoplanktonu.

Obserwowane na powierzchni morza zakwity sinic (Cyanophyceae) asymilujących azot atmosferyczny są zjawiskiem naturalnym, jednak w wyniku eutrofizacji w wielu regionach Bałtyku stały się bardziej intensywne i pojawiają się z większą częstością, szczególnie od końca lat 80-tych XX w. (Mazur i Pliński 2003, Mazur-Marzec i in. 2012, Kahru i Elmgren 2014a). Jednym z głównych komponentów tych zakwitów jest toksyczny gatunek *Nodularia spumigena* (Nehring 1993, Sipiä i in. 2001). *N. spumigena* i inne gatunki sinic wpływają niekorzystnie na zooplankton (Sellner i in. 1994, Engström i in. 2000, Sopanen i in. 2009) oraz na inne gatunki fitoplanktonu (Suikkanen i in. 2004, 2005), a także na ryby i inne organizmy (Nehring 1993, Sipiä i in. 2001, Mazur-Marzec i in. 2006, Mazur-Marzec i in. 2012). Kiedy przeważająca część biomasy sinic, wytworzona podczas zakwitu, opada na dno morza, następuje potencjalnie zwiększenie niedotlenienia wód naddennych w obszarach głębokowodnych (Conley i in. 2011). Oznacza to, że masowe zakwity sinic wywierają negatywny wpływ na różnorodność biologiczną zarówno zbiorowisk pelagicznych, jak i bentosowych. Przyczyną wzrostu intensywności zakwitów sinic w znacznej mierze jest wzbogacenie środowiska morskiego w substancje odżywcze w wyniku działalności antropogenicznej, a szczególnie nieproporcjonalny wzrost zawartości fosforu.

Fitoplankton jest podstawowym producentem w ekosystemach morskich i ważnym komponentem w sieci troficznej. Skład taksonomiczny fitoplanktonu i jego sukcesja sezonowa zależą silnie od warunków środowiskowych, takich jak: światło, temperatura, zasolenie, pH, dwutlenek węgla czy dostępność substancji biogenicznych (Wasmund i in. 2011, Klains i in. 2011, Klains i in. 2017). Fitoplankton Morza Bałtyckiego stanowią głównie okrzemki (*Diatomophyceae*) i bruzdnice (*Dinophyceae*). W ostatnich latach coraz większą liczebność oraz biomasę osiągają sinice (*Cyanobacteria*) – szczególnie w miesiącach letnich, a najmniej znaczącymi grupami pod względem liczebności, jak i biomasy są planktonowe kryptofity (*Cryptophyceae*) oraz zielenice (*Chlorophyceae*) (Klains i in. 2011, Wasmund i in. 2011). Lista gatunków fitoplanktonu Morza Bałtyckiego zawiera ponad 2600 pozycji (PEG Biovolume 2017, GIOŚ 2014), z czego w polskich wodach występuje około 100 gatunków (GIOŚ 2014). Wiosną dominują okrzemki z gatunku *Pauliella taeniata czy Chaetoceros wighamii* oraz bruzdnice *Peridiniella catenata*, latem sinice *Aphanizomenon flos-aquae* i *Nodularia spumigena* wraz z różnymi kryptofitami, a jesienią okrzemki *Coscinodiscus granii* i *Thalassiosira baltica* oraz kryptofit *Plagioselmis nannoplanctica* (Jaanus i in. 2011, Klains i in. 2011, 2013). Okresy występowania poszczególnych grup fitoplanktonu związane są z ich wymaganiami środowiskowymi. Cykl roczny fitoplanktonu warunkowany jest stężeniem substancji odżywczych w wodzie, a jego rozkład jest podobny na całym obszarze Bałtyku (Wasmund i in. 2011, Wasmund 2017). Podczas wiosennego zakwitu okrzemki szybko osiągają wysoką biomasę i są dominującym komponentem podczas tzw. nowej produkcji pierwotnej w ekosystemach morskich (dominują w czasie, gdy woda jest stosunkowo chłodna, ale bogata w substancje biogeniczne) i stanowią podstawę w łańcuchu troficznym będąc pokarmem dla mezozooplanktonu. Ten zaś jest bezpośrednim źródłem pożywienia dla wyższych poziomów. Okrzemki z uwagi na właściwości sedymentacyjne są pokarmem również dla organizmów bentosowych (Heiskanen 1998, Fleming i Kaitala 2006, Kownacka 2017). Bruzdnice pojawiają się, kiedy temperatura wody jest wyższa, jednak zawierają znacznie mniej substancji odżywczych (Pastuszak i in. 2016). Latem w Bałtyku dominują sinice. Jesienny zakwit okrzemek oraz brak produkcji zimowej umożliwia pełne zregenerowanie zapasu substancji odżywczych w strefie eufotycznej (Andrulewicz i in. 2008, Klains i in. 2013, Pastuszak i in. 2016). Do fitoplanktonu zaliczany jest również orzęsek (Ciliophora) *Mesodinium rubrum*. Od lat 90. XX wieku jego ilość w fitoplanktonie Zatoki Gdańskiej wzrasta (zwłaszcza podczas wiosennych zakwitów bruzdnic) (Hansen i Fenchel 2006, Ameryk i in. 2012). Badania składu gatunkowego i biomasy fitoplanktonu w Bałtyku Właściwym wskazują w ostatnich latach na spadek biomasy okrzemek i równoczesny wzrost biomasy bruzdnic w okresie zakwitów (Wasmund i Uhlig 2003).

W skład mezozooplanktonu wchodzą zwierzęce organizmy pelagiczne o wielkości ciała od 0,2 do 2,0 mm. W POM reprezentują je drobne organizmy zwierzęce całe życie spędzające w toni wodnej (holoplankton), głównie skorupiaki – widłonogi (Copepoda) i wioślarki (Cladocera), a także wrotki (Rotifera) oraz organizmy czasowo przebywające w toni wodnej (meroplankton), tj. stadia larwalne ryb, wieloszczetów, wyższych skorupiaków i mięczaków (Telesh i in. 2008). Skład taksonomiczny mezozooplanktonu w POM jest ubogi i wynika ze stosunkowo niewielkiego zasolenia wynoszącego w tej części Bałtyku od około 7,0 PSU do około 7,5 PSU. W POM notuje się zazwyczaj kilkanaście gatunków mezozooplanktonu pojawiających się regularnie, podczas gdy w południowo-zachodnim rejonie Bałtyku, gdzie zasolenie wynosi powyżej 10 [PSS'78] ich liczba wynosi około 30 (Andrulewicz i in. 1998). Większość biomasy mezozooplanktonu tworzą gatunki euryhalinowe morskie: widłonogi *Temora longicornis*, trzy gatunki z rodzaju Acartia i *Pseudocalanus acuspes* oraz wioślarki: *Bosmina coregoni*, *Evadne nordmanni* i *Pleopsis polyphaemoides.* Sezonowo, istotnym składnikiem mezozooplanktonu są także wrotki – *Synchaeta* spp. masowo pojawiające się zazwyczaj w maju i *Keratella* spp. pojawiające się pod koniec lata (Wiktor 1990, Andrulewicz i in. 1998). W rejonach ujść dużych rzek i w strefie przybrzeżnej,



ważnym składnikiem mezozooplanktonu są także euryhalinowe gatunki słodkowodne, np. słodkowodne wrotki i wioślarki (Chojnacki 1984, Koszteyn 1985, Wiktor 1990). Kolejnym parametrem środowiska, który ma duże znaczenie w kształtowaniu składu taksonomicznego oraz ilościowego (liczebność i biomasa) mezozooplanktonu jest temperatura wody, której sezonowe wahania wynikają głównie ze zmian temperatury powietrza. Zmiany temperatury wody wpływają bezpośrednio na skład mezozooplanktonu – w okresie miesięcy zimowych licznie pojawiają się taksony zimnolubne, takie jak widłonóg *Pseudocalanus elongatus* i ogonica *Fritillaria borealis*, natomiast w lecie licznie pojawiają się ciepłolubne wioślarki, szczególnie *Bosmina coregoni* (Mańkowski 1978, Chojnacki 1984). Temperatura wody wpływa na skład mezozooplanktonu także w sposób pośredni, ponieważ determinuje ona rozwój fitoplanktonu – bazy pokarmowej części mezozooplanktonu. W okresie wiosennym i letnim, kiedy zasoby fitoplanktonu zwiększają się, wzrasta również liczebność i biomasa żerujących na nim wrotków i wioślarek (Chojnacki 1984, Wiktor 1990). Sezonowe zmiany składu taksonomicznego i ilościowego mezozooplanktonu są najwyraźniejsze w wodach płytkich, a w obszarach głębokich powyżej warstwy termokliny, gdzie wahania temperatury są największe. Skład mezozooplanktonu uzależniony jest także od uwarunkowań lokalnych i zdarzeń epizodycznych. Pierwszy z tych czynników to dopływ wód słodkich wnoszonych przez rzeki i lokalny spadek zasolenia wód morskich, którego wynikiem jest obecność w wodach morskich słodkowodnych gatunków mezozooplanktonu, np. wioślarek i wrotków. Drugi czynnik to wlewy wód słonych z Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie. Ich zasięg może objawiać się okresowym występowaniem w POM gatunków słonowodnych, takich jak *Oithona similis* (Krzymiński 2017).

W składzie mezozooplanktonu w podakwenie Basen Gdański dominują, tak jak i w pozostałej części POM, widłonogi, wioślarki, wrotki i meroplankton (dane PMŚ za lata 2011-2016). Wśród widłonogów największą liczebnością i biomasą charakteryzują się taksony z rodzaju Acartia – *A. longiremis*, *A. bifilosa* i *A. tonsa* (kolejność począwszy od taksonu charakteryzującego się najwyższymi wartościami liczebności i biomasy), *Pseudocalanus elongatus*, *P. minutus* i *Temora longicornis*. Poza tymi gatunkami w Basenie Gdańskim występują regularnie, choć w mniejszych ilościach, *Eurytemora* sp. i *Oithona similis*. Wśród wioślarek najliczniej występują *Bosmina coregoni* i *Evadne nordmanni*. Sezonowo, w dużej liczebności, pojawiają się wrotki z rodzajów *Synchaeta* i *Keratella*. Podobnie jak wrotki, w składzie mezozooplanktonu okresowo mogą pojawiać się przedstawiciele meroplanktonu, wśród których najwięcej notuje się larw małży Bivalvia i wieloszczetów Polychaeta i w mniejszej ilości wąsonogów Cirripedia oraz ślimaków Gastropoda.

W polskiej strefie Bałtyku rozkład stężeń chlorofilu-a w wodzie morskiej jest nierównomierny. Obserwuje się zdecydowany gradient malejący od lądu, od strefy wód przejściowych i przybrzeżnych – w kierunku obszarów otwartego morza (Łysiak-Pastuszak i in. 2009, Kraśniewski i Łysiak-Pastuszak 2012). Najwyższe stężenia chlorofilu-a, a więc najwyższe wartości biomasy fitoplanktonu notowane są w zalewach przymorskich (np. Łysiak-Pastuszak 2012, Łysiak-Pastuszak i in. 2016). Pomiary chlorofilu-a w ramach monitoringu wód Bałtyku wykonywane są w strefie otwartego morza od 1993 r., a w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych zostały włączone do monitoringu dopiero w 1999 r. wraz z rozpoczęciem w wodach polskich programu monitoringu zgodnego z HELCOM COMBINE. W latach 1999-2005 stwierdzono wzrost stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (czerwiec-wrzesień) i w kilku podakwenach w POM wykazano istotne statystycznie trendy zmian zawartości chlorofilu-a o tej porze roku, które utrzymywały się w dłuższym przedziale czasowym, np. w obszarze Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Kraśniewski i in. 2011).

W dziesięcioleciu 2006-2015 (Łysiak-Pastuszak i in. 2016) nie obserwowano już wzrostu stężeń chlorofilu-a w wodach morskich w miesiącach letnich w postaci istotnych statystycznie dodatnich trendów, które notowano w poprzednich latach, w wielu regionach nadal występowały jednak tendencje wzrostowe, także w odniesieniu do średnich rocznych stężeń. Generalnie, średnie stężenia roczne chlorofilu-a w otwartych wodach Bałtyku wykazują większą stabilność niż stężenia w okresie lata, na co wpływ mają przede wszystkim warunki meteorologiczne. Przykładowo, w latach 2002-2008 w polskiej strefie Bałtyku zanotowano szereg niezwykle intensywnych zakwitów sinic osiągających np. w sierpniu 2007 r. we Wschodnim Basenie

Gotlandzkim biomasę 9741,3 $mm^3 \cdot m^{-3}$, co stanowiło 95,4% całkowitej biomasy fitoplanktonu (Kraśniewski i in. 2012).

W aktualnie ocenianym okresie (lata 2011-2016) pomiary zawartości chlorofilu-a prowadzą do wniosku o pewnej stabilizacji - mimo utrzymujących się tendencji wzrostu stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich. W zasadzie nie obserwuje się istotnych statystycznie trendów zmian. W niektórych regionach polskiej strefy Bałtyku, np. w zachodniej części strefy płytkowodnej środkowego Wybrzeża czy we Wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140), pojawiły się nawet tendencje spadku stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (Łysiak-Pastuszak i in. 2016).

1.5. Gatunki nierodzime w Polskich Obszarach Morskich



Terminem gatunek nierodzimy lub obcy (ang. non-indigenous species, NIS, alien species, non-native, allochthonus) określa się gatunek, podgatunek lub niższy poziom taksonomiczny, który został wprowadzony poza jego naturalny zasięg występowania oraz poza jego naturalny potencjał rozprzestrzeniania. Dotyczy to każdej formy organizmu, który może przetrwać, reprodukować się oraz stworzyć populację. Pojawienie się obcego gatunku w nowym rejonie zawsze związane jest z zamierzoną bądź niezamierzoną działalnością człowieka. Naturalne zmiany zasięgu występowania nie kwalifikują gatunku, jako obcego. Mogą natomiast pełnić istotną funkcję w dalszym rozprzestrzenianiu z miejsca introdukcji (Olenin i in., 2017).

Informacje te są bardzo istotne w kontekście uwzględnienia gatunków obcych jako jednego z istotnych elementów określających dobry stanu środowiska zgodnie z załącznikiem I do RDSM (cecha 2).

Zakwalifikowanie gatunku do kategorii obcego w danym regionie odbywa się na podstawie specjalnych kryteriów, zalecanych przez ekspertów współtworzących bazę AquaNIS. Baza AquaNIS to internetowa baza gatunków obcych Europy i przyległych regionów uznana przez HELCOM. Spełnienie przynajmniej 3-4 kryteriów pozwala na nadanie danemu gatunkowi statusu obcego, a najważniejsze z nich to:

1) przybycie nowego gatunku;
2) zasięg występowania o charakterze nieciągłym;
3) bardzo lokalne występowanie w pobliżu znanej drogi wprowadzenia gatunku (np. w porcie, marinie, pobliżu instalacji związanych z prowadzeniem akwakultury);
4) nagła ekspansja zasięgu występowania gatunku, który dotąd występował bardzo lokalnie, a jego obecny rozkład występowania byłby niemożliwy do osiągnięcia na drodze naturalnego rozproszenia;
5) zależność od gatunków nierodzimych (współistniejących z nimi na zasadzie komensalizmu lub pasożytnictwa);
6) istnieją genetyczne przesłanki, że gatunek jest przedstawicielem odległej populacji;
7) gatunek reprezentuje składnik grupy taksonomicznej, która nie jest wcale lub jest słabo reprezentowana na danym obszarze.

Ryby

Spośród gatunków obcej ichtiofauny, spełniających powyższe kryteria i zaobserwowanych w latach 2011-2016 w strefie przejściowej, przybrzeżnej oraz głębokomorskiej POM można wymienić:

1) babkę byczą *Neogobius melanostomus* i babkę szczupłą *Neogobius fluviatilis* – w POM obserwowane od końca ubiegłego wieku (Skóra i Stolarski 1993, Wandzel, 2003, Witkowski i Grabowska 2012, Lejk i in., 2013);

2) karpia *Cyprinus carpio* – obserwowany od 1200-1300 r. (Witkowski i Grabowska, 2012; Grabowska, Kotusz, Witkowski, 2010);

3) karasia srebrzystego *Carassius gibelio* – obserwowany od 1930-1933 r. (Witkowski i Grabowska, 2012);

4) sterleta *Acipenser ruthenus* – obserwowany od 1937 r. (Witkowski i Grabowska, 2012).

Powyższe gatunki występują w POM już od bardzo długiego czasu, wykraczając poza okres 2011-2016. Jeden gatunek, który pojawił się w połowach MIR-PIB prowadzonych podczas rejsu badawczego typu BITS-Q1 w lutym 2015 r., nie został wymieniony na powyższej liście, ponieważ był zgłoszony do weryfikacjj przez ekspertów bazy AquaNIS pod kątem identyfikacji taksonomicznej jak i spełniania kryteriów umożliwiających nadanie mu statusu NIS w Bałtyku. Istniała rozbieżność zdań czy jest to natywny dla Morza Bałtyckiego gatunek ostroboka pospolitego *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758) czy nierodzimy gatunek karanks chropik (chropik, trzogon chropawy) *Caranx rhonchus* Geoffroy Saint-Hilaire, 1817 (oba z tych gatunków należą do rodziny ostrobokowatych Carangidae). Naturalny zasięg występowania chropika sięga wschodniego Atlantyku (od Maroko do Angoli), włączając w to obszar Morza Śródziemnomorskiego wzdłuż wybrzeża afrykańskiego. Złowione w 2015 r. to osobniki młodociane. Biorąc pod uwagę kryteria bazy AquaNIS ryby te jak dotąd spełniają dwa kryteria: (1 i 7), a trzy inne (2, 4 i 6) były w dalszym ciągu analizowane. Po ostatecznej weryfikacji okazało się, że nie jest to nowy gatunek nierodzimy w związku z czym w okresie 2011-2016 w POM nie zaobserwowano żadnych nowych gatunków nierodzimych ichtiofauny.

Każdego roku w okresie 2011-2016 w połowach prowadzonych w POM obserwowane były ryby z grupy gatunków wizytujących Morze Bałtyckie, czyli tych, które migrują, głównie z Morza Północnego, ze względu na wyraźne zmiany wartości parametrów hydrologicznych niektórych rejonów Bałtyku, które mogą być związane ze zmianami klimatycznymi. Niesprzyjające warunki środowiskowe, np. małe zasolenie, nie pozwalają tym gatunkom na założenie samowystarczalnej populacji w Morzu Bałtyckim. Rodzimym obszarem występowania gatunków wizytujących Morze Bałtyckie najczęściej jest rejon północno-wschodniego Atlantyku obejmujący Morze Północne. Ich przybycie do obszaru bałtyckiego zwykle (choć nie zawsze) związane jest z wlewami słonej wody i zawsze odbywa się drogą naturalną, niezwiązaną z działalnością człowieka. Dodatkową wspólną cechą tych gatunków, jest ciągły charakter zasięgu ich naturalnego występowania, czyli wpłynięcie do Morza Bałtyckiego nie powoduje przerwania ciągłości jego występowania. Przykłady gatunków obcych i wizytujących wymieniono w Tabela 1.5.1.

W poniższych tabelach (Tabela 1.5.2 – Tabela 1.5.7) przedstawiono obserwacje ryb z rodzaju gatunków obcych i wizytujących z różnego rodzaju połowów prowadzonych w POM w latach 2011-2016 w ramach badań własnych MIR-PIB oraz prowadzonych w ramach umów z GIOŚ.

Tabela 1.5.1. Wykaz gatunków obcych oraz wizytujących zaobserwowanych w badaniach własnych MIR-PIB w latach 2011-2016 wykonanych w POM.

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
babka szczupła	*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)	Grabowska, J., J. Kotusz, A. Witkowski 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. Folia Zool., 59 (1); 73-85.
		Lejk, A. M., M. Żdanowicz, M. R. Sapota, I. Psuty 2013. The settlement of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) in Vistula River estuaries (southern Baltic Sea, Poland). J. Appl. Ichthyol., 29; 1154-1157.
		Psuty, I. 2010. Natural, social, economical and political influences on fisheries: A review of the transitional area of the Polish waters of the Vistula Lagoon. Marine Pollution Bulletin, 61; 162-177.
		Grygiel, W. 2016. Rare and protected fish species in the Polish commercial catches, monitored by the institute observers in the Baltic Sea (2013-2015). Presentation and summary at the WGCATCH meeting in Oostende; 07-11.11.2016; 14 pp.
		Grygiel, W. 2017. Ryby rzadko spotykane, mało liczne i chronione w południowym Bałtyku - na podstawie monitorowanych (2013-2015) polskich połowów komercyjnych. Wiadomości Rybackie, nr 3-4 (216) 2017, Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 18-21.
babka bycza	*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)	Czugała, A., A. Woźniczka 2010. The River Odra estuary - another Baltic Sea area colonized by the round goby *Neogobius melanostomus* Pallas, 1811. Aquatic Invasions, vol. 5 (Suppl. 1); 61-65; http://www.aquaticinvasions.net/2010/Supplement/AI_2010_5_S1_Czu
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 - Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.
		Grygiel, W. 2006. Struktura gatunkowa i długościowa ryb bałtyckich w połowach badawczych r.v. "Baltica" (listopad 2005 r.). Wiadomości Rybackie, nr 3-4(150), Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 9-12.
		Grygiel, W. 2007. Round goby (*Apollonia melanostomus* Pallas, 1811) 'semi-domestic' species in the Gulf of Gdansk (the southern Baltic; 1993-2004). ICES CM 2007/E:30.
		Grygiel, W. 2008. Gatunki inwazyjne w Morzu Bałtyckim, ze szczególnym uwzględnieniem babki byczej. Wiadomości Rybackie nr 7/8 (164), Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 18-22.
		Kostrzewa, J., M. Grabowski, G. Zięba 2004. Nowe inwazyjne gatunki ryb w wodach Polski. Archives of Polish Fisheries, 12 (suppl. 2); 21-34.
		Kuczyński, J. 1995. Babka krągła *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) - emigrant z basenu ponto-kaspijskiego w Zatoce Gdańskiej. Biul. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 2(135); 68-71.
		Sapota, M. R. 2005. Biologia i ekologia babki byczej Neogobius melanostomus (Pallas 1811), gatunku inwazyjnego w Zatoce Gdańskiej. Monografia, Wydaw. Uniwersytet Gdański, Gdańsk; 117 s.
		Sapota, M. R., K. E. Skóra 2005. Spreading of alien (non-indigenous) fish species *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic). Biological Invasions, 7(2); 157-164.
		Sapota, M. R. 2012. NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Neogobius melanostomus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS, www.nobanis.org; access 28.09.2014.
		Skóra, K. E., J. Stolarski 1993. New fish species in the Gulf of Gdansk, *Neogobius* sp. [cf. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811)]. Bull. Sea Fish. Inst., Gdynia, 1(128); 83-84.
		Skóra, K. E., J. Stolarski 1995. Round goby - a fishy invader. WWF Baltic Bull. 1/95; 46-47.
		Skóra, K. E., J. Stolarski 1996. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811) a new immigrant species in the Baltic Sea. Estuarine ecosystems and species. Proceedings of the Second International Estuary Symposium, Gdańsk, 18-22.10.1993. Crangon Iss. MBC, Gdynia, 1; 101-108.
		Skóra, K., S. Olenin and S. Gollasch 1999. *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811). pp. 69-73, [in:] S. Gollasch, D. Michin, H. Rosenthal and M. Voight (eds.)

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
		"Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact". Logos Verlag, Berlin.
		Skóra, K. 2005. Problem polskiego nazewnictwa dla *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814). Rocznik Helski, t. III; 31-37.
		Skóra, K. 2008a. Babka bycza w Szwecji. Stacja Morska Inst. Ocean. w Helu, Uniw. Gdański; http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/babkabyczaSWE.
		Skóra, K. 2008b. *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) - babka bycza. [w:] Gatunki obce w faunie Polski. Prac. zbior. pod redakcją: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz; IOP PAN, Kraków, http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/default.asp?nazwa=opis&id=101&je=pl.
		Wandzel, T. 2003a. Babka okrągła *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) - nowy komponent ichtiocenozy południowego Bałtyku. Rola w ekosystemie i rybołówstwie. Monografia, Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 76 s.
witlinek	*Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758)	Demel, K. 1933. Wykaz bezkręgowców i ryb Bałtyku naszego. Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici, Warszawa, t. II, nr 13; 121-136.
		Demel, K. 1947. Biologia ryb Bałtyku. Monografia. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 155 s.
		Gąsowska, M. i in. 1962. Popiel, J. - *Engraulidae*, s. 45-47, [w:] Klucze do oznaczania kręgowców Polski. Część I, Krągłouste i ryby Cyclostomi et Pisces. PWN, Warszawa, Kraków, opracowanie zbiorowe pod redakcją M. Gąsowskiej, PAN, Kraków; 240 s.
		Grabowska, J., M. Grabowski 2013. Ilustrowana encyklopedia ryb Polski. Dorszowate. Dom Wydawniczy PWN, wyd. I, 272 s.
		Grygiel, W., A. Grelowski, M. Zalewski 2004. Charakterystyka połowów badawczych ryb i warunków hydrologiczno-meteorologicznych w lutym-marcu 2004 r. w POM (raport z rejs r.v. „Baltica", 16.02-02.03. 2004 r.). Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 35 s., maszyn. powiel.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Grygiel, W. 2009. Sardela europejska (*Engraulis encrasicolus* Linneaus, 1758) – tymczasowy 'przybysz' w POM. Wiadomości Rybackie nr 1-2 (167) 2009, Pismo Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni; 15-20.
		Grygiel, W., T. Wodzinowski 2011. The report from the Danish-Polish-German multidisciplinary survey on the Polish r/v "Baltica" (14-27.06.2011). Cruise report, NMFRI, Gdynia; 34 pp. mimeo.
		Mańkowski, W. 1951. Zmiany biologiczne w Bałtyku w ciągu ostatnich lat pięćdziesięciu. Prace Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 6; 1-24.
		Plikšs, M., Ē. Aleksejevs 1998. Zivis. Latvijas Daba, Edit. Gandrs, Riga; 304 pp.
		Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repečka, M. Plikshs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/Mini:11; 15 pp.
		Grygiel, W. 2016. Popularne i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - występowanie i zróżnicowanie nazw (część 2). Wiadomości Rybackie nr 1-2 (209), Pismo Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 19-23.
makrela atlantycka	*Scomber scombrus* Linnaeus, 1758	Demel, K. 1924. O makreli w naszem morzu. Rybak Polski, Bydgoszcz, 5; 461-463.
		Gąsowska, M. i in. 1962. Klucze do oznaczania kręgowców Polski. Część I, Krągłouste i ryby *Cyclostomi et Pisces*. s. 180-181, J. Popiel - Rodzina makrelowate. PWN, Warszawa, Kraków, opracowanie zbiorowe pod redakcją M. Gąsowskiej, PAN, Kraków.
		Goszczyńska, M. 2000. Makrela – cenna ryba z Atlantyku. Magazyn Przemysłu Rybnego nr 1(13), Rybołówstwo Morskie; s. 40.
		Grabowska, J., M. Grabowski 2013. Makrelowate (*Scombridae*), s. 208-209, [w:] Ilustrowana encyklopedia ryb Polski. Dom Wydawniczy PWN, wyd. I; 272 s.
		Grygiel, W. 1997. Struktura gatunkowa ryb w polskich, dennych połowach badawczych na Bałtyku (1976-1991). Raporty Mor. Inst. Ryb. 1997, Gdynia (mimeo).

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 - Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Grygiel, W. 2013. Sprawozdanie z wykonania zadań naukowo-badawczych podczas polskiego rejsu typu BIAS, nr 16/2013/MIR, na statku „Baltica", w dniach 16.09. - 04.10. 2013 r. Mor. Inst. Ryb. – Państw. Inst. Badaw., Gdynia, 16 s. (mimeo).
		Rembiszewski, J. M., H. Rolik 1975. Krągłouste i ryby *Cyclostomata et Pisces*. Katalog Fauny Polski, nr 24, PAN – Inst. Zoologii, PWN, Warszawa; 251 s.
		Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repečka, M. Plikshs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/Mini:11; 15 pp.
		Wyszyński, M., T. Łączkowski, A. Grelowski 2012. Badania akustyczne zasobów ryb śledziowatych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku. Raport z rejsu r.v. „Baltica" we wrześniu 2012 r., Mor. Inst. Ryb. – PIB, Gdynia; 33 s., mimeo.
sardela europejska	*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus,1758)	Draganik, B., M. Wyszyński 2004. The European anchovy (*Engraulis encrasicolus* [L.]) in the Baltic Sea. Bull. Sea Fish. Inst., Gdynia, 2(162); 53-58.
		Gąsowska, M. i in. 1962. Popiel, J. - *Engraulidae*, s. 45-47, [w:] Klucze do oznaczania kręgowców Polski. Część I, Krągłouste i ryby Cyclostomi et Pisces. PWN, Warszawa, Kraków, opracowanie zbiorowe pod redakcją M. Gąsowskiej, PAN, Kraków; 240 s.
		Grygiel, W., A. Grelowski, M. Zalewski 2004. Charakterystyka połowów badawczych ryb i warunków hydrologiczno-meteorologicznych w lutym-marcu 2004 r. wPOM (raport z rejs r.v. „Baltica", 16.02-02.03. 2004 r.). Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 35 s., maszyn. powiel.
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 – Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Grygiel, W. 2009. Sardela europejska (*Engraulis encrasicolus* Linneaus, 1758) – tymczasowy 'przybysz' w POM. Wiadomości Rybackie nr 1-2 (167), 2009, Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 15-20.
		Mańkowski, W. 1951. Zmiany biologiczne w Bałtyku w ciągu ostatnich lat pięćdziesięciu. Prace Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 6; 1-24.
		Nikolajev, J. J. 1950. Biologiczeskije pokazateli osolonienija Baltijskogo moria. Priroda 30; 5.
		Ojaveer, E., E. Pihu, T. Saat (eds.) 2003. Fishes of Estonia. Estonian Academy Publishers (the collective study), ISBN 9985-50-357-0; Tallinn; 416 pp.; I. Veldre; Family *Engraulidae*; 89-90.
		Pisańska, I. 2001. Sardela. Przystanek kulinarny 2000-2001. http://www.pk.linux.gda.pl/sardela/ sardela.html.
		Plikšs, M., Ē. Aleksejevs 1998. Zivis. Latvijas Daba, Edit. Gandrs, Riga; 304 pp.
		Skóra, K. 1996. A comparison of changes in the composition of fish catches in the Polish lagoons in 1960-1989. [in:] Proceedings of Polish-Swedish Symposium on Baltic Coastal Fisheries. Resources and management. Gdynia, 2-3 April 1996; 225-241.
		Skóra, K. 2003. Niehelskie anchovies. Stacja Morska Inst. Ocean. Uniwersytetu Gdańskiego w Helu; hel.univ.gda.pl/aktu/2003/anchovies.htm.
zimnica	*Limanda limanda*	Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 - Alien Fish Species

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
	(Linnaeus, 1758)	Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in: XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume], p. 179.
		Grygiel, W., A. Grelowski 2006. Research report from the r.v. "Baltica" BITS 4Q survey in the Polish EEZ (November 2005). Working paper on the WGBIFS meeting in Copenhagen, 03-07.04.2006; 17 pp., [in:] ICES CM 2006/LRC:07, Ref. ACFM, BCC, RMC.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Grygiel, W. 2009. Niektóre obce i rzadkie gatunki ryb w polskich połowach na Bałtyku. Wiadomości Rybackie, 3-4(168)/2009, Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 11-14.
		Grygiel, W., T. Wodzinowski 2011. The report from the Danish-Polish-German multidisciplinary survey on the Polish r/v "Baltica" (14-27.06.2011). Cruise report, NMFRI, Gdynia; 34 pp. (mimeo).
		Grygiel, W. 2013. Stornia i gatunki pokrewne w Bałtyku. Wiadomości Rybackie, nr 9-10 (195); Pismo Mor. Inst. Ryb. - Państw. Inst. Badaw., Gdynia; 14-18.
		Jackowski, E. 2002. Ryby Zatoki Puckiej. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, monografia rybacka; 108 s.
		Muus, B., P. Dahlström 1978. Meeresfische der Ostsee, der Nordsee, des Atlantiks. BLV Verlagsgesellschaft, München; 244 p.
		Pliszka, F. 1964. Biologia ryb. PWR i L, Warszawa; 334 s.
		Skóra, K. 2008. "Przyrodnicy donoszą ..." http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/przyrdonosz.htm; Stacja Morska IO UG, Hel.
czarniak	*Pollachius virens* (Linnaeus, 1758)	Grygiel, W. and B. Witalis 2014. Research report from the Baltic International Trawl Survey (BITS-1Q) in the Polish marine waters (r.v. "Baltica"; 10.02. – 02.03.2014). Working paper on the WGBIFS meeting in Gdynia (Poland); 24-28.03.2014. [in:] Report of the Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS), ICES CM 2014/SSGESST:13, Annex 7; 162-181 pp.
		Rembiszewski, J. M., H. Rolik 1975. Krągłouste i ryby *Cyclostomata et Pisces*. Katalog Fauny Polski, nr 24, PAN – Inst. Zoologii, PWN, Warszawa; 251 s.
		Pliszka, F. 1964. Biologia ryb. PWR i L, Warszawa; 334 s.
		Demel, K. 1933. Wykaz bezkręgowców i ryb Bałtyku naszego. Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici, Warszawa, t. II, nr 13; 121-136.
		Demel, K. 1947. Biologia ryb Bałtyku. Monografia. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 155 s.
		Krzykawski, S., B. Więcaszek, S. Keszka 2001b. The taxonomic revue of representatives of the extremely rare species in Polish waters, collected within 1993-1999. Folia Univ. Agric. Stetin, 218 *Piscaria* (28): 53-62.
		Lampart-Kałużniacka, M., T. Heese, A. Sokalska, M. Arciszewski 2007. Obce i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku – plaga czy sygnał zmian klimatu? [w:] Konferencja szkoleniowa „Ichtiologia dawniej i dziś"; 19-20.04. 2007 r., Olsztyn, s. 32.
		Skóra, K. 2007. Czarniak z ... wkładką. Stacja Morska Inst. Ocean. Uniwersytetu Gdańskiego w Helu; http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2007/czarniak.htm.
		Karaś, D. 2007. Atlantycki czarniak wpłynął do Bałtyku. Gazeta Wyborcza Trójmiasto (Gdańsk), nr 60, wydanie z dnia 12/03/2007, Wydarzenia, str. 5.
		Grygiel, W. 2016. Popularne i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - występowanie i zróżnicowanie nazw (część 2). Wiadomości Rybackie nr 1-2 (209), Pismo Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 19-23.
ostrobok pospolity	*Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758)	Elwertowski, J. 1957. Biologiczna charakterystyka polskich połowów szprota w Bałtyku Południowym w latach 1950-1954. Pr. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 9; 175-219.
		Grygiel, W. 1997. Struktura gatunkowa ryb w polskich, dennych połowach badawczych na Bałtyku (1976-1991). Raporty Mor. Inst. Ryb. 1997, Gdynia (mimeo).
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
		2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 - Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Lampart-Kałużniacka, M., T. Heese, A. Sokalska, M. Arciszewski 2007. Obce i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - plaga czy sygnał zmian klimatu? [w:] Konferencja szkoleniowa "Ichtiologia dawniej i dziś"; 19-20.04.2007, Olsztyn, s. 32.
		Mańkowski, W. 1951. Zmiany biologiczne w Bałtyku w ciągu ostatnich lat pięćdziesięciu. Prace Mor. Inst. Ryb. w Gdyni, 6, Wydaw. Morskie, Gdańsk; 95-118.
		Rembiszewski, J. M., H. Rolik 1975. Krągłouste i ryby Cyclostomata et Pisces. Katalog Fauny Polski, nr 24, PAN - Inst. Zoologii, PWN, Warszawa; 251 s.
		Siedlecki, M. 1947. Ryby morskie częściej poławiane na Bałtyku i północnym Atlantyku. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, monografia, wyd. II; 149 s.
		Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repečka, M. Plikshs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/Mini:11; 15 pp.
plamiak	*Melanogrammus aeglefinus* (Linnaeus, 1758)	Grygiel, W., T. Wodzinowski 2013. Research report from the Baltic International Trawl Survey (BITS-4q) in the Polish part of the southern Baltic (16-28 Nov. 2012). Working paper on the WGBIFS meeting in Tartu (Estonia); 21-25.03.2013; [in:] ICES CM 2013/SSGESST:08; Annex 7; 145-164.
		Chmielewski, T. 2010b. Plamiak. Wielki Portal Wędkarski „Rybie oko. Ryby on-line". http://pl.wikipedia.org/wiki/Plamiak.
		Mańkowski, W. 1951. Ichtiologia dla rybaków morskich. Wydaw. Morskie, Gdańsk, 152 s.
		Rembiszewski, J. M., H. Rolik 1975. Krągłouste i ryby *Cyclostomata et Pisces*. Katalog Fauny Polski, nr 24, PAN – Inst. Zoologii, PWN, Warszawa; 251 s.
		Grabowska, J., M. Grabowski 2013. Ilustrowana encyklopedia ryb Polski. Dorszowate. Dom Wydawniczy PWN, wyd. I, 272 s.
		Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repečka, M. Plikshs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/Mini:11; 15 pp.
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 – Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.
		Grygiel, W., A. Kurowicki, A. Grelowski 2002. Charakterystyka połowów badawczych ryb i warunków hydrologiczno-meteorologicznych w POM (rejs r.v. „Baltica", 18.02-21.03. 2002 r.). Opracowanie wyników rejsu, Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 33 s., maszyn. powiel.
		Konkol, M. 2008. Plamiak i kolejna brzana. Stacja Morska w Helu, Inst. Ocean. Uniw. Gdańskiego; http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/plamiakibrzana.htm.
		Radtke, K., T. Wodzinowski, W. Grygiel 2009. Research report from the Polish r/v "Baltica" the Baltic International Trawl Survey in February 2009. Working paper on the WGBIFS meeting in Lysekil (Sweden); 30.03. – 03.04.2009; 17 pp; ICES CM 2009/LRC:05, Ref.: TGISUR, ACOM.
		Trella, K., L. Szymanek and W. Grygiel 2010. Research report from the Baltic International Trawl Survey (BITS Q1) in the Polish EEZ (10-27.02.2010). Working paper on the WGBIFS meeting in Klaipeda (Lithuania); 22-26.03.2010; [in:] ICES CM 2010/SSGESST:07, Annex 6; REF. SCICOM, WGISUR, ACOM; pp. 263-277.
		Grygiel, W. 2016. Popularne i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - występowanie i zróżnicowanie nazw (część 2). Wiadomości Rybackie nr 1-2 (209), Pismo Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 19-23.

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
karlik	*Trisopterus minutus* (Linnaeus, 1758)	Grygiel, W. 2015. Popularne i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - zróżnicowanie nazw (część 1). Wiadomości Rybackie, nr 5-6; Pismo Mor. Inst. Ryb.-PIB, Gdynia; 16-21.
morszczuk europejski	*Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758)	Grygiel, W. 2009. „Tymczasowi przybysze" w polskich połowach ryb na Bałtyku. *Wiadomości Rybackie* nr 7-8(170)/2009, Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 16-18.
		Lampart-Kałużniacka, M., T. Heese, A. Sokalska, M. Arciszewski 2007. Obce i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - plaga czy sygnał zmian klimatu? [w:] Konferencja szkoleniowa "Ichtiologia dawniej i dziś"; 19-20.04.2007, Katedra Zoologii, Wydz. Biologii, UWM, Olsztyn; s. 32.
sola zwyczajna	*Solea solea* (Linnaeus, 1758)	Skóra, K. 1998. Chelon *Chelon labrosus* (Risso). Stacja Mor. Inst. Oceano. Uniw. Gdańskiego; http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/archiwum/ch.html.
		Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repecka, M. Plikshs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES CM 2000/Mini:11; 15 pp.
		Siedlecki, M. 1947. Ryby morskie częściej poławiane na Bałtyku i północnym Atlantyku. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, monografia, wyd. II; 149 s.
		Grygiel, W. 2016. Rare and protected fish species in the Polish commercial catches, monitored by the institute observers in the Baltic Sea (2013-2015). Presentation and summary at the WGCATCH meeting in Oostende; 07-11.11.2016; 14 pp.
		Grygiel, W. 2017. Ryby rzadko spotykane, mało liczne i chronione w południowym Bałtyku - na podstawie monitorowanych (2013-2015) polskich połowów komercyjnych. Wiadomości Rybackie, nr 3-4 (216) 2017, Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 18-21.

Tabela 1.5.2. Dane z polskich połowów komercyjnych w latach 2013-2015 monitorowanych przez obserwatorów naukowych z MIR-PIB, Gdynia (według W. Grygiel, MIR-PIB). Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki obce w Bałtyku.

		2013	**2014**	**2015**	**Razem**	**Miesiąc wystąpienia rekordu**
babka bycza	połów (kg)	13,75	30,86	6,17	50,78	4, 6-11
	połów (liczba osobników)	224	415	114	753	
	liczba rekordów	9	17	6	32	
babka szczupła (babka rzeczna)	połów (kg)	0,05		0,02	0,07	7, 9
	połów (liczba osobników)	2		1	3	
	liczba rekordów	2		1	3	
witlinek	połów (kg)	97,94	228,24	345,23	671,41	1-12 (exlc. 9)
	połów (liczba osobników)	214	623	1905	2742	
	liczba rekordów	10	23	23	56	
sardela europejska	połów (kg)			509,44	509,44	2-4, 12
	połów (liczba osobników)			30334	30334	
	liczba rekordów			10	10	
makrela atlantycka	połów (kg)	5,30	43,84	29,69	78,83	2-8
	połów (liczba osobników)	10	90	69	169	
	liczba rekordów	4	6	15	25	
czarniak	połów (kg)	0,40	53,81	6,11	60,32	1-2, 5-12
	połów (liczba osobników)	1	52	5	58	
	liczba rekordów	1	21	5	27	
ostrobok pospolity	połów (kg)			4,8	4,8	2
	połów (liczba osobników)			480	480	
	liczba rekordów			1	1	
plamiak	połów (kg)	1,00	0,26	0,59	1,85	6-8
	połów (liczba osobników)	1	1	1	3	
	liczba rekordów	1	1	1	3	
morszczuk zwyczajny syn. morszczuk europejski	połów (kg)		0,46	1,20	1,66	5, 8
	połów (liczba osobników)		1	1	2	
	liczba rekordów		1	1	2	
zimnica	połów (kg)	0,21	0,14	0,38	0,73	1-2, 7-8
	połów (liczba osobników)	1	1	2	4	
	liczba rekordów	1	1	2	4	
sola zwyczajna	połów (kg)			0,44	0,44	8
	połów (liczba osobników)			1	1	
	liczba rekordów			1	1	

Tabela 1.5.3. Wykaz gatunków ryb wizytujących złowionych w POM w rejsach badawczych typu BITS w latach 2011-2016 (według W. Grygiel, MIR-PIB).

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
witlinek	połów (kg)	0,55			0,39	1,14		2,08	6, 9, 10
	połów (liczba osobników)				2,00	6,00		8,00	
	liczba rekordów	5,00			2,00	4,00		11,00	
sardela europejska	połów (kg)					0,06		0,06	9
	połów (liczba osobników)					2,00		2,00	
	liczba rekordów					1,00		1,00	
makrela atlantycka	połów (kg)	0,26	1,95	1,06			3,43	6,69	9
	połów (liczba osobników)		7,00	3,00				10,00	
	liczba rekordów	1,00	6,00	2,00			1,00	10,00	

Tabela 1.5.4. Wykaz gatunków ryb obcych i wizytujących złowionych w POM w rejsach badawczych typu BITS w latach 2011-2016 (według W. Grygiel, MIR-PIB).

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
babka bycza	połów (kg)	0,10		0,07		0,08	0,43	0,69	2, 11
	połów (liczba osobników)					6	9*	15	
	liczba rekordów	1		2		3	11	17	
witlinek	połów (kg)	6,40	9,16	1,91	10,42	13,22	8,19	49,29	2, 11
	połów (liczba osobników)		4*	3*	39	58	19	123	
	liczba rekordów	16	9	5	11	16	12	69	
sardela europejska	połów (kg)	0,04		0,05	0,57	16,07	3,00	19,73	2, 11
	połów (liczba osobników)			3	39	423	39*	504	
	liczba rekordów	2		2	7	11	16	38	
makrela atlantycka	połów (kg)		1,10			0,26		1,35	2
	połów (liczba osobników)					2		2	
	liczba rekordów		1			2	2	5	
czarniak	połów (kg)				6,23			6,23	2, 11
	połów (liczba osobników)				10			10	
	liczba rekordów				7			7	
ostrobok pospolity	połów (kg)					0,42	2,00	2,42	2, 11
	połów (liczba osobników)					1	3*	4	
	liczba rekordów					1	3*	4	
plamiak	połów (kg)		0,36			0,42		0,78	2, 11
	połów (liczba osobników)		1			1		2	
	liczba rekordów		1			1		2	
zimnica	połów (kg)	0,18			0,06	0,06	0,17	0,47	2
	połów (liczba osobników)				1	1		2	

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
	liczba rekordów	1			1	1	1	4	
karlik	połów (kg)					0,03	0,07	0,10	2
	połów (liczba osobników)					1		1	
	liczba rekordów					1	1	2	

**Brak informacji z pierwszego kwartału.*

Tabela 1.5.5. Obserwacje gatunków wizytujących POM w latach 2011-2016 (według W. Grygiel).

Nazwa gatunkowa	**Nazwa łacińska**	**Obserwacja**
chelon grubowargi	*Chelon labrosus* (Risso, 1827)	W dniach 20-21 września 1998 r. w Zatoce Puckiej złowiono chelona o długości 64 cm i masie 2,61 kg (po wypatroszeniu; Skóra 1998). Za Grygiel (2009) - w dniu 14 listopada 2007 r. w północnej części Jeziora Dąbie (k/Szczecina) - na północ od Stołczyna, polscy rybacy żakami węgorzowymi złowili chelona (wiek 2+) o długości całkowitej 26,7 cm i masie 176,8 g (według P. Czerniejewski – personal communication). W ww. okresie rybacy ze Świnoujścia także złowili chelona.
ostrosz	*Trachinus draco* (Linnaeus, 1758)	W dniu 1 sierpnia 2016 r. kuter UST-52, w kwadracie rybackim N-7, dorszową siecią stawną złowił ostrosza o długości 21 cm i masie 70 g (dane MIR-PIB, Gdynia). Ostrosze bardzo rzadko spotykane są w polskich wodach Bałtyku (Kraczkiewicz 1971, Obara 2009, Skóra 2009, Grygiel 2015). W dniu 17 września 2008 r. w Skagerraku (Norwegia) w trakcie kalibracji akustycznej na r/v "Baltica", wędką złowiono ostrosza o długości 40 cm (W. Grygiel - personal communication).
pelamida	*Sarda sarda* (Bloch, 1793)	Złowiona w żak, w Zatoce Puckiej między Kuźnicą a Jastarnią, dnia 24 sierpnia 2016 r. przez załogę kutra JAS-107, mierzyła około 50 cm długości, ważyła około 2 kg. Kilka dni wcześniej załoga kutra KUŹ-47 także złowiła pelamidę (S. Smoliński - personal communication).
samogłów	*Mola mola* Linnaeus, 1758	Według M. Bała (2016) młodą rybę około 60 cm długości w Zatoce Puckiej złowili rybacy z Kuźnicy w 2014 r. Pojedyncze małe, młode osobniki samogłowa bardzo sporadycznie występowały także wcześniej w wodach Bałtyku, w tym również u polskich wybrzeży (Siedlecki 1947, Skóra 2005, Anon. 2009a, 2010c za Skóra 2005). Według Grygiela (2010) - w dniu 12 października 2010 r. rybacy z kutra "ŁEB-12" k/Łeby złowili młodego osobnika o długości 75 cm i masie 17,2 kg.
włócznik	*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758	Za M. Bała (2016) - w 2015 i 2016 r. u polskich brzegów Bałtyku złowiono dwa włóczniki - 250 cm długości. W dniu 2 listopada 2005 r. polscy rybacy łodziowi z Unieścia netami dorszowymi złowili samca włócznika o długości całkowitej 189 cm i masie 30,5 kg (Wyszyński i Pelczarski 2005). W dniu 15 listopada 2015 r. załoga łodzi KRS-27 w południowej części łow. odrzańskiego złowiła włócznika o długości 239 cm (według MIR-PIB, 2015).
makrela atlantycka	*Scomber scombrus* Linnaeus, 1758	Gatunek obcy w POM, młode i dorosłe ryby okresowo wizytują POM. Na przykład - za W. Grygiel (2013) - w dniach 19 i 29 września 2013 r. podczas rejsu BIAS na r/v "Baltica" złowiono trzy makrele o długości 32 cm o łącznej masie 1,1 kg w rejonie południowej części Głębi Gdańskiej (głębokość 20-65 m od powierzchni) i w pobliżu Kołobrzegu (14-20 m od powierzchni).
morszczuk zwyczajny syn. morszczuk europejski	*Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758)	za Grygiel (2009) - rybacy z kutra „WŁA-112" w dniu 16 maja 2009 r. w trakcie połowów dorszy netami w Rynnie Słupskiej złowili morszczuka. Była to ryba 4 letnia, o długości całkowitej 57 cm i masie 1175 g (wypatroszona). Podobne dwa morszczuki znalazła załoga ww. kutra w innych, niemonitorowanych przez MIR połowach.

Tabela 1.5.6. Szczegółowy wykaz gatunków ryb obcych złowionych w jednolitych częściach wód przybrzeżnych i przejściowych w ramach umów z GIOŚ w latach 2011-2016 (MIR-PIB).

			2011	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
DZIWNA - SARBINOWO	babka bycza	połów (kg)	6,44					6,44	8
		połów (liczba osobników)	82					82	
DZIWNA - ŚWINA	babka bycza	połów (kg)	37,05					37,05	9
		połów (liczba osobników)	477					477	
JAROSŁAWIEC - SARBINOWO	babka bycza	połów (kg)	1,35			6,58		7,93	7, 8
		połów (liczba osobników)	17			74		91,00	
	karp	połów (kg)	0,26					0	7
		połów (liczba osobników)	1					1,00	
MIERZEJA WIŚLANA	babka bycza	połów (kg)	0,11					0	7
		połów (liczba osobników)	2					2,00	
PÓŁWYSEP HEL	babka bycza	połów (kg)	0,12					0,12	8
		połów (liczba osobników)	4					4	
ROWY - JAROSŁAWIEC WSCHÓD	babka bycza	połów (kg)	28,63					28,63	7
		połów (liczba osobników)	390					390	
ROWY - JAROSŁAWIEC ZACHÓD	babka bycza	połów (kg)	0,96					0,96	8
		połów (liczba osobników)	12					12,00	
WŁADYSŁAWOWO - JASTRZĘBIA GÓRA	babka bycza	połów (kg)	1,07					1	8

			2011	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
		połów (liczba osobników)	14					14,00	
UJŚCIE ŚWINY	babka bycza	połów (kg)	0,35					0	6
		połów (liczba osobników)	27					27,00	
UJŚCIE WISŁY PRZEKOP	babka bycza	połów (kg)	81,37		3,78	7,31		92,46	7, 8, 10
		połów (liczba osobników)	2855		98	369		3322	
	babka szczupła	połów (kg)	4,62			7,52		12,14	7, 8, 10
		połów (liczba osobników)	319			632		951	
ZALEW KAMIEŃSKI	karaś srebrzysty	połów (kg)	0,62					0,62	8
		połów (liczba osobników)	1					1,00	7, 8, 10, 11
ZALEW PUCKI	babka bycza	połów (kg)	444,30	132,45	67,59	108,35	414,09	1167	8
		połów (liczba osobników)	38203	10210	5027	9905	29409	92754,00	
	karaś srebrzysty	połów (kg)	8,72					9	8
		połów (liczba osobników)	69					69,00	
ZALEW SZCZECIŃSKI	babka bycza	połów (kg)	0,35		0,75	7,33		8	7, 8, 10
		połów (liczba osobników)	16		70	712		798,00	
	karaś srebrzysty	połów (kg)	0,13			0,29		0,42	7
		połów (liczba osobników)	1			1		2	
ZALEW WIŚLANY	babka bycza	połów (kg)	0,11		0,30	1,03	3,28	4,72	8, 1

			2011	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
		połów (liczba osobników)	2		38	133	231	404	
	babka szczupła	połów (kg)			0,13	0,14	1,82	2,10	8
		połów (liczba osobników)			13	17	141	171,00	
	karaś srebrzysty	połów (kg)	3,33		176,40	36,97	379,37	596	8
		połów (liczba osobników)	23		710	108	1033	1874,00	
	sterlet	połów (kg)	0,46					0	10
		połów (liczba osobników)	1					1,00	
ZATOKA GDAŃSKA WEWNĘTRZNA	babka bycza	połów (kg)	135,04		54,90	174,95		364,89	6, 7, 8, 10, 11
		połów (liczba osobników)	3027		2059	7634		12720,00	
	babka szczupła	połów (kg)	0,23			1,11		1	8
		połów (liczba osobników)	9			93		102,00	
ZATOKA PUCKA ZEWNĘTRZNA	babka bycza	połów (kg)	443,13	52,48	179,91	1043,30	1283,18	3002	7, 8, 9, 10, 11
		połów (liczba osobników)	14763	1538	10452	40363	54627	121743,00	

Tabela 1.5.7. Wykaz gatunków ryb obcych złowionych łącznie w jednolitych częściach wód przybrzeżnych i przejściowych w ramach umów z GIOŚ w latach 2011-2016 (MIR-PIB).

			2011	2013	2014	2015	2016
Łącznie jednolite części wód przybrzeżnych i przejściowych	babka bycza	połów (kg)	1180,39	184,93	307,23	1348,85	1700,93
		połów (liczba osobników)	59891	11748	17744	59191	84311
	babka szczupła	połów (kg)	4,84		0,13	8,77	1,82
		połów (liczba osobników)	328		13	742	141
	karaś srebrzysty	połów (kg)	12,80		176,40	37,27	379,37
		połów (liczba osobników)	94		710	109	1033
	sterlet	połów (kg)	0,46				
		połów (liczba osobników)	1				
	karp	połów (kg)	0,26				
		połów (liczba osobników)	1				

Fitoplankton, makrofity, makrozoobentos i zooplankton

Do 2011 r. zanotowano w obrębie POM 30 gatunków nierodzimych należących do grup fitoplanktonu, zooplanktonu, makrofitów, zoobentosu oraz awifauny (Tabela 1.5.8) (GIOŚ 2014).

Tabela 1.5.8. Wykaz gatunków obcych notowanych w POM do 2010 r.

Lp.	Nazwa gatunkowa	Pierwsza obserwacja w Polsce	Miejsce występowania w polskich obszarach morskich	Literatura/Źródło
FITOPLANKTON				
1.	*Alexandrium ostenfeldii*	2001 r.	Zalew Pucki	http://hel.univ.gda.pl/aktu/2003/luminescencja.htm; HELCOM (2004)
2.	*Prorocentrum minimum*	1989 r.	Zatoka Gdańska, wody otwarte Basenu Bornholmskiego	Olenina i in. (2010); Grzebyk i in. (2007); Report of the ICES (2009)
3.	*Pseudochattonella farcimen*	2001 r.	Zatoka Gdańska	Olenina i in. (2010); Report of the ICES; Łotocka (2009)
MAKROFITY				
4.	*Elodea canadensis*	1870 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	Garbacik-Wesołowska (1969); Pliński (1978)
5.	*Chara connivens*	1975 r.	Zalew Szczeciński Zalew Wiślany	Brzeska (inf. ustna); Pliński i in. (1978)
ZOOPLANKTON				
6.	*Acartia tonsa*	1925 r.	cały południowy Bałtyk	Rzoska (1938); Zaiko i in. (2011)

7.	*Cercopagis pengoi*	koniec lat. 90	Bałtyk właściwy, Zatoka Gdańska, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Żmudziński (1999); Zaiko i in. (2011); Olszewska (2006)
8.	*Mnemiopsis leidyi*	2007 r.	Zatoka Pucka, zachodnia część Zatoki Gdańskiej	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Zaiko i in. (2011); Janas i Zgrundo (2007)
ZOOBENTOS				
9.	*Anguillicola crassus*	1988 r.	Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska	Zaiko i in. (2011); biodiv.mos.gov.pl
10.	*Balanus improvisus*	1844 r.	cały południowy Bałtyk	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Zaiko i in. (2011)
11.	*Cordylophora caspia*	przed 1840 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	http://www.nobanis.org/NationalInfo.asp?countryID=PL&taxaID=195; Jażdżewski i Konopacka (2002)
12.	*Chaetogammarus ischnus*	1928 r.	Zalew Wiślany	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Jażdżewski i in. (2005); Grabowski i in. (2007)
13.	*Chelicorophium curvispinum*	1920 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	Jażdżewski i in. (2005); Jażdżewski i Konopacka (1995); Konopacka (2004)
14.	*Dikerogammarus villosus*	2003 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska	Jażdżewski i Konopacka (2000, 2002); Dobrzycka-Krahel i Rzemykowska (2010)
15.	*Dikerogammarus haemobaphes*	1996 r.	Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska	Konopacka (2004); Dobrzycka-Krahel i Rzemykowska (2010)
16.	*Dreissena polymorpha*	około 1800 r.	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Zaiko i in. (2011); Wiktor (1969); Stańczykowska i in. (2010)
17.	*Eriocheir sinensis*	1928 r.	wzdłuż Półwyspu Helskiego, Zatoka Pucka, Zatoka Gdańska, Zalew Szczeciński	Jażdżewski i in. (2005); Grabowski i in. (2005); Normant i in. (2000); Normant i in. (2002); Czerniejewski i Filipiak (2001)
18.	*Gammarus tigrinus*	1988 r.	Zatoka Pucka, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Grabowski i in. (2007); Packalen i in. (2008); Szaniawska i in. (2003); Jażdżewski i in. (2004); Jażdżewski i in. (2005)
19.	*Hemimysis anomala*	2005 r.	Zatoka Gdańska	Janas i Wysocki (2005)
20.	*Hypania invalida*	2010 r.	Zalew Szczeciński	Woźniczka i in. (2011)
21.	*Lithoglyphus naticoides*	1873 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	http://www.iop.krakow.pl/pckz
22.	*Marenzelleria neglecta*	1986 r.	cały południowy Bałtyk, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Zaiko i in. (2011); Warzocha i in. (2005); Ezhova i in. (2005); Bastrop i in. (1995); Gruszka (1991); Żmudziński i in. (1996)
23.	*Mya arenaria*	Średniowiecze	cały południowy Bałtyk	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Zaiko i in. (2011)
24.	*Obesogammarus crassus*	około 1990 r.	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zatoka Gdańska	Konopacka (2003, 2004); Konopacka i Jażdżewski (2002); Dobrzycka-Krahel i Rzemykowska (2010)
25.	*Orconectes limosus*	1890 r.	Ujście Odry, Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Zaiko i in. (2011)
26.	*Palaemon elegans*	2002 r.	Zatoka Gdańska, Zatoka Pomorska,	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Janas i in. (2004a); Grabowski (2006);

			Zalew Wiślany, wzdłuż otwartego wybrzeża	Janas i Bruska (2010)
27.	*Pontogammarus robustoides*	1988 r.	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zatoka Gdańska	Konopacka (2004); Dobrzycka-Krahel i Rzemykowska (2010)
28.	*Potamopyrgus antipodarum*	po 1900 r.	Zalew Szczeciński, Zatoka Gdańska	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Janas i in. (2004b); Zaiko i in. (2011)
29.	*Rhithropanopeus harrisi*	przed 1951 r.	Zatoka Gdańska, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Jażdżewski i in. (2005); Czerniejewski (2009)
AWIFAUNA				
30.	*Branta canadensis*	1935 r.	Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska	http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/; Meissner i Bzoma (2009)

W wyniku badań prowadzonych w ramach PMŚ w latach 2011-2016 w wodach przejściowych i przybrzeżnych, jak również w wodach otwartego morza zanotowano szereg gatunków nierodzimych, których występowanie przedstawiono w Tabela 1.5.9. W celach porównawczych gatunki zostały dodatkowo uporządkowane uwzględniając podział jednostek oceny, który został zastosowany we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego.

Tabela 1.5.9. Wykaz gatunków obcych fitoplanktonu, zooplanktonu oraz makrozoobentosu w obrębie POM w latach 2011-2016.

Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Basen Gdański	**33 Wody otwarte Zatoki Gdańskiej**	P110	*Marenzelleria neglecta*			x			x
		P110	*Cercopagis pengoi*						x
		P110	*Prorocentrum minimum*	x		x	x	x	x
		ZN4	*Mya arenaria*				x	x	
		ZN4	*Marenzelleria neglecta*		x	x	x	x	x
	35 Polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej	P104	*Marenzelleria neglecta*	x	x	x	x	x	x
		ZP6	*Balanus improvisus*		x	x	x	x	x
		ZP6	*Marenzelleria neglecta*		x	x	x	x	x
		ZP6	*Mya arenaria*		x	x	x	x	x
		ZP6	*Rhithropanopeus harrisii*		x		x		
		ZP6	*Acartia tonsa*					x	
		ZP6	*Cercopagis pengoi*			x	x	x	x
		ZP6	*Prorocentrum minimum*	x			x	x	x
		OM1P	*Balanus improvisus*					x	
		OM1P	*Marenzelleria neglecta*	x			x	x	
		OM1P	*Mya arenaria*	x				x	
		OM3P	*Dreissena polymorpha*				x		
		OM3P	*Marenzelleria neglecta*	x			x	x	
		OM3P	*Mya arenaria*	x			x	x	
		T12P	*Mya arenaria*	x					
		T6aP	*Balanus improvisus*				x	x	

Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
		T6aP	*Marenzelleria neglecta*					x	
		T6aP	*Mya arenaria*					x	
		T6P	*Marenzelleria neglecta*	x					
		T6P	*Mya arenaria*	x					
		ZGP	*Balanus improvisus*				x		
		ZGP	*Marenzelleria neglecta*				x	x	
		ZGP	*Mya arenaria*				x	x	
		C19P	*Balanus improvisus*				x		
		C19P	*Marenzelleria neglecta*	x			x	x	
		C19P	*Mya arenaria*	x			x	x	
		10WM	*Dreissena polymorpha*			x			
		10WM	***Rangia cuneata****			x			
		1WM	*Marenzelleria neglecta*			x			
		2WM	*Marenzelleria neglecta*		x	x			
	35A Polska część Zalewu Wiślanego	2WM	***Rangia cuneata****		x				
		3WM	*Marenzelleria neglecta*			x			
		5WM	*Marenzelleria neglecta*			x			
		6WM	*Marenzelleria neglecta*		x	x			
		8WM	*Marenzelleria neglecta*		x	x			
		T2WM	*Dreissena polymorpha*			x			
Basen Bornholmski		M3	*Marenzelleria neglecta*	x	x	x	x	x	x
		M3	*Mya arenaria*		x	x	x		x
		K6	*Marenzelleria neglecta*	x	x	x	x	x	x
		K6	*Mya arenaria*		x	x	x	x	x
		K6	*Prorocentrum minimum*	x				x	x
		P16	*Balanus improvisus*						x
		P16	*Marenzelleria neglecta*	x	x	x	x	x	x
	36 Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	P16	*Mya arenaria*	x	x	x	x	x	x
		P16	*Prorocentrum minimum*	x			x	x	x
		B13	*Balanus improvisus*	x	x	x	x	x	x
		B13	*Gammarus tigrinus*	x					
		B13	*Marenzelleria neglecta*	x	x	x	x	x	x
		B13	*Mya arenaria*	x	x	x	x	x	x
		B13	*Cercopagis pengoi*			x			
		B13	*Prorocentrum minimum*	x	x		x	x	x
		P5	*Gammarus tigrinus*	x					

Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
		P5	*Prorocentrum minimum*			x	x		x
	38 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	IVZP	*Balanus improvisus*					x	x
		IVZP	*Marenzelleria neglecta*					x	x
		IVZP	*Mya arenaria*					x	x
		SWZP	*Balanus improvisus*	x	x			x	x
		SWZP	*Marenzelleria neglecta*	x	x			x	x
		SWZP	*Mya arenaria*	x	x			x	x
		1ZP	*Marenzelleria neglecta*						x
		1ZP	*Mya arenaria*						x
		2ZP	*Balanus improvisus*		x			x	
		2ZP	*Marenzelleria neglecta*		x			x	x
		2ZP	*Mya arenaria*		x			x	x
		3ZP	*Marenzelleria neglecta*		x				
		3ZP	*Mya arenaria*		x			x	
		4ZP	*Marenzelleria neglecta*		x				
		4ZP	*Mya arenaria*		x			x	
		5ZP	*Balanus improvisus*		x				
		5ZP	*Marenzelleria neglecta*		x				
		5ZP	*Mya arenaria*		x			x	
		6ZP	*Balanus improvisus*		x			x	
		6ZP	*Marenzelleria neglecta*		x				
		6ZP	*Mya arenaria*		x			x	
		7ZP	*Marenzelleria neglecta*		x				
		7ZP	*Mya arenaria*		x			x	
		C11P	*Balanus improvisus*				x		
		C11P	*Marenzelleria neglecta*	x			x	x	
		C11P	*Mya arenaria*					x	
		C8P	*Balanus improvisus*				x		
		C8P	*Marenzelleria neglecta*				x	x	
		C8P	*Mya arenaria*				x	x	
		C9P	*Balanus improvisus*	x					
		C9P	*Marenzelleria neglecta*	x					
	38A Polska część Zalewu Szczecińskiego	B2ZP	*Balanus improvisus*				x		
		B2ZP	*Dreissena polymorpha*	x					
		B2ZP	*Marenzelleria neglecta*	x			x		
		DZRZP	*Balanus improvisus*	x				x	x

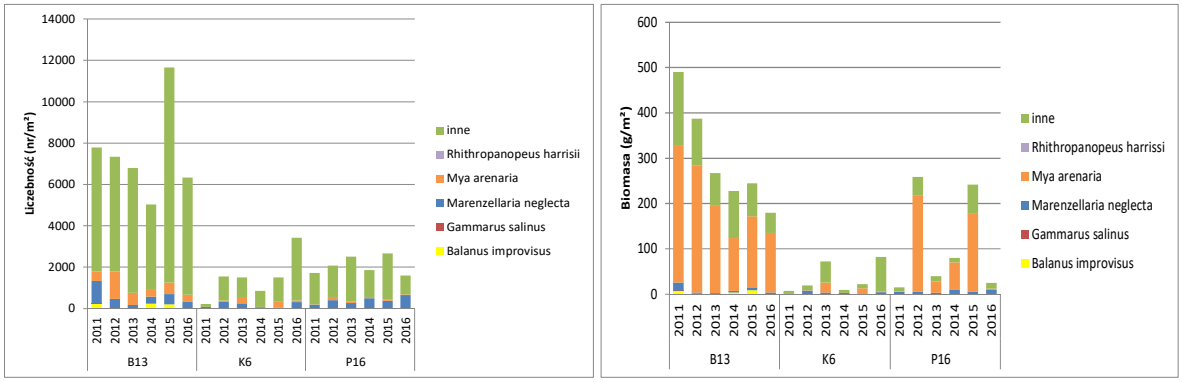
Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
		DZRZP	*Marenzelleria neglecta*	x				x	x
		DZRZP	*Mya arenaria*					x	x
		DZZP	*Balanus improvisus*					x	x
		DZZP	*Marenzelleria neglecta*					x	x
		DZZP	*Mya arenaria*					x	x
		EZP	*Dreissena polymorpha*		x			x	x
		EZP	*Potamopyrgus antipodarum*		x				
		FZP	*Dreissena polymorpha*	x					
		HZP	*Potamopyrgus antipodarum*		x				
		JWWZP	*Dreissena polymorpha*				x		
		SWIZP	*Balanus improvisus*					x	x
		SWIZP	*Marenzelleria neglecta*					x	x
		SWIZP	*Mya arenaria*					x	x
		SWRZP	*Balanus improvisus*	x	x			x	x
		SWRZP	*Dreissena polymorpha*	x					
		SWRZP	*Marenzelleria neglecta*	x	x			x	x
		SWRZP	*Mya arenaria*		x			x	x
		WLZP	*Dreissena polymorpha*		x			x	x
		WLZP	*Marenzelleria neglecta*					x	
		WLZP	*Potamopyrgus antipodarum*	x					
Wschodni Basen Gotlandzki	**62 Polskie wody przybrzeżne wschodniej części Bałtyku Właściwego**	C12P	*Marenzelleria neglecta*		x				
		C12P	*Mya arenaria*		x				
		C13a	*Balanus improvisus*				x		
		C13a	*Marenzelleria neglecta*				x	x	
		C13a	*Mya arenaria*				x	x	
		C13P	*Marenzelleria neglecta*		x				
		C13P	*Mya arenaria*		x				
		C15P	*Balanus improvisus*		x				
		C15P	*Marenzelleria neglecta*		x		x	x	
		C15P	*Mya arenaria*		x		x	x	
		C16P	*Balanus improvisus*				x	x	
		C16P	*Marenzelleria neglecta*				x		
		C16P	*Mya arenaria*				x		
		C18P	*Balanus improvisus*		x		x	x	
		C18P	*Marenzelleria neglecta*		x		x	x	
		C18P	*Mya arenaria*		x		x		

Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	27 Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	P140	-						
		Ł7	*Balanus improvisus*						x
		Ł7	*Marenzelleria neglecta*	x	x	x	x	x	x
		Ł7	*Mya arenaria*	x	x			x	x
		Ł7	*Cercopagis pengoi*				x		
		Ł7	*Prorocentrum minimum*	x		x	x	x	x
		Z	*Mya arenaria*	x	x	x	x	x	x
		Z	*Marenzelleria neglecta*	x	x	x	x	x	x

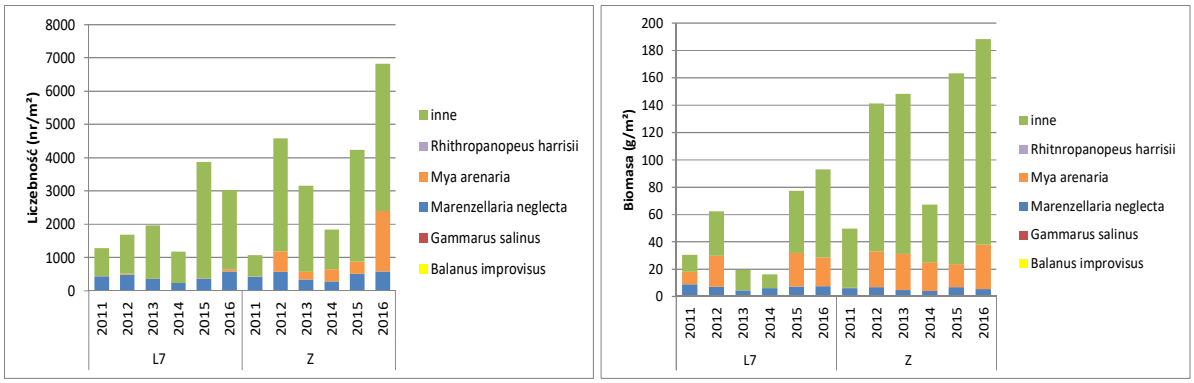
* Nowy gatunek obcy w POM w okresie 2011-2016.

Nierodzime gatunki fitoplanktonu oraz zooplanktonu występowały w znikomych ilościach stanowiących w zdecydowanej większości przypadków poniżej 1% ogólnej ilości i biomasy w próbach, w których gatunki te występowały. Wyjątek stanowią pomiary z października 2014 r. kiedy gatunek Prorocentrum minimum stanowił 70% biomasy (przy 3% udziale w liczebności) na stacji ZP6 w rejonie Zatoki Puckiej, lecz był to pojedynczy przypadek, poza którym gatunek ten nie przekraczał 14% ogólnej biomasy w próbach. Dodatkowo pojawianie się nierodzimych gatunków fitoplanktonu i zooplanktonu w obrębie polskich wód Morza Bałtyckiego miało charakter incydentalny w odróżnieniu do gatunków nierodzimych makrozoobentosu, których udział w ogólnej liczbie i biomasie był znaczący. Dla zobrazowania udziału notowanych gatunków nierodzimych w strukturze makrozoobentosu w jednostkach oceny HOLAS II tj. w Basenie Bornholmskim, Wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim, sporządzono wykresy liczebności oraz biomasy w latach 2011-2016 (Rys.1.5.1 – Rys. 1.5.3).

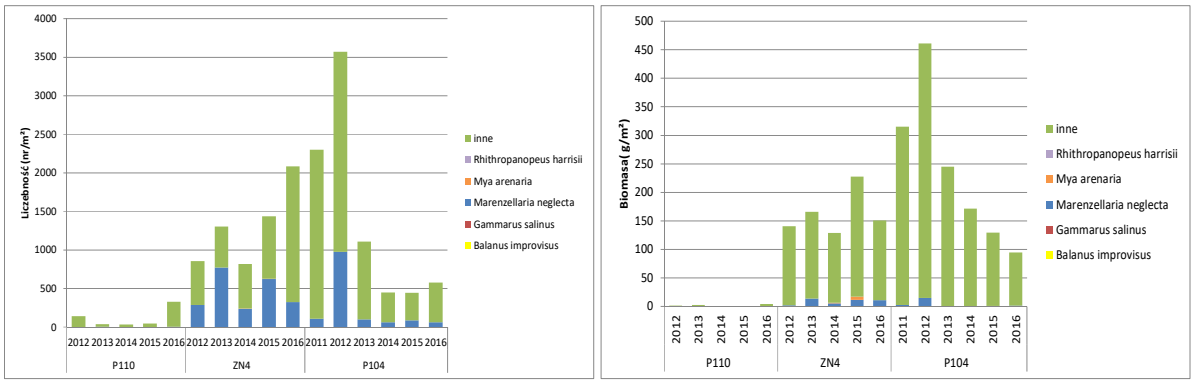
We wszystkich rejonach badań głównymi gatunkami występującymi w znacznych liczebnościach jest wieloszczet *Marenzelleria neglecta* oraz przedstawiciel małża *Mya arenaria*, który ze względu na rozmiary osobnicze wykazuje znaczny udział w strukturze biomasy szczególnie w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego (Rys.1.5.1) i Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys.1.5.2). Gatunek *Marenzelleria neglecta* stanowił największy udział w liczebności makrozoobentosu w strefie głębokowodnej Basenu Gdańskiego (Rys. 1.5.3).



Rys.1.5.1. Udział gatunków nierodzimych w całkowitej liczebności i biomasie makrozoobentosu wód Basenu Bornholmskiego (źródło danych PMŚ).



Rys.1.5.2. Udział gatunków nierodzimych w całkowitej liczebności i biomasie makrozoobentosu wód Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (źródło danych PMŚ).



Rys. 1.5.3. Udział gatunków nierodzimych w całkowitej liczebności i biomasie makrozoobentosu wód Basenu Gdańskiego (źródło danych PMŚ).

1.6. Czynniki sprawcze i skutki eutrofizacji

Stężenia substancji biogenicznych i tlenu w wodzie morskiej, a także koncentracje chlorofilu-a oraz przezroczystość, badane są regularnie od wielu lat w ramach PMŚ, według wytycznych HELCOM COMBINE. Analizę zmienności stężeń substancji odżywczych, tlenu, chlorofilu-a oraz przezroczystości przeprowadzono dla wydzielonych akwenów HOLAS na tle dziesięciolecia poprzedzającego ostatni rok obejmujący opracowanie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.

Czynniki sprawcze



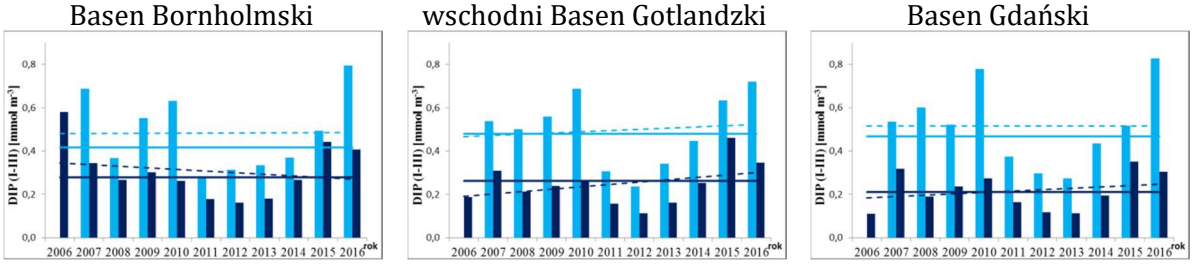
Najistotniejszym wskaźnikiem opisującym proces eutrofizacji Morza Bałtyckiego jest zawartość soli odżywczych w wodzie morskiej. Substancje te mają największy, bezpośredni lub pośredni, wpływ na pozostałe wskaźniki eutrofizacji, m.in. na rozwój fitoplanktonu. Analizując wielkość ładunku substancji biogenicznych należy mieć na uwadze wpływ nietypowych zjawisk przyrodniczych, które miały miejsce w rozpatrywanym okresie, takich jak wlewy z Morza Północnego z apogeum w 2014 r. (IMGW-PIB 2015), odpływ fal powodziowych wodami Wisły do Zatoki Gdańskiej w 2010 r. (Łysiak-Pastuszak 2011). Mogą one zakłócać obraz zmian długoterminowych wpływając na wartości średnie bądź przebieg linii trendu.

Zawartość fosforanów (DIP) i nieorganicznego azotu (DIN) badana jest głównie w okresie zimowym gdy, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym, zanika produkcja pierwotna, a wartości stężeń soli biogennych są najwyższe w ciągu roku. Ta zimowa pula substancji pokarmowych w głównej mierze decyduje o intensywności produkcji pierwotnej w następnym sezonie wegetacyjnym.

Kontrola stanu środowiska morskiego polskiej EEZ przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, przeprowadzona na początku lutego 2016 r., wykazała znaczny (w Basenie Bornholmskim nawet dwukrotny) wzrost stężeń nieorganicznych fosforanów w warstwie powierzchniowej poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej dla wartości zimowych, zarówno w poprzednim roku jak i w latach 2006–2015. Tendencja wzrostowa zimowej puli nieorganicznych związków fosforu obserwowana jest szczególnie od 2014 r., co można pośrednio przypisać skutkom wlewów wód z Morza Północnego (Feistel 2016). Również średnie roczne stężenia, świadczące o dostępności tych związków w cyklu całorocznym, w warstwie powierzchniowej w poszczególnych akwenach w 2016 r., utrzymywały się na wysokim poziomie, były wyższe niż średnia z ostatniego dziesięciolecia i tylko niewiele niższe od odpowiednich wartości z poprzedniego roku (Rys. 1.6.1).

Odmienną sytuację zaobserwowano w przypadku azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej, którego stężenia w okresie zimowym 2016 r. były porównywalne z rokiem 2015 w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim i znacznie wyższe w Basenie Gdańskim, jednak niższe od średniej z poprzedzającego dziesięciolecia (Tabela 1.6.1). Średnie stężenia roczne tego parametru w 2016 r. były niższe od notowanych w roku ubiegłym dla wszystkich, z wyjątkiem Basenu Gdańskiego, rejonów, a także niższe od średnich z ubiegłej dekady (Rys. 1.6.2). W całym badanym obszarze obserwowany jest pozytywny kierunek zmian – spadkowa tendencja stężeń azotu mineralnego, najbardziej zaznaczona w Basenie Gdańskim w odniesieniu do zimowej puli tych związków.

Basen Bornholmski wschodni Basen Gotlandzki Basen Gdański

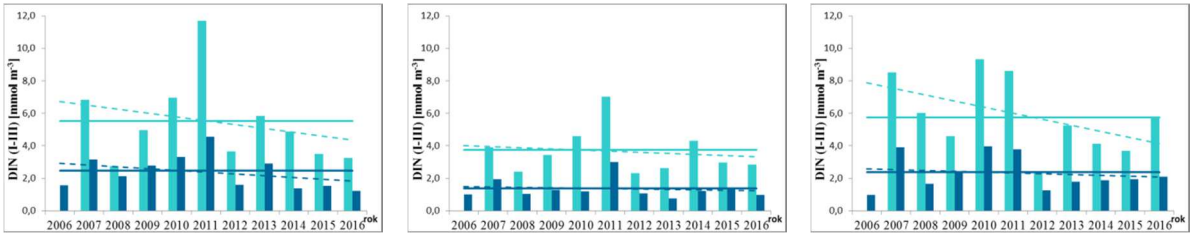


Rys. 1.6.1. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w POM w miesiącach zimowych (I–III) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Tabela 1.6.1. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2016 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (I–III) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2006–2015) (źródło danych PMŚ).

Akwen	DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	0,80	3,24	0,55	25,91
	(0,42)	(5,52)	(0,85)	(25,6)
wschodni Basen Gotlandzki	0,72	2,85	0,45	26,20
	(0,48)	(3,75)	(0,74)	(23,93)
Basen Gdański	0,83	5,75	0,60	29,92
	(0,47)	(5,75)	(0,72)	(26,65)

Basen Bornholmski wschodni Basen Gotlandzki Basen Gdański

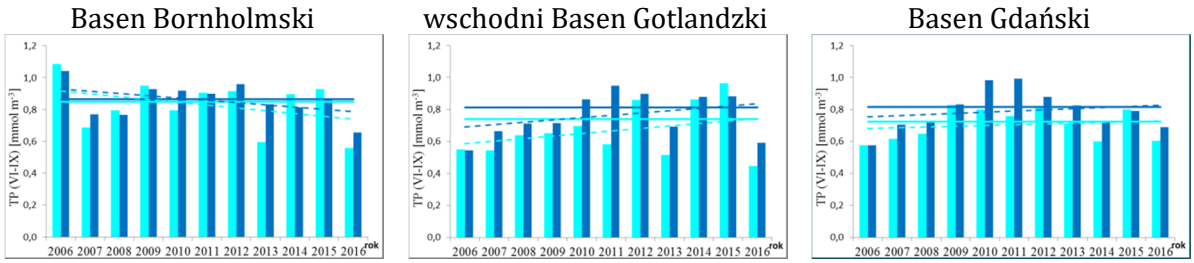


Rys. 1.6.2. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w POM w miesiącach zimowych (I–III) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006-2015 oraz w 2016 r. ; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006-2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Warto zwrócić uwagę na różnicę w definiowaniu okresu, dla którego obliczana jest pula zimowych substancji biogennych. W dotychczasowych opracowaniach (Zalewska i in. 2015, Łysiak-Pastuszak i in. 2016) jako okres zimowy przyjmowano miesiące od stycznia do marca. Z drugiej strony w aktualnej wersji Przewodnika Oceny Eutrofizacji HELCOM (HELCOM 2015c) jako miesiące zimowe traktuje się grudzień, styczeń i luty. Tak więc istnieje możliwość wystąpienia różnic w puli substancji odżywczych obliczonych dla tych dwóch, różnie zdefiniowanych okresów. Może to wystąpić np. w sytuacji kiedy rejs marcowy, zaliczany do okresu zimowego, odbywał się w trakcie lub po, wcześnie występującym, zakwicie wiosennym. W związku z powyższym, dla celów porównaczych, w ramach opisu warunków środowiskowych jako zimowy zastosowano

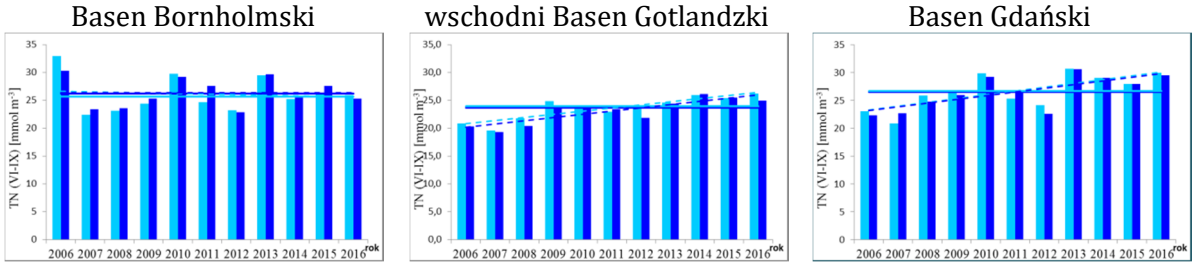
okres I-III, natomiast w aktualizacji oceny wód otwartego morza do wyliczeń zimowej puli substancji biogennych przyjęto miesiące zgodne z raportem HOLAS II, czyli XII-II.

Kolejnymi wskaźnikami eutrofizacji są stężenia całkowitego fosforu (TP) i azotu (TN), które w okresie wegetacji przybliżają wielkość produkcji pierwotnej. Ich zmienność w wydzielonych akwenach przedstawiono na Rys. 1.6.3 oraz Rys. 1.6.4. Średnie stężenia fosforu całkowitego z miesięcy letnich w warstwie 0–10 m były w 2016 r. znacznie niższe niż latem 2015 r. dla wszystkich akwenów. Utrzymywały się również poniżej wartości średnich dla ostatniego dziesięciolecia. Podobne zależności dotyczyły średnich rocznych stężeń fosforu całkowitego. W Basenie Bornholmskim zarysowała się nawet niewielka poprawa – spadkowa tendencja stężeń całkowitego fosforu, natomiast na pozostałym obszarze utrzymywała się bardzo słaba tendencja wzrostowa.



Rys. 1.6.3. Zmiany stężeń fosforu całkowitego w POM (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Wartości stężeń azotu całkowitego, zarówno w okresie letnim 2016 r. jak i w cyklu całorocznym, były wyższe od średniej wieloletniej, a także z roku 2015, we wszystkich monitorowanych akwenach oprócz Basenu Bornholmskiego. Potwierdziła to wzrostowa tendencja średnich z miesięcy letnich oraz rocznych stężeń azotu całkowitego w tych obszarach. Wyjątkiem był Basen Bornholmski, gdzie zmiany zawartości azotu całkowitego nie były jednoznaczne.



Rys. 1.6.4. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

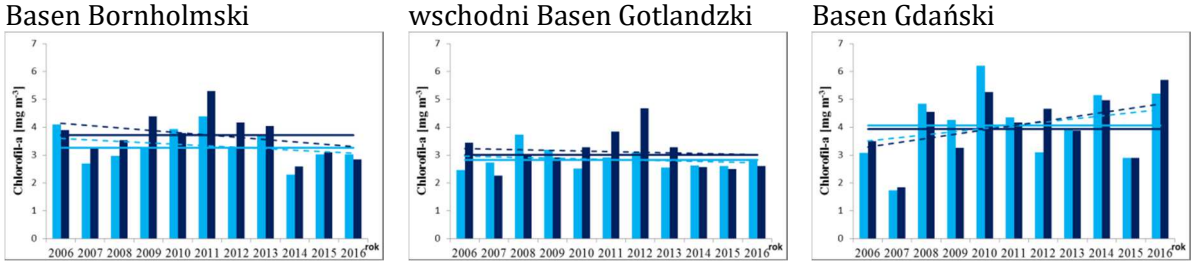
Skutki bezpośrednie

Skutkiem wzrostu dostępności substancji odżywczych w środowisku morskim są intensywne zakwity fitoplanktonu. Ich efektem w większości przypadków jest zwiększenie koncentracji chlorofilu-a w wodzie morskiej. Zmiany zawartości chlorofilu-a analizuje się w dwóch zakresach czasowych: średnia koncentracji w miesiącach letnich: od czerwca do września oraz średnia roczna dla całego okresu wegetacyjnego, uwzględniająca zakwit wiosenny i późno-jesienny, podczas których mogą również pojawiać się znaczące zawartości chlorofilu-a w wodzie morskiej.



Zakwit fitoplanktonu (fot. IMGW-PIB)

W Basenie Bornholmskim oraz wschodnim Basenie Gotlandzkim zawartość chlorofilu-a w 2016 r. w okresie letnim oscylowała wokół wartości średnich z ostatniego dziesięciolecia 2006–2015, była również na poziomie zbliżonym do poprzedniego roku. Wpisywała się ona w obserwowaną wcześniej słabą tendencję spadkową, w przeciwieństwie do Basenu Gdańskiego, gdzie znacznie wyższe koncentracje chlorofilu-a w miesiącach letnich 2016 r. przekładały się na zauważoną w poprzednich latach, tendencję wzrostową (Rys. 1.6.5).



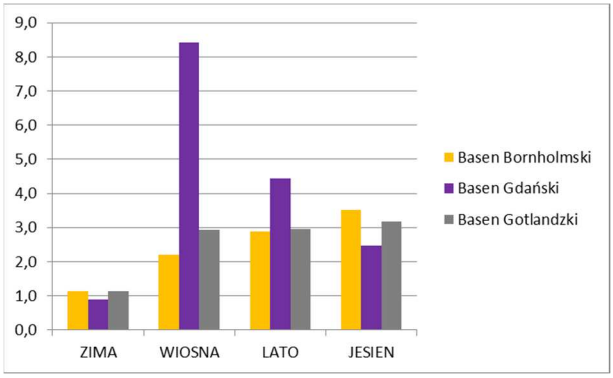
Rys. 1.6.5. Zmiany zawartości chlorofilu-a w POM w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Średnie roczne zawartości chlorofilu-a w 2016 r. w wodach Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego były zbliżone i pozostawały na niższym od średniej z ostatniej dekady poziomie, wpisując się w obserwowaną dla ostatniego dziesięciolecia słabą tendencję spadkową. Wartości te nie różniły się znacząco od tych dla poprzedniego roku. Natomiast w Basenie Gdańskim bardzo wysoka koncentracja pigmentu znacząco (>25%) przewyższała średnią z okresu 2006–2015, oraz była prawie dwukrotnie wyższa od wartości z 2015 r. (Rys. 1.6.5, Tabela 1.6.2).

Tabela 1.6.2. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie zawartości roczne (śr. r.) w POM w 2016 r.; (średnie z okresu 2006–2015) (źródło danych PMŚ).

Akwen	Chl-a (VI–IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	3,03	2,85
	(3,27)	(3,71)
wschodni Basen Gotlandzki	2,83	2,60
	(2,82)	(3,01)
Basen Gdański	5,20	5,70
	(4,06)	(3,94)

W 2016 r. najintensywniejsza produkcja pierwotna miała miejsce w Basenie Gdańskim podczas wiosennego zakwitu. Na pozostałym obszarze największy zakwit przypadał na okres późno-jesienny (Rys. 1.6.6).



Rys. 1.6.6. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu-a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach POM w 2016 r. (źródło danych PMŚ).

W ramach testowania wskaźnika średnie stężenie chlorofilu-a w miesiącach letnich, wykonano analizę na podstawie danych udostępnianych w Systemie SatBałtyk (Woźniak i in. 2011 a, b) w postaci dziennych map wartości rozkładów stężeń chlorofilu-a na różnych głębokościach dla całego obszaru Morza Bałtyckiego. Obejmują one wartości stężenia chlorofilu-a na powierzchni morza wyznaczone przy zastosowaniu danych łączonych z pomiaru satelitarnego (MODIS) i modelu EcoSat stosowanych w przypadku braku informacji satelitarnej. Wartości na wybranych głębokościach w warstwie 0-10 m są estymowane w oparciu o statystyczny model uwzględniający główne cechy charakteryzujące pionowe rozkłady koncentracji chlorofilu-a w wodach bałtyckich:

$$C_a(z) = C_a(0)\frac{A + Bexp[-(z - z_m)^2\sigma]}{A + Bexp[-(z)^2\sigma]}$$

gdzie:

$A = 10^{(1.38log(C_a(0))+0.0883)}$

$B = 10^{(0.714log(C_a(0))+0.0233)}$

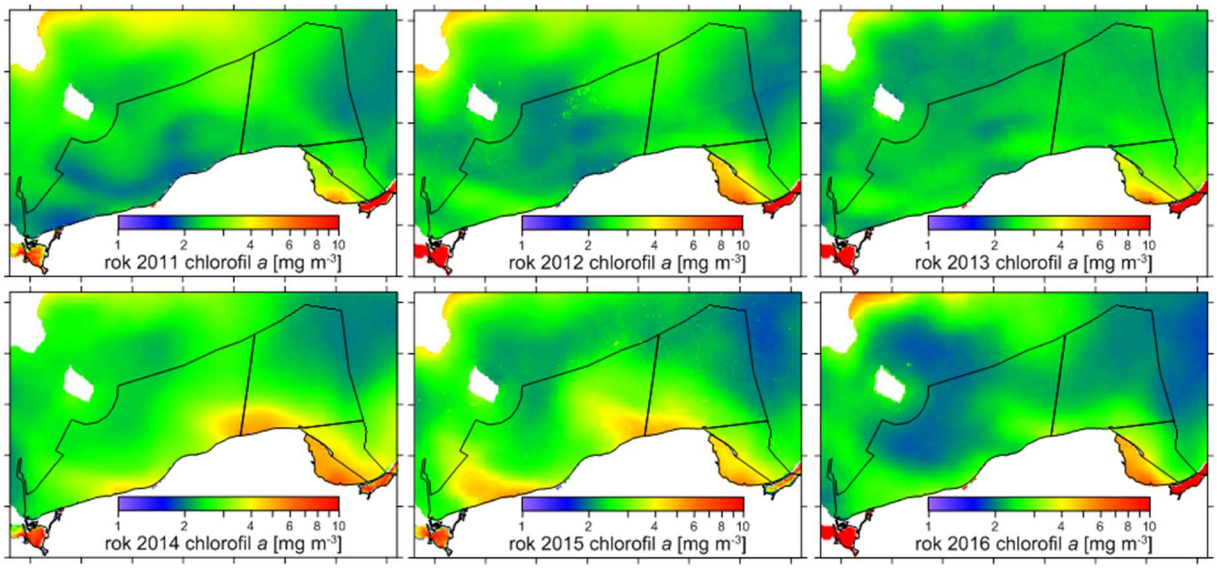
$z_m = -4.61log(C_a(0)) + 8.86$

$\sigma = 0.0052$

Formuła ta odwzorowuje charakterystyczne dla wszystkich akwenów morskich występowanie maksimum stężenia chlorofilu-a na głębokości, na której dwa główne limitujące czynniki, czyli poziom oświetlenia docierającego z powierzchni i zawartość substancji biogennych

w toni wodnej tworzą optymalne warunki dla fotosyntezy. Przy czym wyznaczone w niej na drodze statystycznych analiz współczynniki wiążą ogólny, uniwersalny kształt pionowych rozkładów koncentracji chlorofilu-a z warunkami środowiskowymi panującymi w Bałtyku (Ostrowska i in. 2007).

Wartości średnie stężeń chlorofilu-a dla każdego piksela o długości boku 1 km wyznaczono poprzez numeryczne scałkowanie pionowych stężeń chlorofilu-a metodą trapezów w zakresie 0-10 m z krokiem 1 m. Otrzymane w rezultacie mapy uśredniano następnie w okresach rocznych i dla miesięcy letnich od czerwca do września, w każdym roku osobno (Rys. 1.6.7).



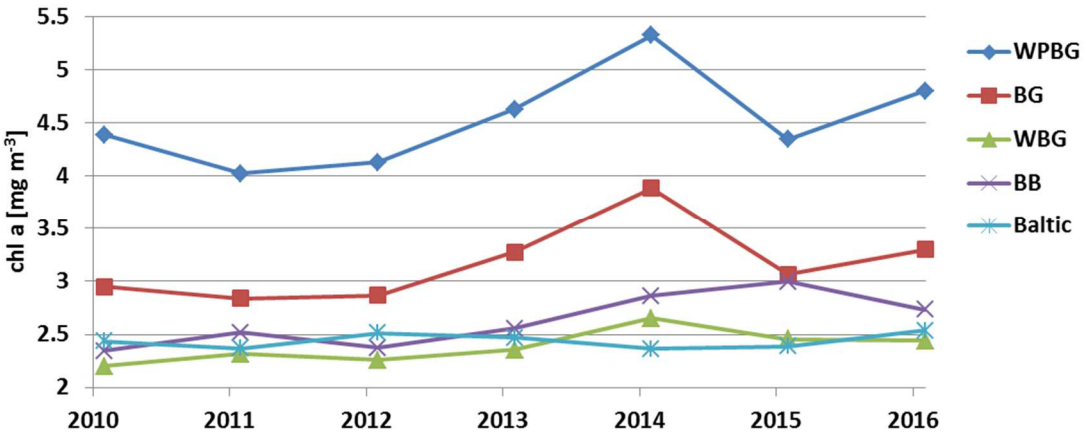
Rys. 1.6.7. Średnie stężenia chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX), obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk.

We wszystkich analizowanych obszarach widoczna jest niejednorodność przestrzenna wartości stężenia chlorofilu-a wewnątrz poszczególnych akwenów (Rys. 1.6.7), przy czym rozkład ich maksymalnych i minimalnych wartości jest zróżnicowany w poszczególnych latach. W skrajnych przypadkach można wyodrębnić rejony znacząco odbiegające wartościami od wyznaczonych dla całego akwenu średnich, jak np. wysokie stężenia chlorofilu-a w rejonie przybrzeżnym wschodniego Basenu Gotlandzkiego w roku 2014, utrzymujące się w roku 2015. Miało to z pewnością wpływ na zaobserwowany wzrost średniej wyznaczonej dla całego akwenu. Natomiast silny spadek wartości średniej wyznaczonej w Basenie Bornholmskim w roku 2016 odzwierciedla najniższe z notowanych w analizowanym obszarze wartości średnich widoczne w centralnym i zachodnim rejonie tego obszaru. W latach 2014 i 2015 uwidoczniają się większe stężenia chlorofilu-a wzdłuż środkowego wybrzeża, w rejonach występowania upwellingu przybrzeżnego. Jest to związane niewątpliwie z większą aktywnością upwellingów w tych latach widoczną na mapach anomalii temperatury powierzchniowej (Rys. 1.3.4).

Średnie stężenie chlorofilu-a w warstwie 0-10 m w poszczególnych akwenach w latach 2011-2016 wyznaczono w odniesieniu do miesięcy letnich (VI - IX) i całego roku (I - XII) na podstawie odpowiednich map wartości średnich wyznaczonych dla każdego roku z analizowanego okresu (Rys. 1.6.8). W analizach wykorzystano również analogicznie wyznaczone wartości średnie stężenia chlorofilu-a dla całego obszaru Morza Bałtyckiego.

W okresie letnim wartość średniego stężenia chlorofilu-a w analizowanych obszarach zmieniała się od 2,24 (wschodni Basen Gotlandzki, 2016) do 5,23 mg m^{-3} (polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, 2014). Przy czym wyraźnie zauważalne jest utrzymywanie się wysokich wartości w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie w całym analizowanym okresie średnia wartość stężenia chlorofilu-a tylko raz (w roku 2011) spadła nieco poniżej 4 mg m^{-3}, podczas gdy we wschodnim basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim średnie stężenie

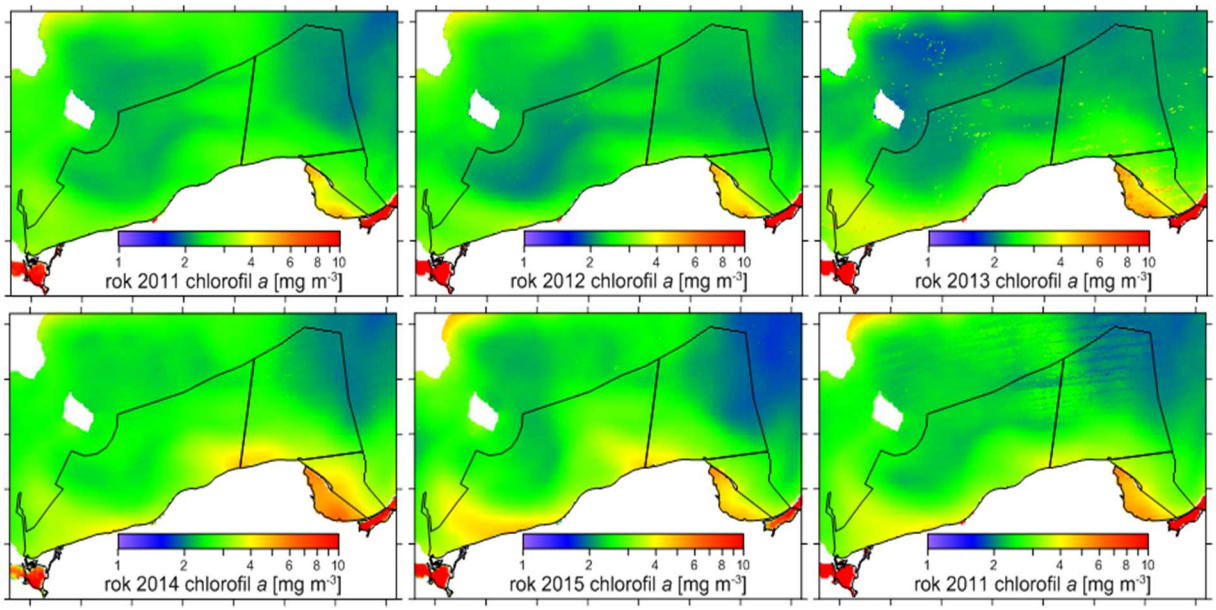
chlorofilu-a było znacząco mniejsze (odpowiednio od 2,24 do 2,68 mg m^{-3} i od 2,28 do 3,06 mg m^{-3}) i utrzymywało się na podobnym poziomie jak średnie stężenia wyznaczone dla całego obszaru Morza Bałtyckiego (Rys. 1.6.8).



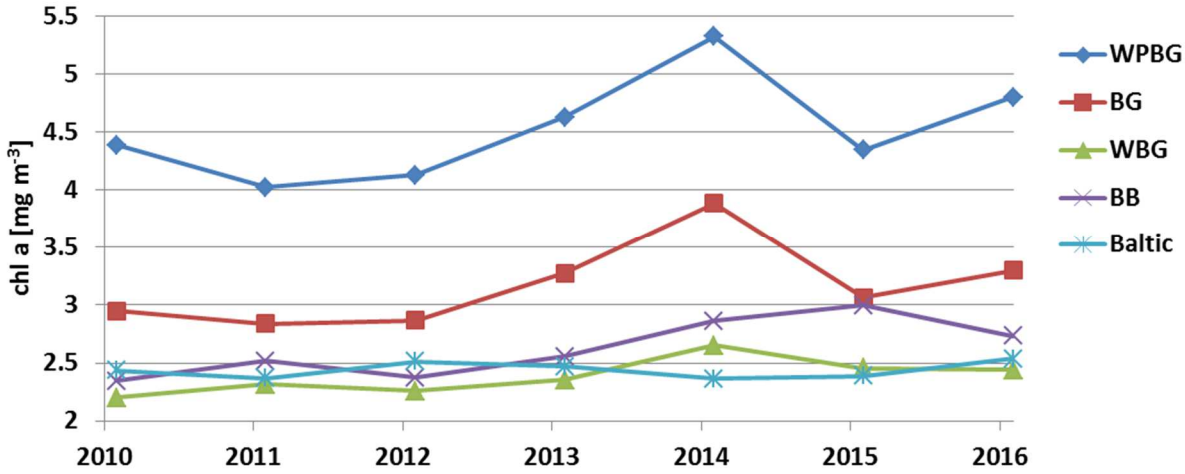
Rys. 1.6.8. Średnie stężenia chlorofilu-a w warstwie 0-10 m w miesiącach letnich (VI-IX), obliczone na postawie danych z Systemu SatBałtyk, dla: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (WPBG), Basenu Gdańskiego (BG), Basenu Bornholmskiego (BB), Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (WBG), oraz dla całego Bałtyku.

We wszystkich akwenach największe zróżnicowanie wyznaczonych średnich wartości stężeń chlorofilu-a występowały w drugiej połowie analizowanego okresu, przy czym najbardziej znaczący wzrost tych wartości przypada na rok 2014. Należy z tego wnioskować, że w tym czasie panowały najkorzystniejsze w analizowanym okresie warunki środowiskowe mające wpływ na rozwój fitoplanktonu. W Basenie Bornholmskim tendencja ta utrzymała się do następnego roku 2015 kiedy znowu nastąpił niewielki wzrost średniej wartości stężenia chlorofilu-a (z 2,85 do 3,06 mg m^{-3}). Warto zauważyć, że w tym samym okresie średnia dla całego obszaru Morza Bałtyckiego wykazywała niewielką tendencję spadkową. Nieznaczny wzrost widoczny jest dopiero dla roku 2016, podczas gdy we wszystkich analizowanych obszarach (z wyjątkiem wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego) średnie wartości chlorofilu-a w roku 2016 są mniejsze niż w roku poprzednim i wróciły do poziomu z początku analizowanego okresu.

Kolejne obliczenia wykonano dla całego roku, tzn. na podstawie wszystkich map w danym roku kalendarzowym (Rys. 1.6.9, Rys. 1.6.10). Podobnie jak w przypadku wartości średnich stężenia chlorofilu-a z okresu letniego, wyraźnie widoczne jest zróżnicowanie przestrzenne średnich rocznych. Można przy tym zauważyć wyraźne w kolejnych latach i w każdym akwenie tendencje do spadku tych wartości postępującego wraz z odległością od brzegu. Warto też zauważyć wyraźny podział wschodniego Basenu Gotlandzkiego na rejon południowozachodni z większymi średnimi rocznymi stężeniami chlorofilu-a niż w rejonie północnowschodnim. Podobną tendencję można zauważyć w okresie letnim (Rys. 1.6.7), nie jest ona jednak tak wyraźna.



Rys. 1.6.9. Średnie roczne stężenia chlorofilu-a obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla warstwy 0-10 m.

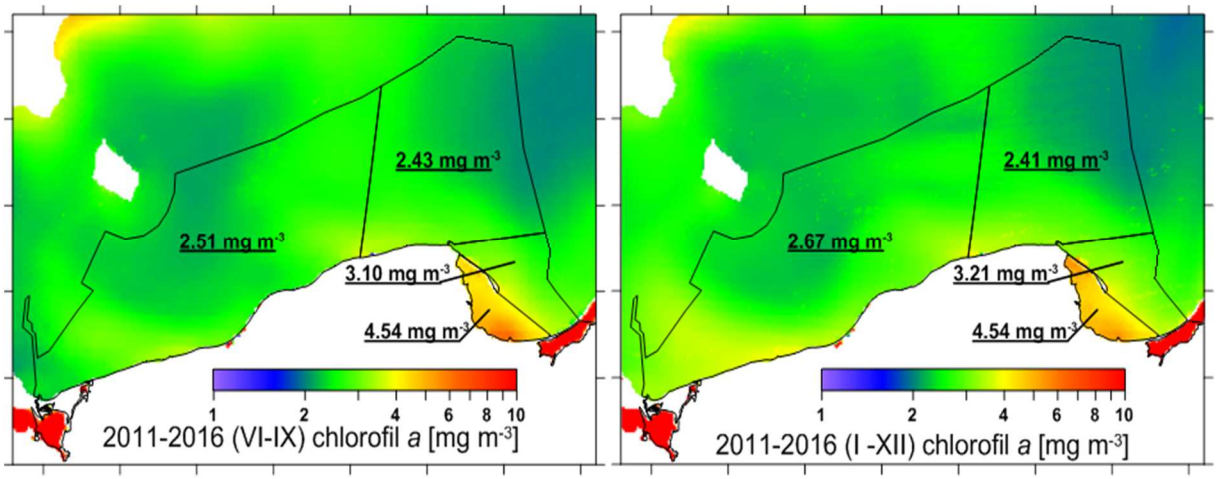


Rys. 1.6.10. Średnie roczne stężenia chlorofilu-a obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla warstwy 0-10 m, dla: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (WPBG), Basenu Gdańskiego (BG), Basenu Bornholmskiego (BB), Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (WBG), oraz dla całego Bałtyku.

Wyznaczona dla poszczególnych akwenów średnia roczna stężenia chlorofilu-a zmienia się w granicach od 2,26 mg m^{-3} (wschodni Basen Gotlandzki, 2012) do 5,33 mg m^{-3} (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, 2016), a więc w podobnym zakresie jak w przypadku średnich letnich. Podobnie też w każdym akwenie wystąpił znaczący wzrost średniej w roku 2014, który w Basenie Bornholmskim utrzymał się w roku 2015. Basen Bornholmski i wschodni Basen Gotlandzki charakteryzowały się najmniejszą zmiennością średnich stężeń chlorofilu-a, które podobnie jak w okresie letnim przyjmowały wartości zbliżone do wyznaczonych dla całego Morza Bałtyckiego w tym okresie. Największe wartości średnie stężenia chlorofilu-a zanotowano w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, tak jak w przypadku wartości letnich były one blisko dwa razy większe od średnich Bałtyckich. Warto zauważyć, że wartości wyznaczone dla Basenu Gdańskiego w całym analizowanym okresie są niższe od tych w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, lecz ich zmienność ma identyczny przebieg a różnica w ich odpowiednich

wartościach bezwzględnych zawiera się w przedziale od 1,18 mg m^{-3} (2011 r.) do 1,5 mg m^{-3} (2016 r.).

Porównanie rozkładów przestrzennych letnich i całorocznych średnich wartości stężenia chlorofilu-a w analizowanych obszarach w latach 2011-2016 przedstawiono na Rys. 1.6.11. W obu analizowanych okresach można wyróżnić rejony charakteryzujące się podobnymi tendencjami. Na przykład w rejonie centralnym i północnozachodnim Basenu Bornholmskiego i rejonie północnowschodnim wschodniego Basenu Gotlandzkiego występują wyraźnie niższe wartości średnich stężeń chlorofilu-a niż w pozostałych obszarach tych akwenów. Wartości średnie wyznaczone dla miesięcy letnich i całego roku w odniesieniu do całych akwenów różną się nieznacznie.



Rys. 1.6.11. Rozkład średniego stężenia chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) i w całym roku na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości dla poszczególnych basenów.

Stopień przezroczystości wody morskiej jest jednym z ważniejszych parametrów nie tylko informującym o stanie środowiska, ale też determinującym wiele procesów zachodzących w toni wodnej. Podstawowym wśród nich procesem jest dystrybucja promieniowania użytecznego w procesie fotosyntezy, kształtowana nie tylko przez warunki zewnętrzne, określające ile tego promieniowania dochodzi do powierzchni wody ale też, i to w największym stopniu, przez stopień przeźroczystości samej toni wodnej. Im większa przeźroczystość, tym głębiej dochodzi energia słoneczna i tym bardziej rozszerza się warstwa, w której zachodzi proces fotosyntezy.

Przezroczystość wody jest, podobnie jak zawartość chlorofilu-a, parametrem powiązanym z produkcją pierwotną. Spadek przezroczystości wody, wywołany wzrostem ilości glonów unoszących się w toni wodnej, jest pośrednio również efektem wzrostu stężeń soli odżywczych limitujących zakwity fitoplanktonu. Obniżenie przezroczystości może powodować spadek miąższości strefy eufotycznej, w której odbywa się produkcja pierwotna.

Sezonowa zmienność przezroczystości związana jest więc z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany, wyrażone widzialnością krążka Secchi'ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zawartości chlorofilu-a.

Podstawowymi parametrami na podstawie których można bezpośrednio określić przezroczystość wody morskiej, są spektralne rozkłady współczynników absorpcji i rozpraszania promieniowania słonecznego, określone w toni wodnej na poszczególnych głębokościach (Dera, 2003). Stosowanie takiej metody wymaga jednak dosyć zawansowanej aparatury pomiarowej i doświadczonego operatora do jej obsługi. Z tego powodu, w warunkach morskich, często stosowane jest określanie zasięgu widzialności w toni wodnej białego dysku, o średnicy 30 cm, nazwanego głębokością dysku Secchiego, za nazwiskiem włoskiego badacza Pietro Angelo Secchi,

który wprowadził ten parametr w swoich badaniach na Morzu Śródziemnym już w 1865 r. (Preisendorfer,1986; Davies-Colley i in., 1993).

Głębokość dysku Secchciego jest parametrem, opisującym w zintegrowany sposób podstawowe właściwości optyczne w przypowierzchniowej warstwie wody, istotne szczególnie dla produktywności biologicznej danego akwenu. Parametr ten, może być, oczywiście z ograniczoną dokładnością, powiązany z zasięgiem strefy eufotycznej w morzu, rozumianej jako słup wody w którym zachodzi przeważająca większość procesów fotosyntezy materii organicznej w morzu.

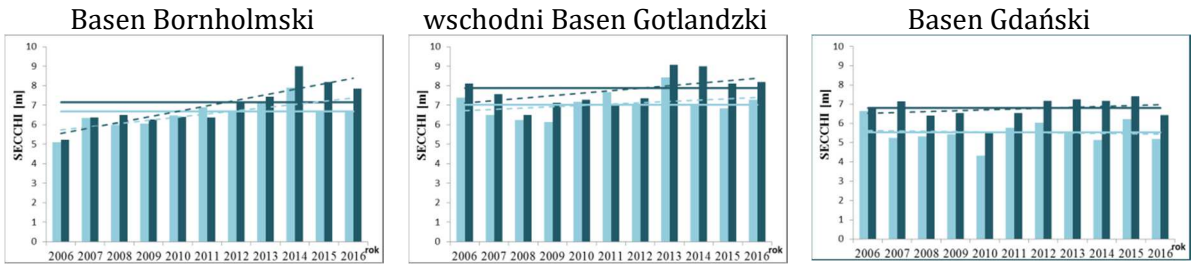
W 2016 r. przezroczystość w POM zmieniała się w zakresie od 3 m podczas zakwitu letniego w Basenie Gdańskim, do 17 m, tuż przed zakwitem wiosennym, w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Najniższą średnią (zarówno dla miesięcy letnich jak i roczną) przezroczystość notowano w Basenie Gdańskim, natomiast najwyższe wartości stwierdzono we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Tabela 1.6.3).

Tabela 1.6.3. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w POM w 2016 r. (średnie z lat 2006–2015) (źródło danych PMŚ).

Akwen	Secchi (VI–IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	6,7	7,9
	(6,7)	(7,2)
wschodni Basen Gotlandzki	7,3	8,2
	(7,0)	(7,9)
Basen Gdański	5,2	6,4
	(5,5)	(6,8)

Średnia przezroczystość z miesięcy letnich w 2016 r. była na poziomie zbliżonym do średniej z poprzedniego roku oraz średniej z ostatniej dekady. W odniesieniu do średniej rocznej wartości z 2016 r. oscylowały wokół średniej z ostatniej dziesięciolatki. Były również porównywalne do średniej z 2015 r., z wyjątkiem Basenu Gdańskiego, gdzie przezroczystość była wyraźnie niższa (Rys. 1.6.12).

Mimo opisanych wyżej różnic między akwenami, w całym monitorowanym obszarze stwierdzono wzrostową tendencję przezroczystości o różnym nasileniu, zarówno dla okresu letniego, jak i dla całego roku. Najsilniejsza była w Basenie Bornholmskim, przede wszystkim w zakresie średnich całorocznych. We wschodnim Basenie Gotlandzkim również silniejsza była inklinacja dodatnia dla średnich z całego roku. W Basenie Gdańskim zanikowi uległa ujemna tendencja i pojawiła się bardzo słaba tendencja wzrostu przezroczystości. Reasumując należy stwierdzić, że w POM zaznacza się pozytywny kierunek obserwowanych zmian – poprawa przezroczystości wód morskich.



Rys. 1.6.12. Zmiany przezroczystości wody morskiej w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015, linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Z uwagi na bezpośredni związek przezroczystości z absorpcją i rozpraszaniem światła słonecznego w toni wodnej, możliwe jest jego powiązanie z charakterystyką spektralną strumienia promieniowania wychodzącego z przypowierzchniowej warstwy wody, mierzonego przez radiometry umieszczone na satelitach środowiskowych. Pozwala to na zdalne określanie tego parametru, przy wykorzystaniu dostępnej informacji satelitarnej. Z uwagi na specyficzne właściwości optyczne różnych akwenów, związki pomiędzy charakterystykami strumienia oddolnego (określanymi tzw. reflektancją bezkontaktową, definiowaną jako stosunek radiacji wychodzącej z toni wodnej do oświetlenia padającego na powierzchnie wody) a głębokością dysku Secchiego mają charakter lokalny.

Przedstawione poniżej analizy opierają się na wartościach głębokości dysku Secchiego określonych za pomocą algorytmu opracowanego dla wód Bałtyku i zaimplementowanego w Systemie SatBałtyk. W algorytmie wykorzystano wyznaczaną satelitarnie reflektancję w dwóch kanałach spektralnych 531 nm i 654 nm. Głębokość dysku Secchiego, wyliczona została na podstwie poniższego wzoru:

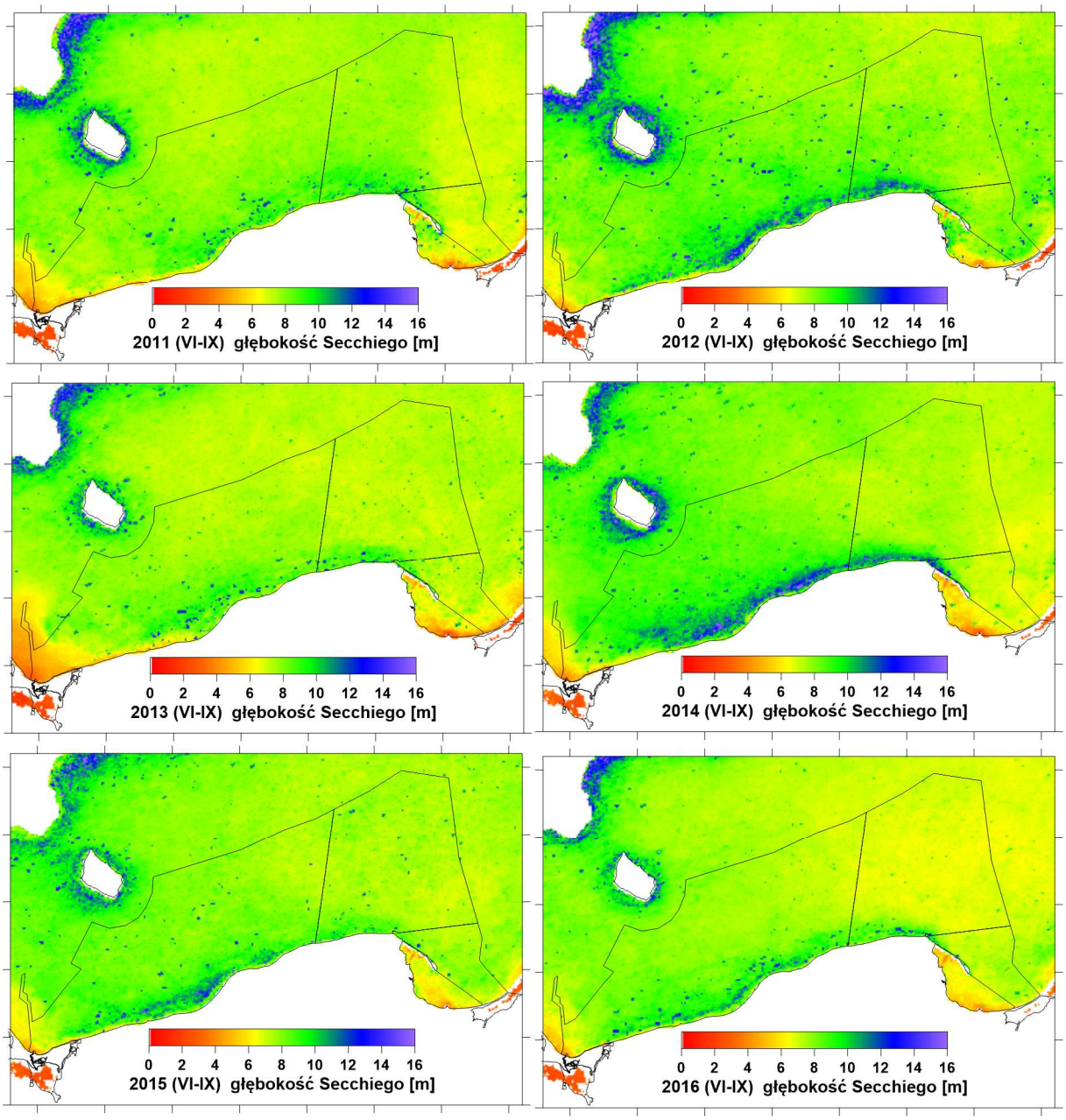
$$\text{Secchi [m]} = 1{,}59 + 8{,}6\,x + 3{,}04 * x^2$$

gdzie $x=\log(Rrs(531nm)/Rrsr(645nm))$

Równanie regresji wykorzystane w tym algorytmie opracowane zostało na podstawie synchronicznych pomiarów dysku Secchiego i reflektancji bezkontaktowej przeprowadzonych podczas szeregu rejsów badawczych s/y Oceania z Instytutu Oceanologii PAN na wodach Bałtyku.

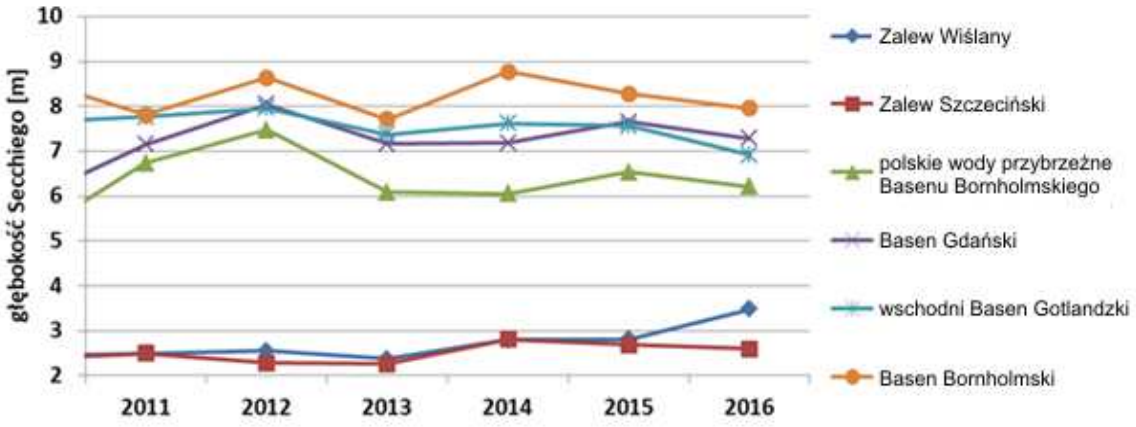
Obecnie, estymowane wartości głębokości dysku Secchiego w Systemie SatBałtyk nie są wspierane modelowaniem eko-hydrodynamicznym, co oznacza, że zaprezentowane tu średnie uzyskane są tylko na podstawie danych satelitarnych, pozyskanych dla dni bezchmurnych nad badanym akwenem. Stąd też wartości średnie liczone są tu na podstawie danych z różnej liczby punktów, uzależnionej od stanu i częstości zachmurzenia nad danym akwenem. W praktyce może to mieć pewien wpływ na prezentowane tu wartości średnie, zwłaszcza na obszarach charakteryzujących się zwiększoną ilością dni zachmurzonych (np. strefa przybrzeżna). Pomimo tego ograniczenia, prezentowane tu statystyki oparte są na licznych danych, znacznie przewyższających liczbę danych możliwych do uzyskania klasycznymi metodami tylko na podstawie pomiarów *in-situ.*

Na Rys. 1.6.13 przedstawione są rozkłady przestrzenne średnich rocznych wartości głębokości dysku Secchiego, w sezonie letnim, wyliczone dla poszczególnych lat 2011-2016.



Rys. 1.6.13. Rozkłady przestrzenne średnich rocznych wartości głębokości dysku Secchiego dla poszczególnych lat w sezonie letnim wyznaczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk.

Oprócz wyraźnie wyższych wartości na wodach zatokowych, nie widzimy tu bardzo silnego zróżnicowania na pozostałych obszarach, chociaż jest ono wciąż wyraźne i utrzymuje się na przestrzeni wszystkich lat, co przedstawione jest na Rys. 1.6.14 i w Tabela 1.6.4. Widoczne zwłaszcza w latach 2012 i 2014, stosunkowo wysokie wartości przezroczystości wody na niewielkich obszarach przy brzegu, mogą być rezultatem upwellingu, wynoszącego w tych rejonach, względnie czyste wody z głębszych warstw. Obszary te charakteryzowały się jednak większą liczbą dni z zachmurzeniem, a co za tym idzie mniejszą liczbą danych, na podstawie których wyliczono wartości średnie. Rejony te są na tyle małe, że sytuacja ta nie ma praktycznie żadnego wpływu na wartości średnie wyliczone dla poszczególnych obszarów i istotne z punktu widzenia celu niniejszego opracowania.



Rys. 1.6.14. Średnie głębokości dysku Secchi w wybranych akwenach POM w miesiącach letnich (VI-IX) dla poszczególnych lat, obliczone na podstawie danych satelitarnych z Systemu SatBałtyk.

Na Rys. 1.6.14 widać, że Basen Bornholmski charakteryzował się największą przezroczystością wód w całym okresie oceny, a nieco mniejszą pozostałe baseny otwartego morza. Przezroczystość wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego była mniejsza o około 1 m ze względu na wpływ wód otwartego morza, natomiast w wodach obu zalewów przezroczystość była najmniejsza.

Z porównania wyników z systemu SatBałtyk (Tabela 1.6.4) z obliczeniami średniej z pomiarów monitoringowych (Tabela 1.6.3) wynika, że w przypadku Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego są one wyższe od 1,5 do 2 m, natomiast niższe o około 0,5 m we wschodnim Basenie Gotlandzkim.

Tabela 1.6.4. Średnie głębokości dysku Secchi w wybranych akwenach POM w miesiącach letnich (VI-IX) dla poszczególnych lat, obliczone na podstawie danych satelitarnych z Systemu SatBałtyk.

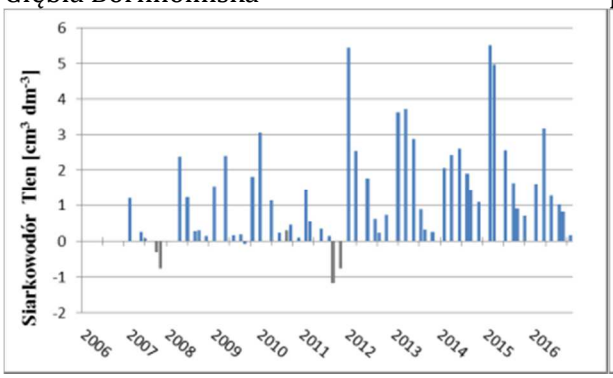
Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2011-2016
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	6,7	7,5	6,1	6,1	6,5	6,2	6,5
Basen Gdański	7,1	8,0	7,2	7,2	7,7	7,3	7,4
wschodni Basen Gotlandzki	7,8	8,0	7,4	7,6	7,6	6,9	7,5
Basen Bornholmski	7,8	8,6	7,7	8,8	8,3	8,0	8,2

Skutki pośrednie

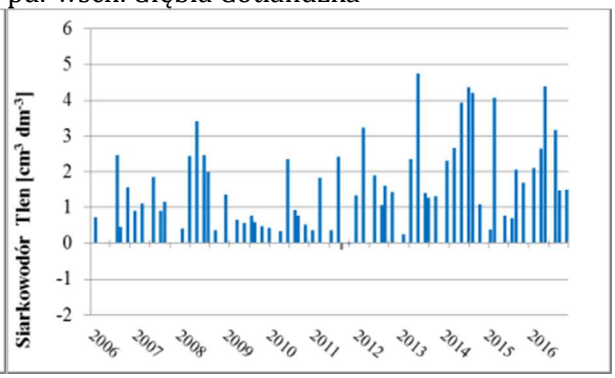
Wtórnym skutkiem nadmiaru substancji biogennych w środowisku morskim Bałtyku jest spadek natlenienia wód przydennych. Natlenienie warstw przydennych jest uzależnione od procesów hydrodynamicznych. W strefie płytkowodnej jest to przede wszystkim mieszanie wiatrowe, w strefie głębokowodnej za dostawę tlenu do warstwy przydennej odpowiedzialne są głównie wlewy dobrze natlenionych wód z Morza Północnego (Hansson 2009, Conley 2011).

Pomimo, że w wodach otwartego morza do oceny natlenienia warstw wód przydennych stosuje się wskaźnik podstawowy HELCOM – dług tlenowy, coroczne oceny poziomu deficytu tlenu, ze względu na trudności metodyczne, wykonywane są na podstawie analizy zmian stężeń tlenu rozpuszczonego w warstwie przydennej. Wskaźnikiem podstawowym jest minimalne stężenie tlenu przy dnie w okresie letnim, w miesiącach od czerwca do września.

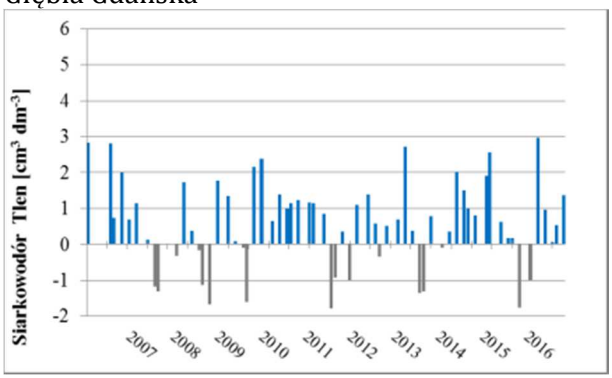
Głębia Bornholmska



pd.-wsch. Głębia Gotlandzka



Głębia Gdańska



Rys. 1.6.15. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi POM w latach 2006–2016 (wartości ujemne oznaczają obecność siarkowodoru) (źródło danych PMŚ).

W 2016 r. warunki tlenowe przy dnie obszarów głębokowodnych były nadal kształtowane przez wlewy wód z rejonu Kattegatu (Fiestel 2016). Po olbrzymim wlewie w grudniu 2014 r. (IMGW-PIB 2015) nastąpiły kolejne, słabe lub umiarkowane, z których te z listopada 2015 r. oraz z przełomu stycznia i lutego 2016 r., wpłynęły na sytuację tlenową przy dnie głębi południowego Bałtyku w 2016 r. (IOW 2016abc, SMHI 2016) (Rys. 1.6.15).

Pod koniec roku 2015 tlen, dostarczony z wodami wielkiego wlewu z Morza Północnego (ang. MBI – Major Baltic Inflow) z 2014 r., został prawie wyczerpany z warstw przydennych strefy głębokowodnej POM, a w Głębi Gdańskiej pojawił się siarkowodór. Wlew z listopada 2015 r. poprawił stosunkowo szybko warunki natlenienia w Głębi Bornholmskiej, gdzie stężenie tlenu wzrosło ze śladowych ilości 0,7 $cm^3\ dm^{-3}$ w listopadzie do 1,7 $cm^3\ dm^{-3}$ w styczniu 2016 r. Kolejny wlew z początku roku 2016 spowodował zanik warstwy deficytu tlenowego w tym rejonie, zwiększając zawartość tlenu do 3 $cm^3\ dm^{-3}$. Natomiast do Głębi Gdańskiej, obszaru głębokowodnego najbardziej oddalonego od źródła przemieszczających się wód, wlew dotarł dopiero w kwietniu, powodując zanik strefy azoicznej i wzrost stężenia tlenu do 3,2 $cm^3\ dm^{-3}$. Na południowo-wschodnim stoku Głębi Gotlandzkiej dobre warunki tlenowe utrzymywały się do sierpnia 2016 r., osiągając roczne maksimum 4,3 $cm^3\ dm^{-3}$ na początku lata. Od września pojawiła się już strefa deficytu tlenowego (Drgas 2016).

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że wlewy, które wystąpiły w zimie 2015/2016, podobnie jak wlew z 2014 r., spowodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego. W kolejnych miesiącach po wlewie obserwowano sukcesywny spadek stężenia tlenu, który doprowadził do powrotu deficytu tlenowego pod koniec 2016 r. w strefie przydennej we wszystkich głębiach POM.

Wody przydenne obszarów płytkowodnych, za sprawą cyrkulacji i dobrej wymiany wód (brak piknokliny, pojawianie się upwellingu), były w roku oceny dobrze natlenione, a stężenie tlenu przy dnie utrzymywało się powyżej wartości 4,0 $cm^3\ dm^{-3}$ (Tabela 1.6.5).

Tabela 1.6.5. Minimalne stężenie tlenu przy dnie w lecie 2016 r. w POM (min. 2006–2015) (źródło danych PMŚ).

Akwen	strefa	O_2 min (VI–IX)
Basen Bornholmski	głębokowodna	0,8 (–1,2)*
	płytkowodna	5,0 (4,6)*
	Zatoka Pomorska	4,2 (5,1)*
wschodni Basen Gotlandzki	głębokowodna	1,4 (–0,2)*
	płytkowodna	5,9 (4,5)*
Basen Gdański	głębokowodna	0,1 (–1,8)*
	płytkowodna	5,1 (4,3)*

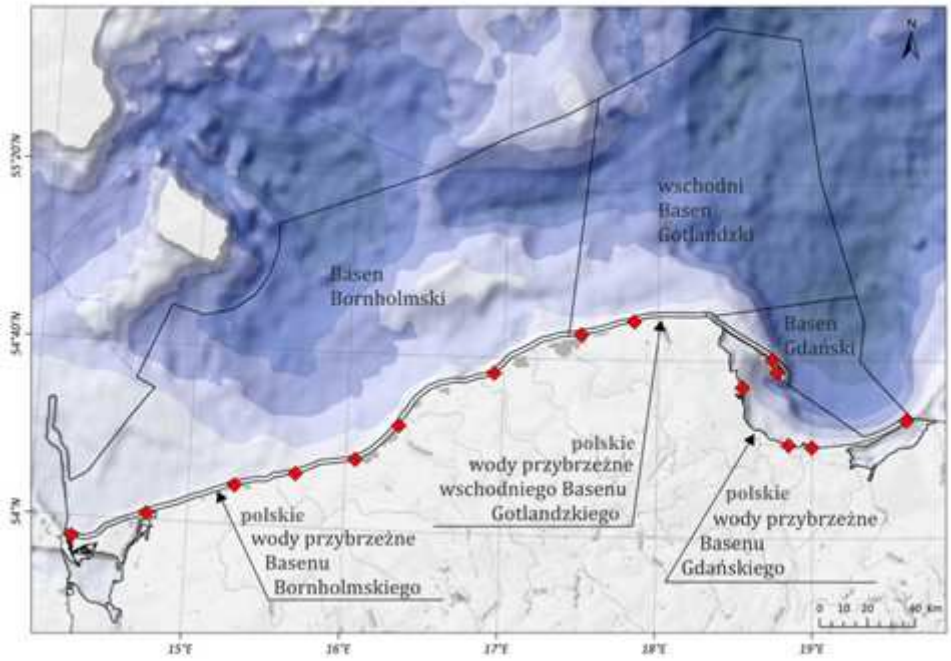
* Siarkowodór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu.

1.7. Odpady w środowisku morskim w latach 2015-2016

W latach 2015 i 2016 przeprowadzono pilotażowy program monitoringu odpadów w środowisku morskim. Program ten koncentrował się przede wszystkim na monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej, ale obejmował również monitoring odpadów na dnie i monitoring mikrocząstek.

Odpady deponowane na brzegu

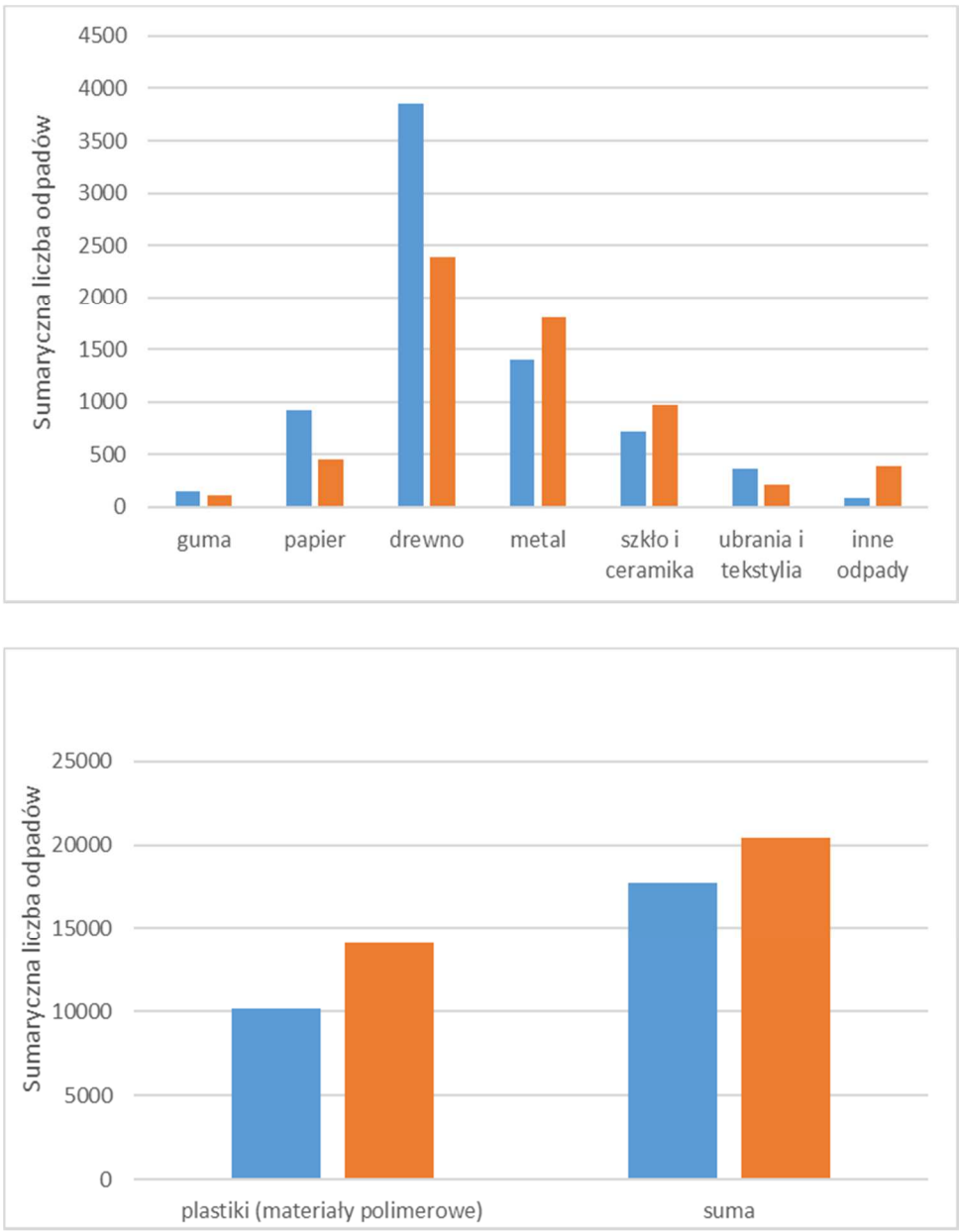
Monitoring odpadów gromadzonych na brzegu przeprowadzony został na 15 odcinkach o długości 1 km (Rys. 1.7.1). Na każdym odcinku przeprowadzono monitoring wszystkich odpadów znajdujących na się na całej szerokości monitorowanego odcinka, od linii wody do granicy plaży. Monitoring obejmuje identyfikację i zliczanie określonego rodzaju odpadu. Monitoring odpadów na linii brzegowej, na wyznaczonych odcinkach prowadzony był w każdym roku czterokrotnie: w kwietniu (wiosna), na przełomie czerwca i lipca (lato), na przełomie września i października (jesień) na przełomie grudnia i stycznia (zima).



Rys. 1.7.1. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2015 r. i 2016 r.

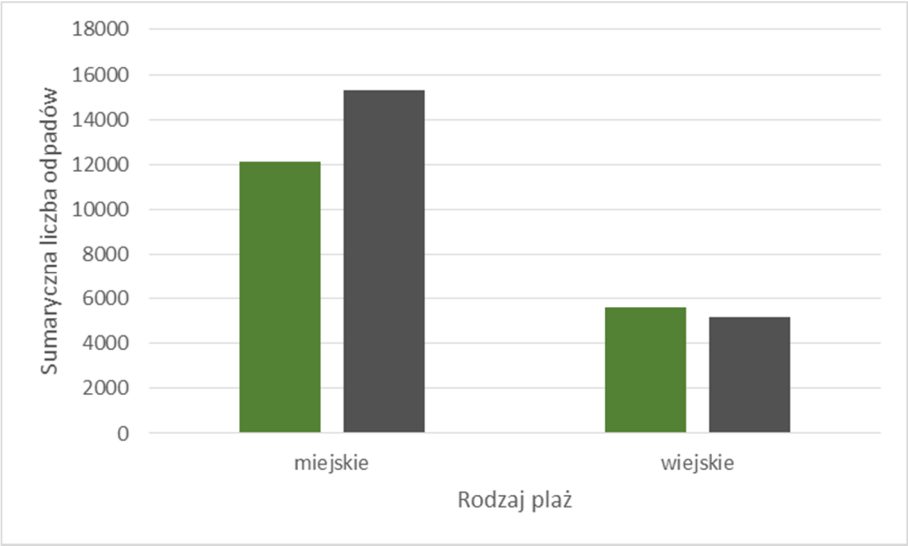
Sumaryczną liczbę odpadów, z czterech okresów badań, odnotowaną na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach: guma, papier, drewno, metal, szkło i ceramika, plastik (materiały polimerowe) oraz ubrania i tekstylia przedstawiono na Rys. 1.7.2.

Dominującym rodzajem odpadów były materiały polimerowe – plastiki, których liczba w 2015 r. wyniosła 10209. W tym samym roku odnotowano również stosunkowo dużą liczbę odpadów grupy drewna (3850) i w dalszej kolejności metalu (1395). Liczebność pozostałych kategorii odpadów pozostawała poniżej 1000. Należy jednak podkreślić, że udział plastików w całkowitej liczbie odpadów był największy i wynosił 58%. W 2016 r. udział ten wyniósł 69%. W tym samym roku odnotowano również wzrost liczby odpadów na linii brzegowej polskiego Wybrzeża w porównaniu z rokiem ubiegłym z 17702 do 20429. Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów na wszystkich odcinkach, największym udziałem oprócz odpadów plastikowych (14104) charakteryzowały się odpady metalowe (1807), szkło i ceramika (968). Stwierdzono także znaczny udział odpadów z grupy inne odpady (383), których frekwencja w 2015 r. wynosiła 92.

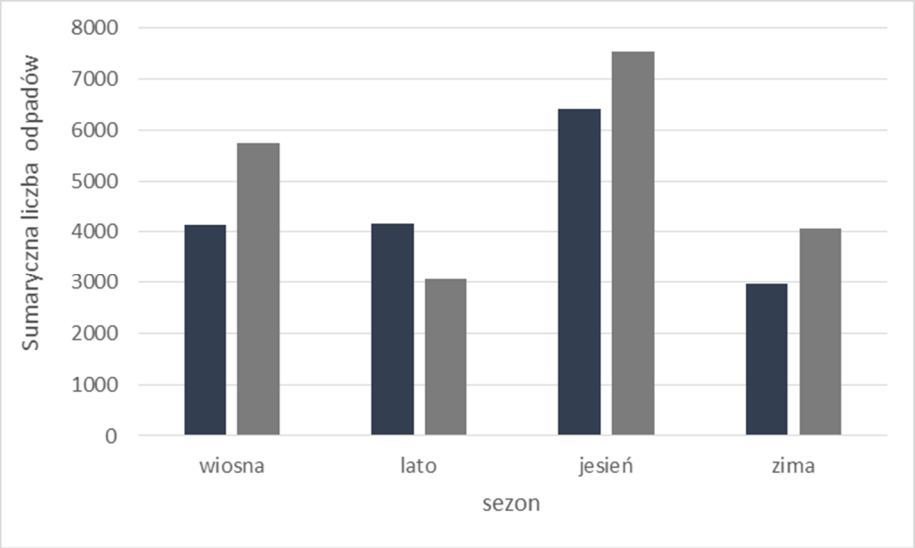


Rys. 1.7.2. Sumaryczna liczba pojedynczych odpadów (z czterech etapów) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2015 r. (słupek niebieski) i 2016 r. (słupek pomarańczowy) (źródło danych PMŚ).

Monitoring w zakresie liczby odpadów stałych wyrzucanych na brzeg lub gromadzonych wzdłuż linii brzegowej prowadzony był na plażach o charakterze miejskim i wiejskim. Odpady te teoretycznie poddane są innym presjom i pochodzą z różnych źródeł. Jednak większość obszarów polskiego Wybrzeża jest intensywnie wykorzystywana turystycznie. Zgodnie z oczekiwaniem największą liczebnością odpadów charakteryzowały się plaże typu miejskiego (Rys. 1.7.3). W 2015 r. całkowita liczba odpadów na plażach miejskich wynosiła 12 106, natomiast rok później wzrosła do 15284. W przypadku plaż wiejskich liczby odpadów w latach 2015 i 2016 były zbliżone i wynosiły odpowiednio 5595 i 5145. Istotne różnice w liczbie odpadów w obszarach miejskich i wiejskich ma swoje źródło w turystyce, której wpływ jest szczególnie widoczny w okresach atrakcyjnych turystycznie (Rys. 1.7.4).



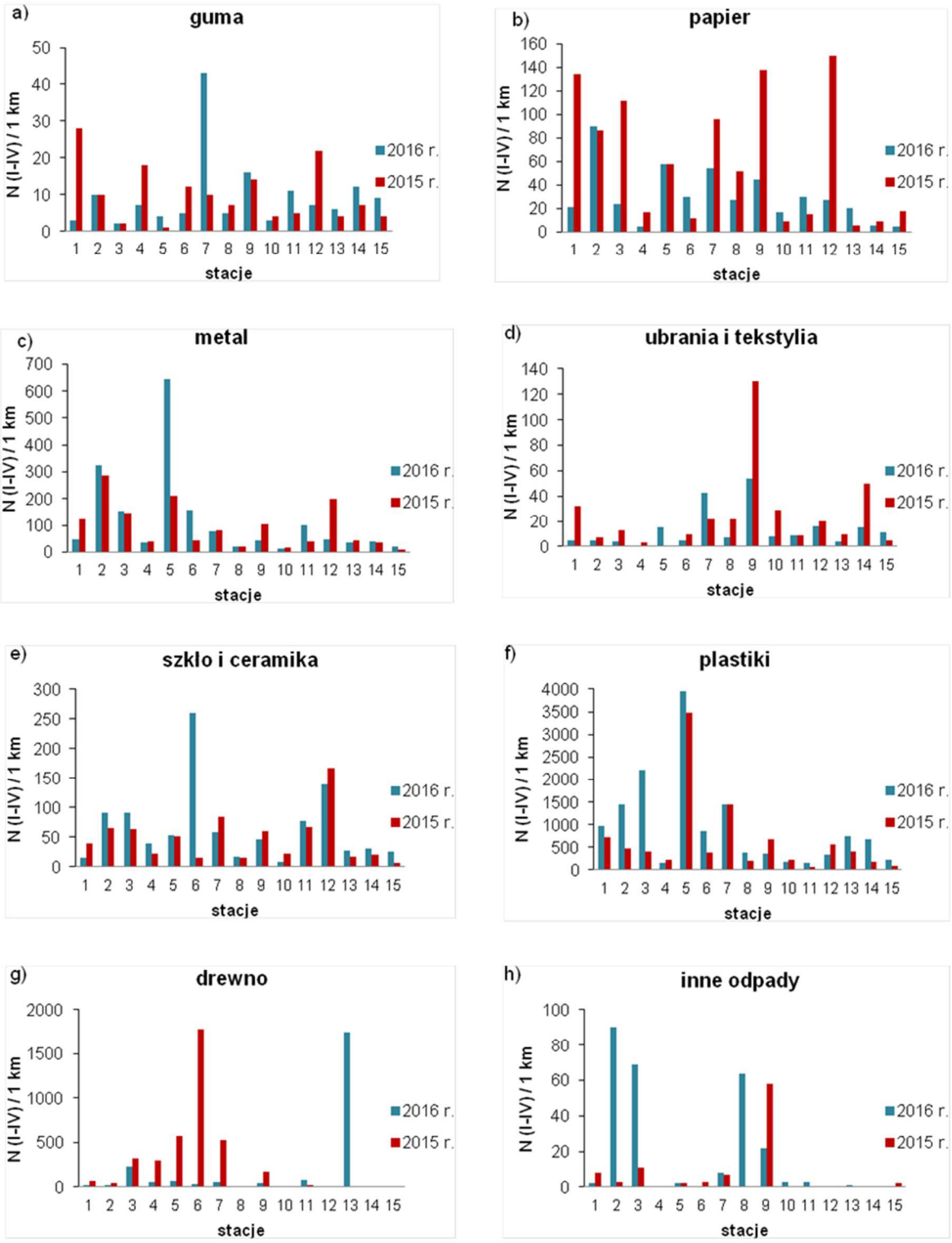
Rys. 1.7.3. Sumaryczna liczba pojedynczych odpadów na plażach miejskich i wiejskich w 2015 r. (słupek zielony) i 2016 r. (słupek ciemno-szary) (źródło danych PMŚ).



Rys. 1.7.4. Sumaryczna liczba pojedynczych odpadów w poszczególnych sezonach w 2015 r. (słupek czarny) i 2016 r. (słupek szary) (źródło danych PMŚ).

W 2015 r. liczba odpadów w okresie wiosennych i letnim wynosiła około 4100, natomiast w 2016 r. w okresie wiosennym liczba odpadów (5741) była wyższa od tej odnotowanej w okresie letnim (3076). Największy wzrost liczby odpadów w obydwu latach wystąpił w okresie jesiennym. Taka charakterystyka może mieć związek z tym, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem, które prowadzą właściwe gminy, szczególnie w okresach najbardziej atrakcyjnych turystycznie.

Liczbę odpadów w poszczególnych kategoriach odnotowanych na 15 odcinkach w 2016 r. porównano z danymi z roku 2015 (Rys. 1.7.5). W 2016 r. wzrosła liczba odpadów na linii polskiego Wybrzeża, czterokrotny wzrost liczebności odpadów gumowych odnotowano na odcinku Ustka (z 10 do 43 sztuk). Niewielki wzrost stwierdzono także na stacjach: Mielno, Choczewo, Hel, Gdańsk, Stegna i Krynica Morska. Natomiast na stacji Świnoujście zliczono znacznie mniejszą liczbę odpadów tego typu. W 2015 r. ilość odpadów gumowych odnotowanych na tym odcinku wynosiła 28 sztuk, natomiast w 2016 r. zliczono tylko trzy gumowe elementy. Spadek odnotowano również na stacjach: Darłowo, Smołdzino, Hel i Gdynia.



Rys. 1.7.5. Liczba odpadów (z czterech etapów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015 i 2016. Numery stacji odpowiadają poszczególnym odcinkom: 1-Świnoujście, 2- Dziwnów, 3-Trzebiatów, 4-Kołobrzeg, 5-Mielno, 6-Darłowo, 7-Ustka, 8-Smołdzino, 9- Choczewo, 10-Hel , 11- Hel II, 12-Gdynia, 13-Gdańsk, 14-Stegna, 15- Krynica Morska. Na wykresach zastosowano różne skale (źródło danych PMŚ).

W przypadku odpadów papierowych, praktycznie na wszystkich stacjach odnotowano spadek ich ilości w 2016 r. w porównaniu z rokiem ubiegłym. Największe różnice stwierdzono na plaży w Gdyni, na której zliczono 27 odpadów z tej kategorii (150 sztuk w 2015 r.). Na odcinku Mielno odnotowano trzykrotny wzrost elementów metalowych w porównaniu z poprzednim rokiem z 209 sztuk w 2015 r. liczebność odpadów wzrosła do 644 sztuk w 2016 r. Wzrost tego typu odpadów stwierdzono także na plaży w Dziwnowie, Darłowie i na Helu. Na pozostałych odcinkach liczba zanieczyszczeń metalowych pozostawała na zbliżonym poziomie, bądź uległa nieznacznemu zmniejszeniu. W przypadku ubrań i tekstyliów na 11 z 15 odcinków stwierdzono wzrost liczby odpadów tej kategorii w 2016 r. w porównaniu z 2015 r. Najwięcej odpadów tego typu zliczono w Choczewie. Natomiast najwięcej odpadów szklanych i ceramicznych stwierdzono w Darłowie a plastików najwięcej stwierdzono w Mielnie. Liczba odpadów szklanych i ceramicznych wzrosła z 16 w 2015 r. do 260 w 2016 r. Znaczny wzrost stwierdzono również w przypadku elementów drewnianych na stacjach: Trzebiatów, Kołobrzeg, Mielno, Darłowo, Ustka oraz Choczewo. Należy jednak podkreślić, że identyfikacja źródeł pochodzenia drewna (naturalne czy antropogeniczne), szczególnie w przypadku niewielkich kawałków, jest trudna.

Odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z grup zgromadzono w grupie „odpady inne". W 2015 r. na siedmiu odcinkach nie pojawiły się w ogóle, na pięciu odcinkach wystąpiły w ilości kilku sztuk, jedynie na odcinku Choczewo ilość odpadów w tej kategorii wynosiła 58. W kolejnym roku monitoringu odpadów morskich odnotowano wzrost liczebności odpadów z grupy „odpady inne", na pięciu odcinkach nie pojawiły się one w ogóle, na sześciu odcinkach wystąpiły ilości kilku sztuk. Natomiast na czterech stacjach zliczono od 22 do 90 sztuk. Najwięcej odpadów z tej kategorii odnotowano w Dziwnowie (Rys. 1.7.5).

TOP 20

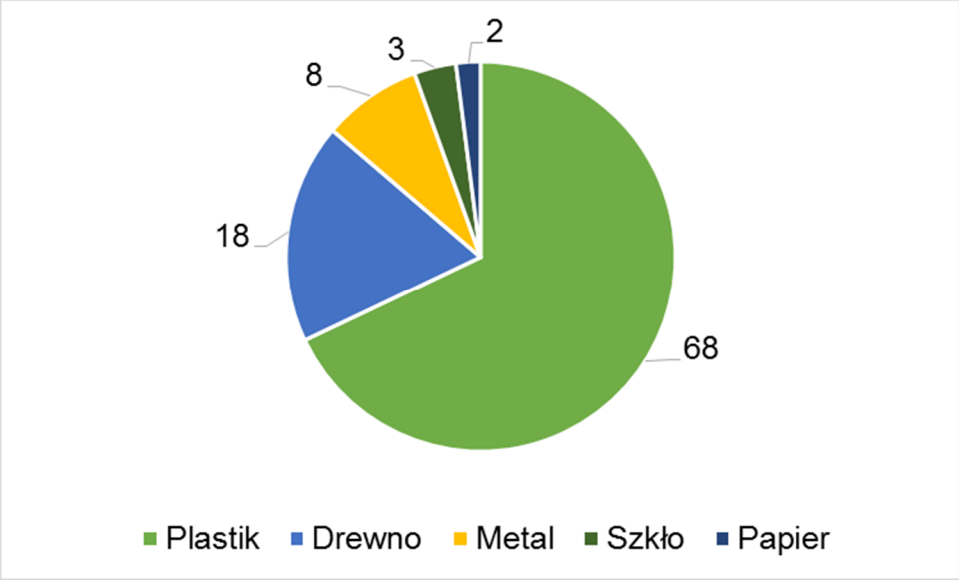
Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tabela 1.7.1). Najbardziej licznie występowały niedopałki papierosów i filtry (11220), których udział w całkowitej liczbie odpadów wynosił aż 30%. Na kolejnym znalazły się kawałki drewna zaklasyfikowane do grupy inne drewno. Ich liczebność wynosiła 2998, co odpowiadało udziałowi na poziomie 8%. Na trzecim miejscu znalazły się kapsle od butelek, wieczka i pokrywki stanowiące 4,7% wszystkich odpadów.

Tabela 1.7.1. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w latach 2015 i 2016 (źródło danych PMŚ).

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1.	Plastik	niedopałki papierosów i filtry	11220	30,1
2.	Drewno	inne drewno	2998	8,0
3.	Metal	kapsle od butelek, wieczka i pokrywki	1740	4,7
4.	Drewno	inne drewno < 50 cm	1374	3,7
5.	Plastik	sztućce, tacki, słomki, mieszadła	1302	3,5
6.	Plastik	kapsle, pokrywy, pierścienie	1240	3,3
7.	Plastik	butelki po napojach >0.5l	1177	3,2
8.	Drewno	inne drewno > 50 cm	1142	3,1
9.	Szkło	butelki (kawałki butelek)	1051	2,8
10.	Plastik	opakowania po słodyczach	819	2,2
11.	Plastik	kawałki plastiku 2.5 cm > < 50cm	818	2,2
12.	Plastik	torby na zakupy, plastikowe zgrzewki od puszek	743	2,0
13.	Plastik	długopisy i nakrętki	742	2,0
14.	Metal	puszki po napojach	741	2,0
15.	Plastik	inne plastiki	622	1,7
16.	Papier	kawałki papieru	613	1,6

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
17.	Plastik	butelki po napojach <=0.5l	592	1,6
18.	Plastik	kubki i pokrywy	433	1,2
19.	Plastik	patyczki do uszu	402	1,1
20.	Plastik	plastik/kawałki polistyrenu 2.5 cm > < 50cm	359	1,0

Biorąc pod uwagę podstawowe kategorie odpadów największym udziałem na poziomie 68% charakteryzowały się plastiki, udział opadów drewnianych był na poziomie 18%, odpadów metalowych – 8%, odpadów szklanych – 3% i odpadów papierowych – 2% (Rys. 1.7.6). Wśród poszczególnych odpadów tworzących listę 20 najbardziej powszechnych odpadów nie znalazły się odpady z kategorii: ubrania i tekstylia oraz guma.



Rys. 1.7.6. Udział procentowy pięciu grup najliczniejszych odpadów w latach 2015 i 2016 (źródło danych PMŚ).

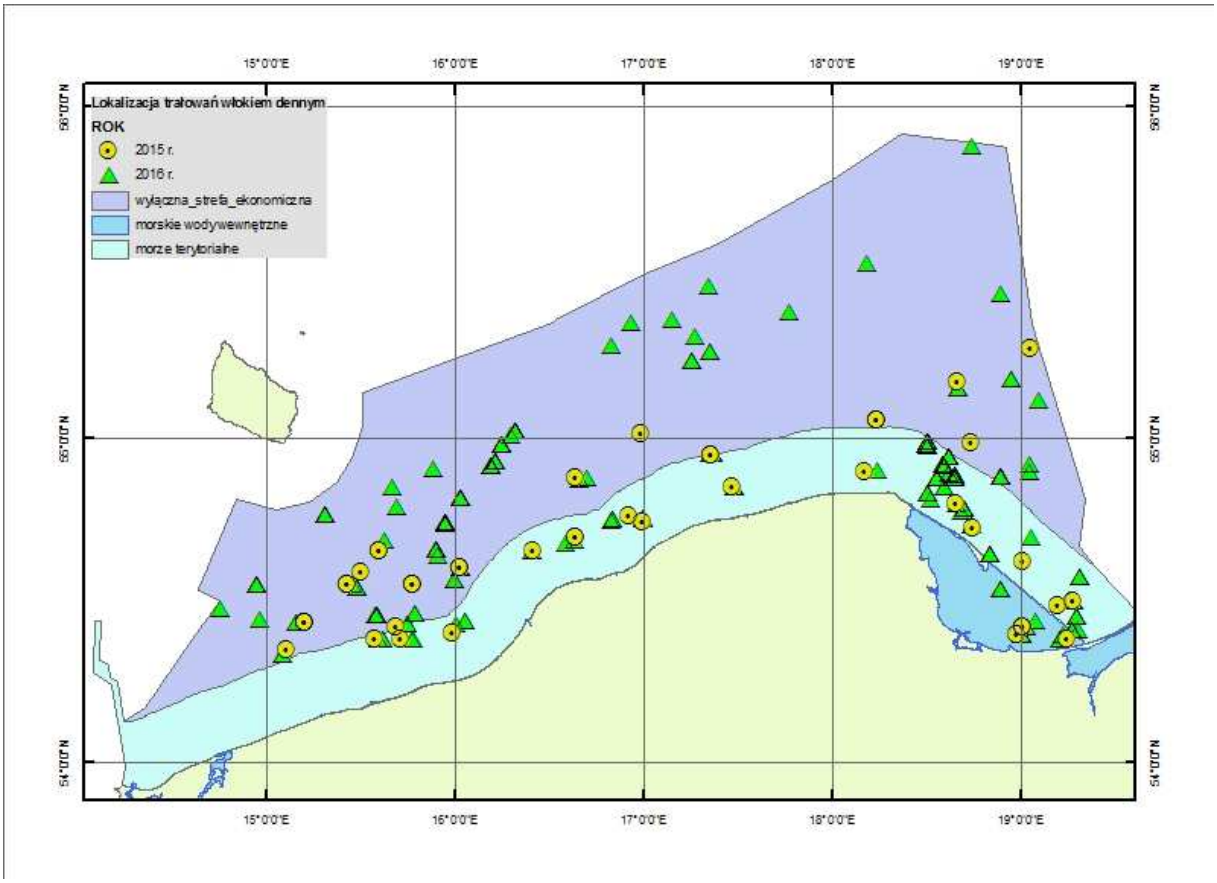
Odpady zdeponowane na dnie

Dane dotyczące odpadów zdeponowanych na dnie pochodzące z lat 2015 i 2016 pozyskano z bazy danych ICES (źródło: http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx). Dane raportowane przez Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy pozyskiwane są podczas trałowania prowadzonego w ramach Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich prowadzonego przez MIR-PIB (Rys. 1.7.7).

Całkowita masa odpadów zidentyfikowanych w 2015 r. wyniosła 2,45 kg, natomiast w 2016 r. 17,5 kg (Tabela 1.7.2). Oczywiście końcowy wynik – masa zidentyfikowanych odpadów zależy od obszaru objętego badaniami.

Tabela 1.7.2. Wyniki badań odpadów zgromadzonych na dnie w rejonach południowego Bałtyku w latach 2015 i 2016.

Rok	Głębokość [m]	Czas trałowania [min]	Masa [kg]	Liczba zaciągów
2015	19-112	około 30	2,449	33
2016			17,459	51



Rys. 1.7.7. Lokalizacja obszarów identyfikacji odpadów zdeponowanych na dnie.

Mikrocząstki w wodzie morskiej i osadach dennych

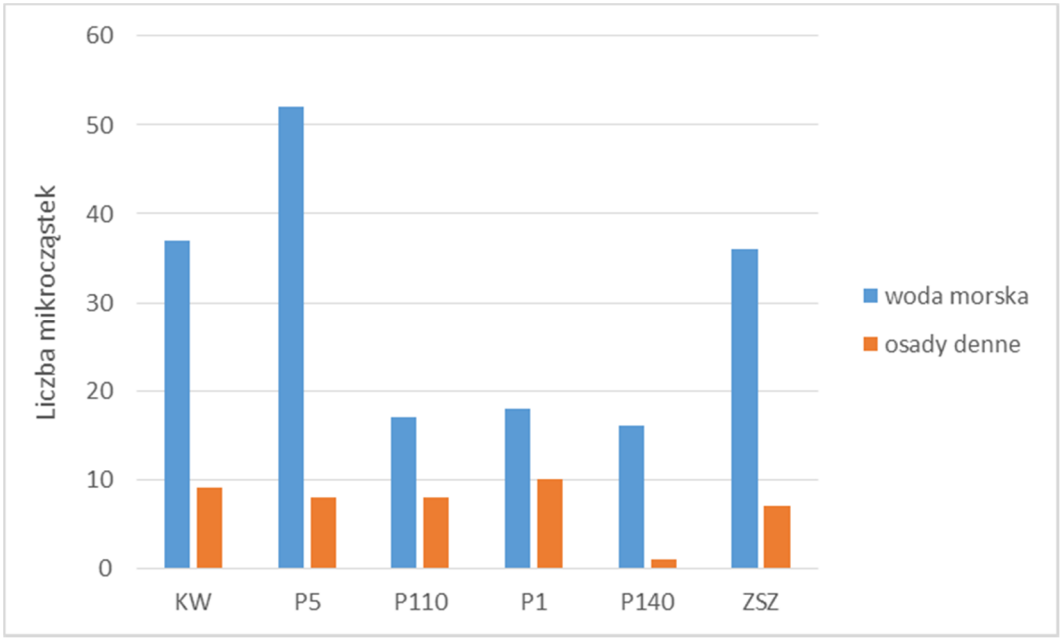
Termin mikrocząstki stosuje się w przypadku cząstek odpadów mniejszych niż 5 mm, ale mogą one również być znacznie mniejsze. Badania mikrocząstek obejmują zarówno cząsteczki syntetyczne, jak i niesyntetyczne (takie jak plastik, celuloza, bawełna, wełna, guma, metal, szkło). Cząstki mogą pochodzić ze źródeł pierwotnych lub pochodzić z rozkładu większych elementów śmieci (tak zwane cząstki wtórne). Mikrocząstki można znaleźć we wszystkich elementach/matrycach środowiska, w wodzie morskiej, osadach dennych, w organizmach, na brzegu.

W 2016 r. pobrano próbki wody morskiej i osadów dennych do badań mikrocząstek w 6 lokalizacjach:

1) 4 w rejonie morza otwartego: Głębia Gdańska - P1, Wschodni Basen Gotlandzki - P140, Głębia Bornholmska - P5 i Basen Gdański - P110 podczas rejsu w 2016 r.;
2) w Zalewie Szczecińskim – ZSZ;
3) w Zalewie Wiślanym – KW.

Największą liczbę mikrocząstek zidentyfikowano w wodzie w rejonie Głębi Bornholmskiej (52) – Rys. 1.7.8. W dalszej kolejności znalazły się obszary Zalewów Wiślanego (37) i Szczecińskiego (36). W rejonie Zatoki Gdańskiej (P110), Głębi Gdańskiej (P1) i wschodniego Basenu Gotlandzkiego (P140) liczby mikrocząstek w wodzie morskiej były zbliżone (16-18).

W przypadku osadów poza obszarem wschodniego Basenu Gotlandzkiego, gdzie zidentyfikowano tylko 1 mikrocząstkę, liczba mikrocząstek pozostawała w wąskim zakresie od 7 do 10.



Rys. 1.7.8. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej i osadach dennych w 2016 r. (źródło danych PMŚ).

1.8. Substancje niebezpieczne w elementach środowiska morskiego i efekty ich oddziaływania oraz substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do spożycia

Monitoring prowadzony w polskiej strefie Morza Bałtyckiego w zakresie substancji zanieczyszczających w środowisku morskim i w zakresie efektów oddziaływania substancji zanieczyszczających obejmuje trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy, uwzględniając rekomendacje dyrektywy dotyczącej substancji priorytetowych oraz rekomendacje wynikające z prac realizowanych w ramach Projektu HELCOM HOLAS II mającego na celu przeprowadzenie holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku obejmującej lata 2011-2016 i opartej na uzgodnionych regionalnie wskaźnikach podstawowych. Poziomy stężeń poszczególnych substancji określane są w różnych elementach ekosystemu morskiego: wodzie morskiej, organizmach oraz osadach dennych wytypowanych na podstawie adekwatności ich stosowania w ocenie stanu środowiska. Uzyskane dane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska i finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, pozwalają na przeprowadzenie oceny stanu środowiska w zakresie dwóch wskaźników D8 - stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz D9 – poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie UE ani innych odpowiednich norm zgodnych z zapisami RDSM.

Stężenia większości substancji: metali ciężkich (Pb, Cd i Hg) i związków chloroorganicznych w rybach, małżach i osadach dennych oraz ^{137}Cs i ^{90}Sr (reprezentujących izotopy promieniotwórcze) w wodzie morskiej monitorowane są w sposób systematyczny od wielu lat w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Związki bromoorganiczne, organiczne związki cyny oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne zostały objęte monitoringiem od 2012 r., natomiast od 2014 r. do monitoringu włączono analizy sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w rybach oraz farmaceutyków w wodzie.

W obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych prowadzony jest monitoring substancji priorytetowych zgodnie z wymogami RDW.

W 2014 r. do programu monitoringu włączono metodę testu mikrojądrowego umożliwiającą badanie stanu ryb, w kontekście oceny szkodliwego oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy morskie.

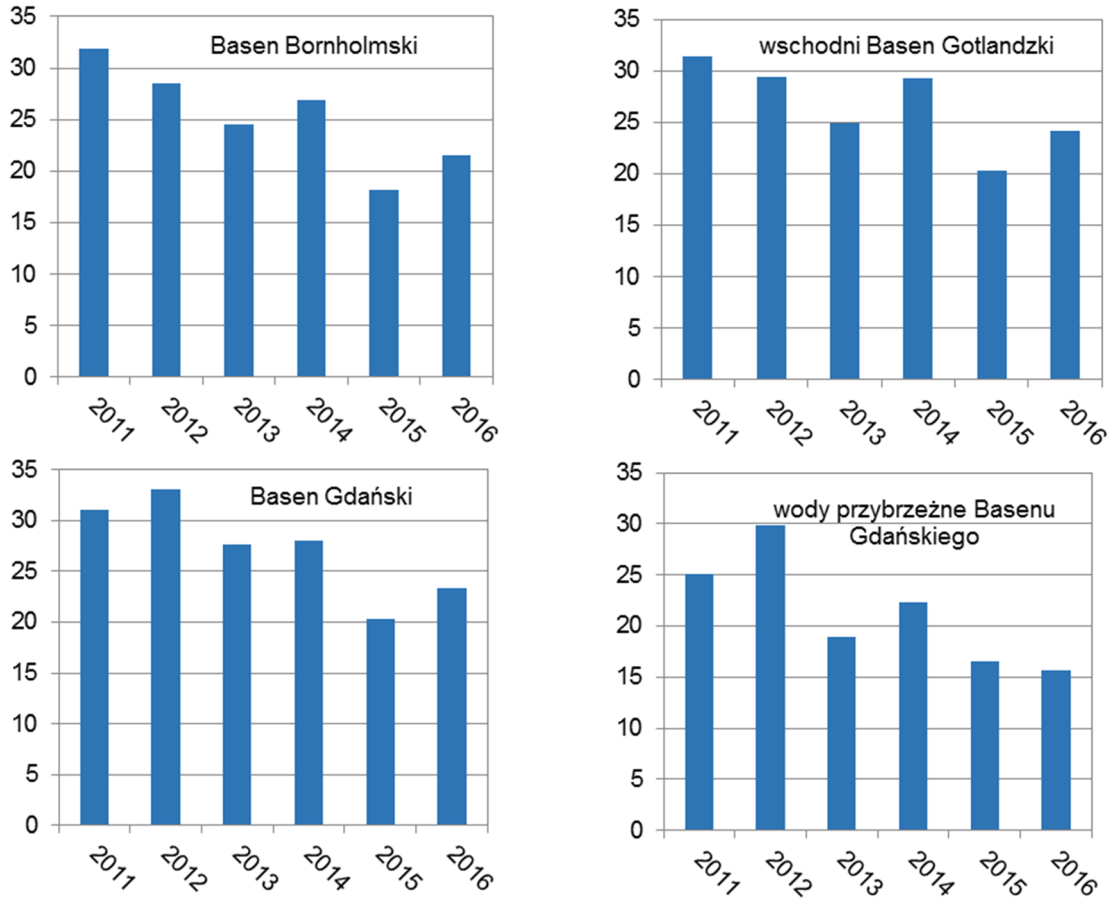
Radionuklidy

Woda

W latach 2011- 2016, podobnie jak w latach poprzednich, w polskiej części południowego Bałtyku kontynuowany był monitoring dwóch izotopów promieniotwórczych: cezu – ^{137}Cs i strontu – ^{90}Sr obecnych w środowisku morskim. Są to izotopy pochodzenia antropogenicznego, charakteryzujące się stosunkowo długim okresem połowicznego rozpadu promieniotwórczego wynoszącym odpowiednio 30 i 28 lat, które w głównej mierze odpowiedzialne są za kształtowanie poziomu radioaktywności w wodach Morza Bałtyckiego. Głównymi źródłami monitorowanych izotopów są testy broni jądrowej, których intensyfikacja przypada na lata 50. i 60. XX wieku oraz awaria elektrowni w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 r. Na zmiany ich aktywności promieniotwórczej w środowisku morskim wpływają głównie rozpad promieniotwórczy, procesy bioakumulacji w organizmach fauny i flory morskiej, procesy sedymentacji oraz wymiana wód z Morzem Północnym.

Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2016 r., obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło 22,3 Bq m^{-3} i było nieznacznie wyższe od średniego stężenia odnotowanego w roku poprzednim 19,2 Bq m^{-3}, ale jednocześnie średnia aktywność omawianego izotopu w 2016 r. stanowiła około 1/5 maksymalnej wartości odnotowanej w 1991 r. i będącej wynikiem awarii elektrowni w Czarnobylu. W 2016 r., stężenia ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku pozostawały w zakresie od 9,4 Bq m^{-3} do 28,0 Bq m^{-3}. Najmniejsza wartość wystąpiła, podobnie jak w latach poprzednich w rejonie ujścia Wisły, gdzie udział wód rzecznych jest znaczący, o czym świadczy niskie zasolenie obserwowane w tym rejonie. Największa wartość równa 28 Bq m^{-3} została odnotowana w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego na głębokości 40 m. Stężenia poniżej 20 Bq m^{-3} odnotowano w wodach powierzchniowych Zatoki Pomorskiej i w wodach przydennych w Basenie Bornholmskim.

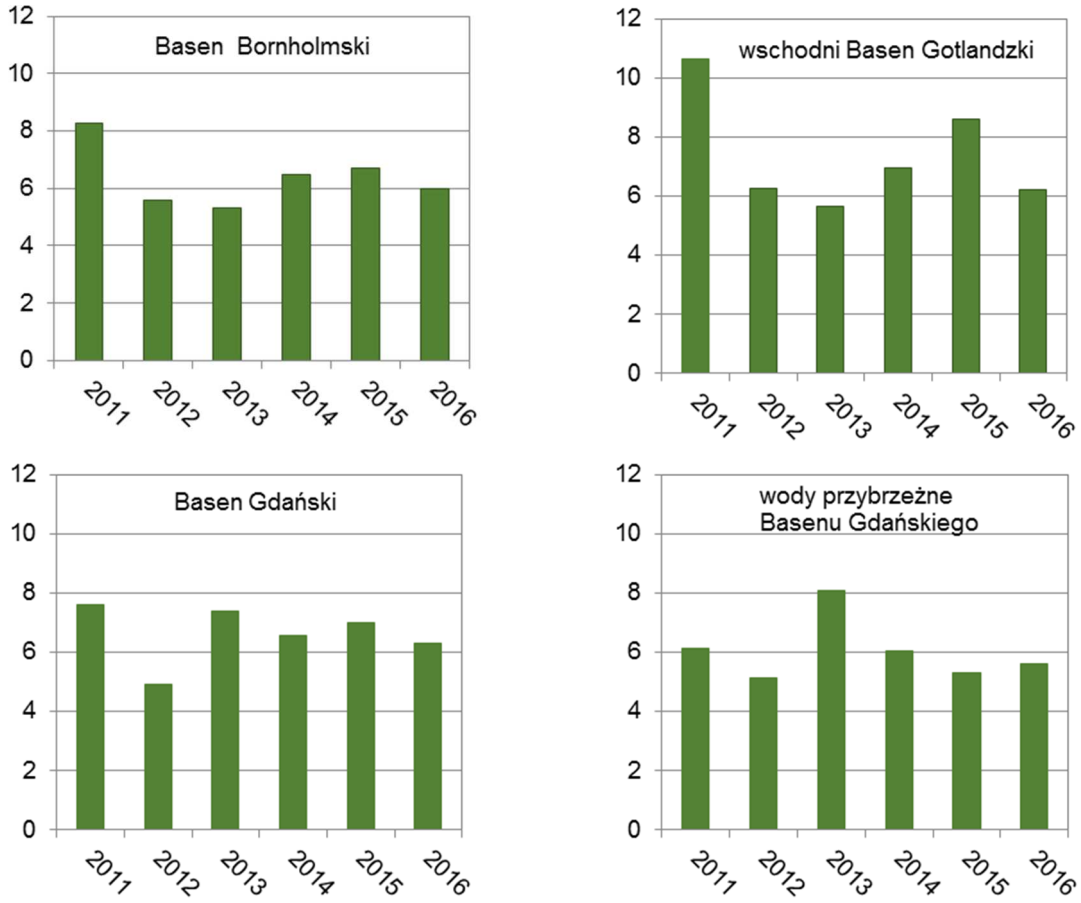
W 2016 r. średnie stężenia ^{137}Cs w trzech obszarach poddawanych ocenie, w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim były nieznacznie większe od wartości w roku poprzednim (Rys. 1.8.1). Wynosiły odpowiednio 21,5 Bq m^{-3}, 24,1 Bq m^{-3} i 23,3 Bq m^{-3}. Średnie stężenie ^{137}Cs, praktycznie niezmienione w stosunku do roku poprzedniego, ale jednocześnie zdecydowanie niższe niż w pozostałych obszarach oceny, wystąpiło w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (15,6 Bq m^{-3}). Zasadniczo we wszystkich obszarach obserwuje się spadek stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w stosunku do roku 2011, stanowiącego początek okresu oceny, w którym średnie stężenia w trzech obszarach: Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim były bardzo wyrównane i pozostawały w zakresie 31,1 – 31,9 Bq m^{-3}. W 2011 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego średnie stężenie ^{137}Cs wynosiło 25,1 Bq m^{-3} i było wyższe o około 10 Bq m^{-3} od obserwowanego w tym obszarze w 2016 r.



Rys. 1.8.1. Średnie stężenia ^{137}Cs (Bq m^{-3}) w wodzie morskiej w obszarach oceny (źródło danych PMŚ).

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w żadnym z akwenów, w których średnie aktywności w 2016 r. były bardzo wyrównane (Rys. 1.8.2). Najmniejsza wartość (5,6 Bq m^{-3}) charakteryzowała wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego. W pozostałych basenach wartości były praktycznie identyczne: 6,0 Bq m^{-3} w Basenie Bornholmskim, 6,2 Bq m^{-3} we wschodnim Basenie Gotlandzkim i 6,3 Bq m^{-3} w Basenie Gdańskim. Wartości te były mniejsze o 0,5 do 4,5 Bq m^{-3} od wartości odnotowanych w 2011 r., w którym średnie stężenia ^{90}Sr wynosiły odpowiednio: 8,29 Bq m^{-3} w Basenie Bornholmskim, 10,7 Bq m^{-3} we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 7,6 Bq m^{-3} w Basenie Gdańskim i 6,1 Bq m^{-3} w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Największa zmiana dotyczyła wschodniego Basenu Gotlandzkiego, gdzie średnie stężenie zmalało o 4,5 Bq m^{-3}.

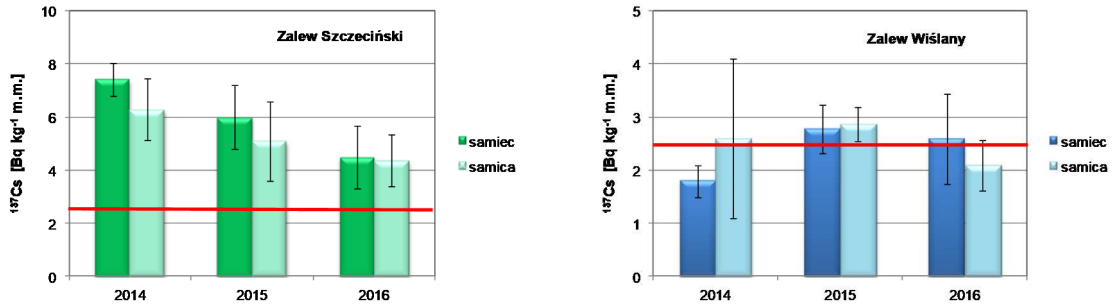
W roku 2016 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła 6,1 Bq m^{-3}. Najmniejsze stężenie ^{90}Sr równe 3,9 Bq m^{-3} odnotowano w wodach przydennych Głębi Gdańskiej, największe zaś (9,4 Bq m^{-3}) w wodach przydennych Basenu Gdańskiego na stacji P110.



Rys. 1.8.2. Średnie stężenia ^{90}Sr (Bq m^{-3}) w wodzie morskiej w obszarach oceny (źródło danych PMŚ).

Ryby

W latach 2014 – 2016 prowadzono analizy mające na celu określenie stężeń promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) odłowionym w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim. W 2016 r. aktywności ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w węższym zakresie niż miało to miejsce w roku poprzednim: od 3,6 do 6,2 Bq kg^{-1} m.m. w przypadku samic i od 3,1 do 6,6 Bq kg^{-1} m.m. w przypadku samców (Rys. 1.8.3). Wartości średnie dla obu płci były bardzo wyrównane i wynosiły odpowiednio 4,5 Bq kg^{-1} m.m. – samice i 4,6 Bq kg^{-1} m.m. – samce i były nieco niższe niż obserwowane w roku poprzednim: 6,3 Bq kg^{-1} m.m. i 7,4 Bq kg^{-1} m.m. Biorąc pod uwagę okres badań od 2014 r. do 2016 r. można stwierdzić pewną tendencję spadkową w zakresie stężeń ^{137}Cs w okoniu z Zalewu Szczecińskiego (Rys. 1.8.3). W Zalewie Wiślanym stężenia w przypadku obydwu płci pozostawały na niższych poziomach, wartości średnie wynosiły odpowiednio 2,1 Bq kg^{-1} m.m. (samice) i 2,6 Bq kg^{-1} m.m. (samce) i były bardzo zbliżone do wartości obserwowanych w roku poprzednim: 2,9 Bq kg^{-1} m.m. (samice) i 2,8 Bq kg^{-1} m.m. (samce).



Rys. 1.8.3. Średnie stężenia ^{137}Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) w latach 2014-2016 (źródło danych PMŚ).

Metale ciężkie

Rośliny makrofitobentosowe

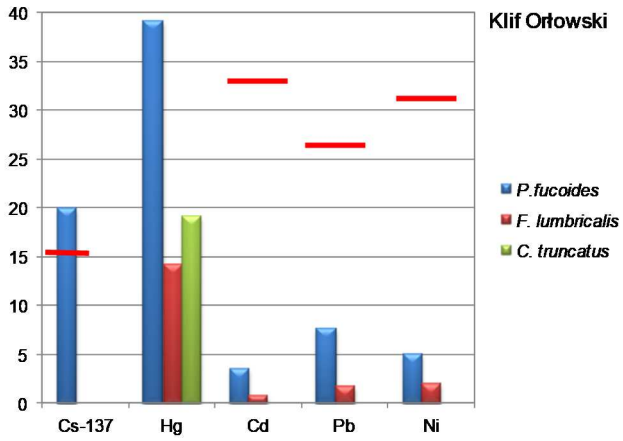
W latach 2014 - 2016 prowadzono pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofitobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Głazowisko Ławica Słupska w dwóch sezonach (czerwcu i wrześniu) w ramach monitoringu stanu makrofitobentosu. Do badań wytypowano siedem gatunków: cztery reprezentujące algi i gromadę krasnorostów - *Polysiphonia fucoides*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccotylus truncatus* i *Ceramium dipahanum,* jeden reprezentujący ramienice - *Chara baltica* i dwa należące do roślin naczyniowych - *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris*. *P. fucoides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi dla Klifu Orłowskiego, Głazowiska Rowy i Głazowiska Ławica Słupska, natomiast *S. pectinata*, *Z. palustris* i *C. baltica* występują w rejonie Jamy Kuźnickiej.

Dane prezentowane na wykresach przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach (Rys. 1.8.4 – Rys. 1.8.8).

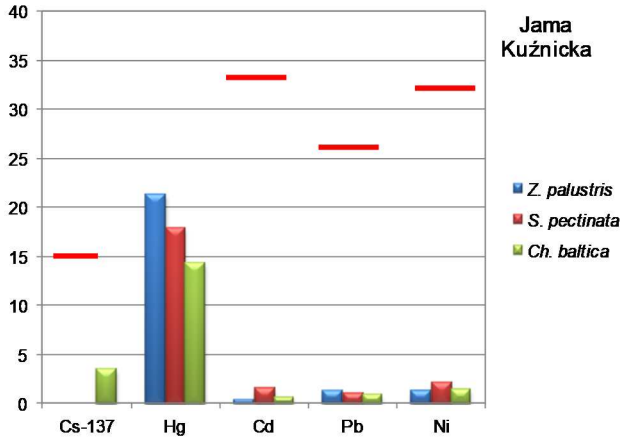
W 2016 r., podobnie jak w latach poprzednich, największymi stężeniami zarówno metali ciężkich, jak i ^{137}Cs charakteryzowała się *P. fucoides*. Średnie aktywności ^{137}Cs w rejonie Klifu Orłowskiego i Rowów wynosiły odpowiednio 19,8 Bq kg^{-1} s.m. i 6,8 Bq kg^{-1} s.m. i były nieznacznie niższe niż obserwowane w roku poprzednim. W przypadku pozostałych gatunków i lokalizacji, stężenia ^{137}Cs pozostawały poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody, z wyjątkiem gatunku *Ch. baltica* występującej w rejonie Jamy Kuźnickiej, w tkankach której aktywność ^{137}Cs wyniosła 3,5 Bq kg^{-1} s.m.

Największe średnie stężenia Hg występowały, podobnie jak w latach poprzednich, w *P. fucoides*. Wynosiły one odpowiednio 39,1 µg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego, 27,9 µg kg^{-1} s.m. w rejonie Rowów oraz 26,4 µg kg^{-1} s.m. w rejonie Ławicy Słupskiej. Zbliżone wartości zawartości Hg, przekraczające 20 µg kg^{-1} s.m. odnotowano w tkankach pozostałych krasnorostów w rejonie Rowów, natomiast w obszarze Klifu Orłowskiego i Ławicy Słupskiej stężenia Hg w *F. lumbricalis*, *C. truncatus* i *C.diaphanum* zmieniały się w granicach od 14 do 19 µg kg^{-1} s.m. Tkanki roślin naczyniowych z rejonu Jamy Kuźnickiej charakteryzowały się zawartością Hg na poziomie zbliżonym do poziomu obserwowanego w przypadku alg. Stężenia Hg wynosiły odpowiednio 21,3 µg kg^{-1} s.m. w przypadku *Z. palustris*, 17.9 µg kg^{-1} s.m. w przypadku *S. pectinata*.

Stężenie Pb w *P. fucoides* w rejonach Klifu Orłowskiego wynosiło 7,6 mg kg^{-1} s.m. i było zdecydowanie wyższe od odnotowanego w rejonie Rowów (1,8 mg kg^{-1} s.m.). Bardzo niskie stężenie Pb odnotowano w przypadku pozostałych krasnorostów. Zmieniało się ono w zakresie od 0,4 mg kg^{-1} s.m. w przypadku *F. lumbricalis* w rejonie Rowów i *C. diapanum* w rejonie Ławicy Słupskiej do 1,8 mg kg^{-1} s.m. – wartości odnotowanej w *F. lumbricalis* w rejonie Klifu Orłowskiego. Stężenia Pb w *Ch. baltica* i roślinach naczyniowych w Jamie Kuźnickiej pozostawały na poziomie 1 mg kg^{-1} s.m.



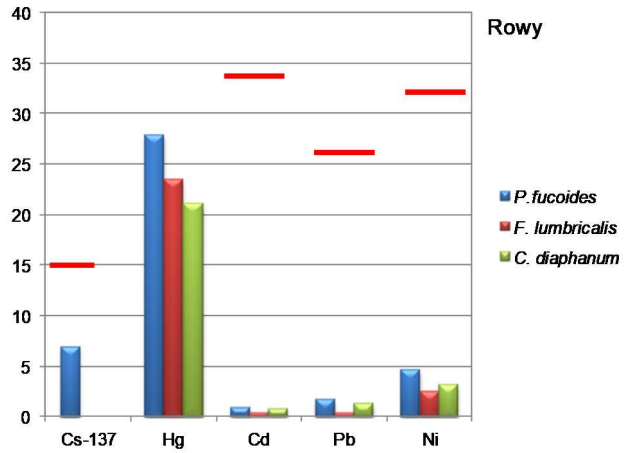
Rys. 1.8.4. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).



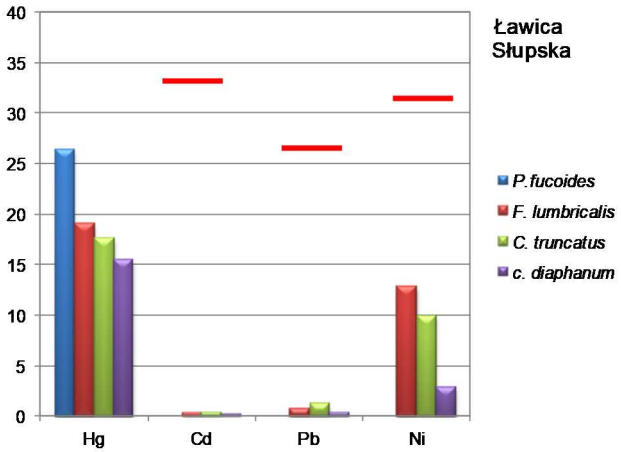
Rys. 1.8.5. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).

Również w przypadku Cd stężenia pozostawały na stosunkowo niskim poziomie. Najniższe stężenia w bardzo wąskim zakresie od 0,3 do 0,4 mg kg^{-1} s.m. wystąpiły w trzech gatunkach krasnorostów w rejonie Ławicy Słupskiej. Nieznacznie tylko wyższe wartości na poziomie 0,7 – 0,8 mg kg^{-1} s.m. charakteryzowały te gatunki w rejonie Rowów i Klifu Orłowskiego. Natomiast w przypadku roślin występujących w Jamie Kuźnickiej, najniższe stężenie odnotowano w *Z. palustris* (0,5 mg kg^{-1} s.m.), najwyższe zaś *S. pectinata* (1,6 mg kg^{-1} s.m.).

Największe stężenia Ni wystąpiły w *F. lumbricalis* (12,9 mg kg^{-1} s.m.) i *C. truncatus* (9,9 mg kg^{-1} s.m.) w rejonie Ławicy Słupskiej. W przypadku dwóch pozostałych lokalizacji, specyficznych dla występowania krasnorostów stężenia Ni pozostawały w zakresie od 2 do 5 mg kg^{-1} s.m. Najniższe zawartości Ni charakteryzowały tkanki roślin naczyniowych: *Z. palustris* 1,3 mg kg^{-1} s.m. i *S. pectinata*- 2.2 mg kg^{-1} s.m. oraz gatunek *Ch. baltica* – 1,5 mg kg^{-1} s.m.

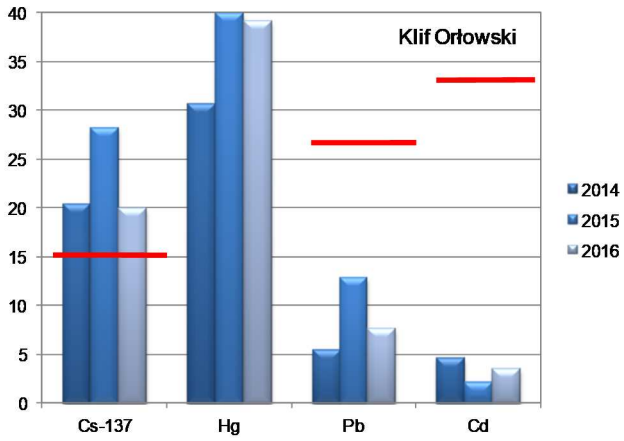


Rys. 1.8.6. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).



Rys. 1.8.7. Stężenia Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).

Z porównania stężeń monitorowanych w latach 2014-2016 substancji niebezpiecznych w tkankach *P. fucoides* z rejonu Klifu Orłowskiego (Rys. 1.8.8) wynika, że stężenia te zmieniają się w pewnych granicach, brak jest jednak jednoznacznych zmian, które wskazywałyby na określone zmiany w środowisku. Tylko w przypadku ^{137}Cs można oczekiwać spadku związanego głównie z rozpadem promieniotwórczym, ale dotyczy to dłuższego okresu monitorowania.



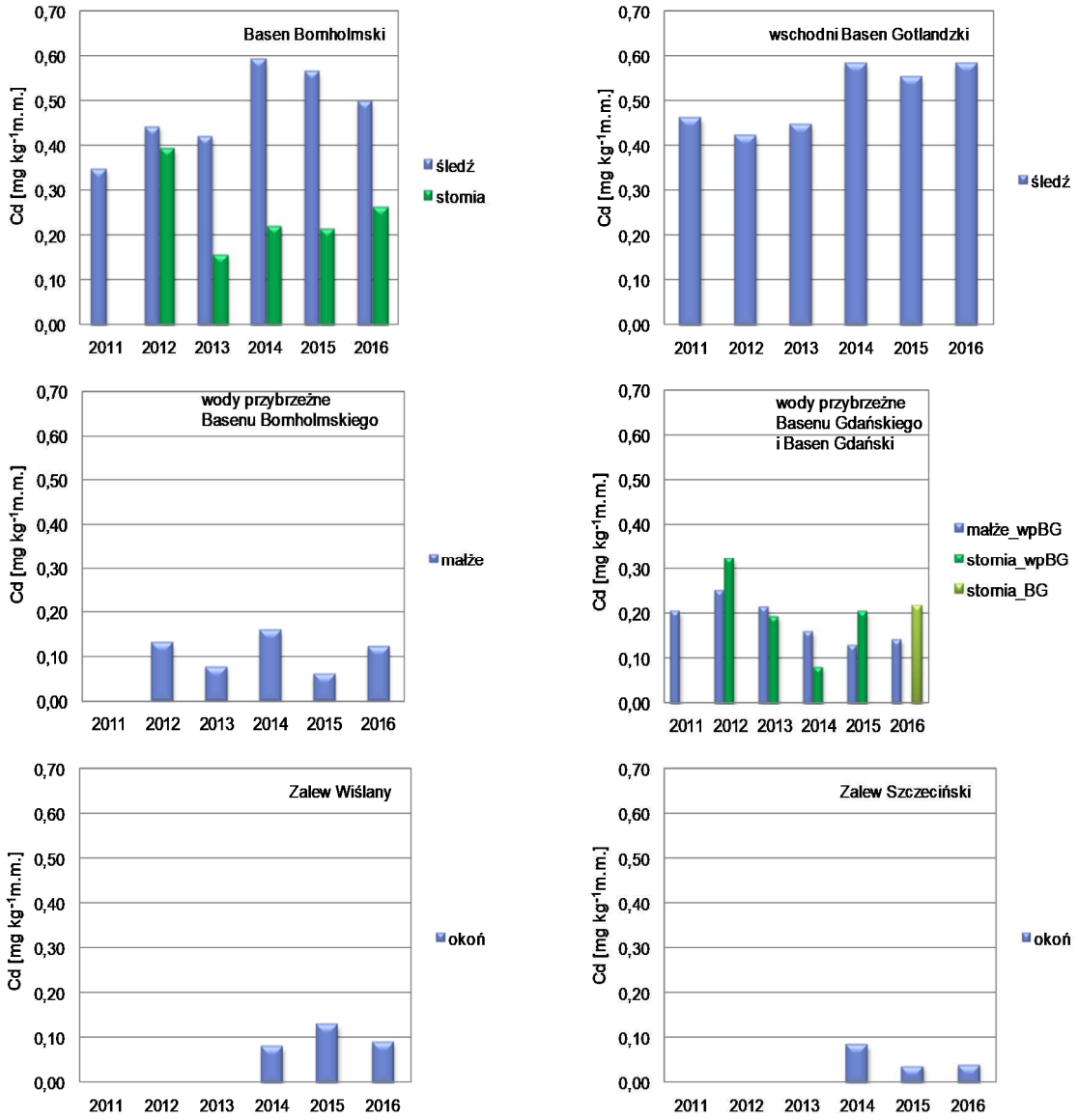
Rys. 1.8.8. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w *P. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2016 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).

Biorąc pod uwagę lokalizację obszarów występowania roślinności makrofitobentosowej, stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego może być opisany na podstawie wyników uzyskanych dla rejonu Klifu Orłowskiego i Jamy Kuźnickiej, rejon Rowów charakteryzuje wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, natomiast Ławica Słupska może być reprezentatywna dla Basenu Bornholmskiego, co zostało wykorzystane w ocenie.

Ryby i małże

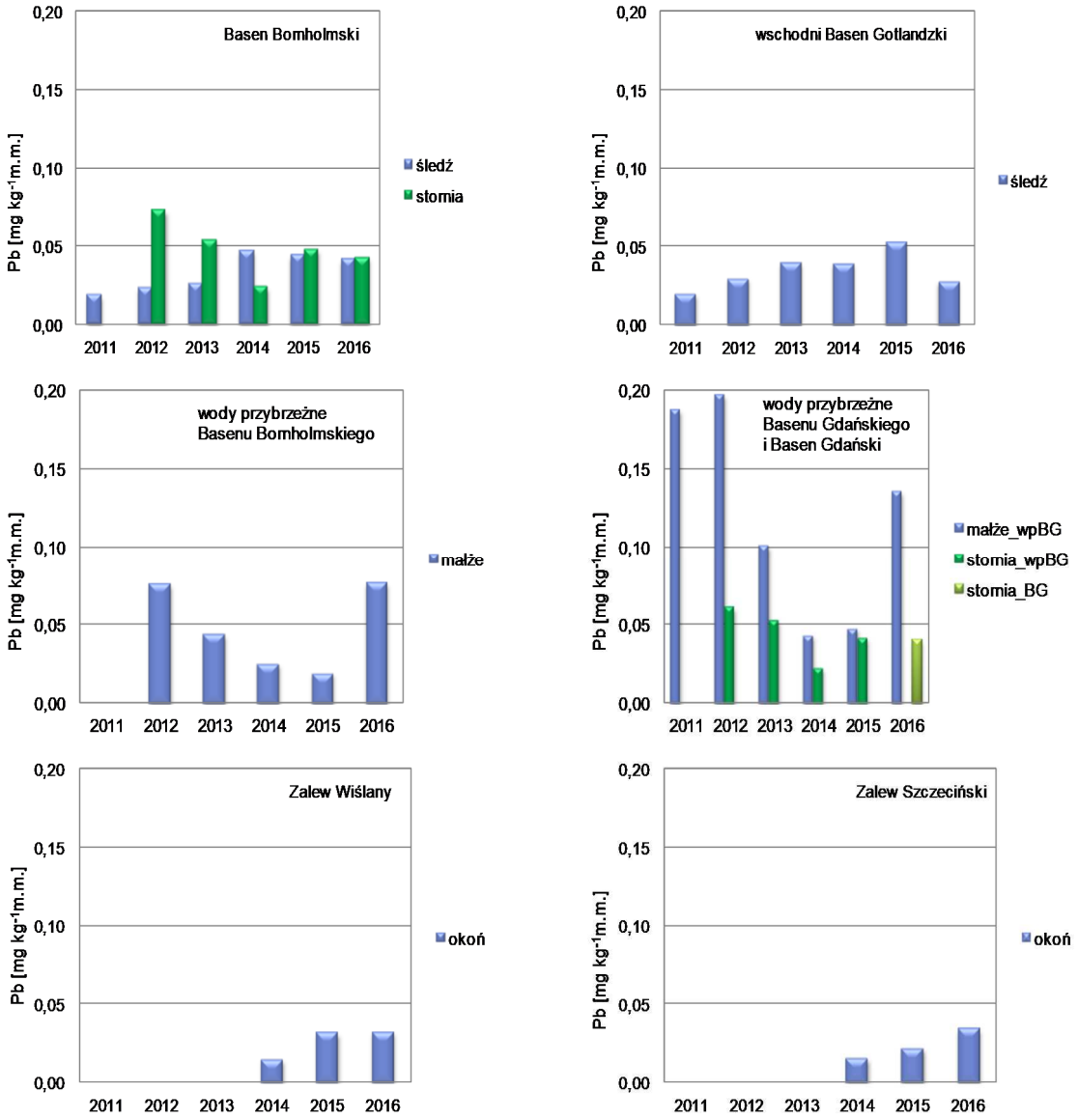
W latach 2011- 2016 w polskiej części południowego Bałtyku kontynuowano monitoring pod względem zanieczyszczenia organizmów metalami ciężkimi: kadmem (Cd), ołowiem (Pb) i rtęcią (Hg). Pierwsze oznaczenia metali wykonano w 1998 r. Najdłuższa seria danych w latach 1998 – 2016 dotyczy śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz małży z Zatoki Gdańskiej, czyli wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. W kolejnych latach zakres monitoringu rozszerzano o nowe obszary i gatunki. Stężenia metali oznaczano w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus trossulus*). Rtęć oznaczano w tkance mięśniowej ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach.

Stężenia kadmu w wątrobach ryb były w całym okresie badań zależne od badanego gatunku (Rys. 1.8.9). W 2016 r. pomiary wykazały, że wątroby śledzia z Basenu Gotlandzkiego i Bornholmskiego charakteryzują się najwyższym stężeniem kadmu odpowiednio - 0,585 i 0,500 mg kg^{-1} m.m. Stężenia kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego były wielokrotnie niższe - 0,040 i 0,091 mg kg^{-1} m.m. Stężenia kadmu w storni (0,263 i 0,217 mg kg^{-1} m.m.) były około 50% niższe w porównaniu ze stężeniem w śledziach. W latach 2011 – 2016 średnie stężenie kadmu w omułkach ze strefy przybrzeżnej Basenu Bornholmskiego (0,109 mg kg^{-1} m.m.) jest znacznie niższe od średniego stężenia w omułkach z Zatoki Gdańskiej (0,184 mg kg^{-1} m.m.), jednak w 2016 r. stężenia kadmu były bardziej wyrównane i wyniosły odpowiednio 0,123 i 0,143 mg kg^{-1} m.m.



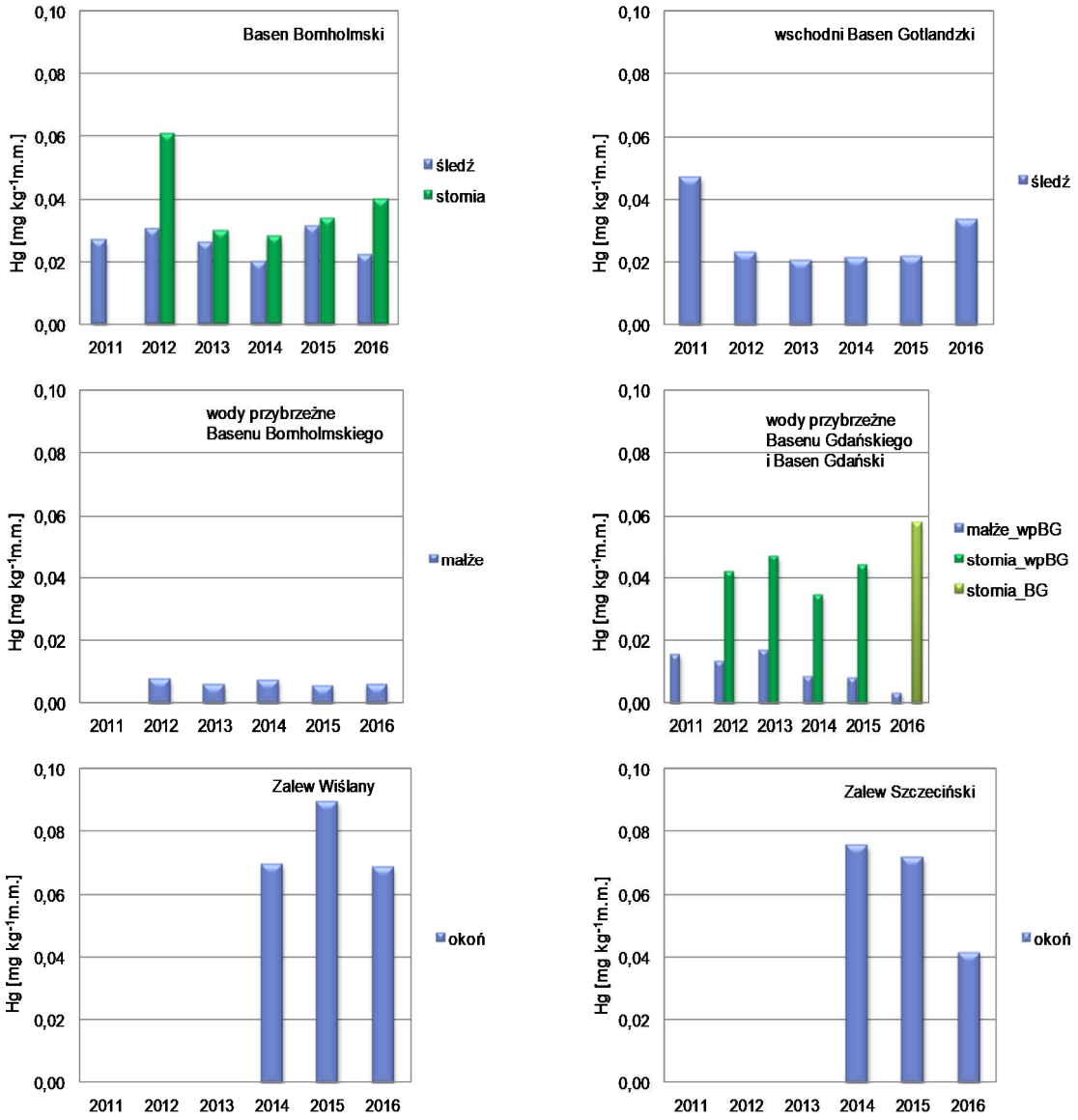
Rys. 1.8.9. Stężenie kadmu [mg kg^{-1} m.m.] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ).

Stężenia ołowiu (Rys. 1.8.10) w 2016 r. w wątrobach śledzia, storni i okonia, niezależnie od gatunku oraz rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach 0,028-0,043 mg kg^{-1} m.m. Zbliżone poziomy stężeń ołowiu w wątrobach ryb można obserwować w całym okresie 2011 – 2016. Jednak taki stan dotyczy ostatnich lat. Biorąc pod uwagę cały okres pomiarów (lata 1998 – 2016) w przypadku śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego stwierdzono istotny statystycznie trend spadkowy. W omułkach odłowionych w wodach polskich przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego stężenie ołowiu w 2016 r. było niższe o 40% w porównaniu ze stężeniem w małżach z Zatoki Gdańskiej.



Rys. 1.8.10. Stężenie ołowiu [mg kg^{-1} m.m.] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ).

W przypadku rtęci (Rys. 1.8.11) w tkance mięśniowej ryb, jej stężenie w śledziu w 2016 r. było wyraźnie na niższym poziomie (0,022 - 0,034 mg kg^{-1} m.m.) w porównaniu z tkankami mięśniowymi okonia i storni, które charakteryzowały się stężeniami w zakresie od 0,040 do 0,069 mg kg^{-1} m.m. Tkankę wszystkich gatunków ryb charakteryzuje wyższe stężenie rtęci niż tkankę małży. Stężenie rtęci, tak jak w przypadku ołowiu i kadmu, w omułku odłowionym w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (0,004 mg kg^{-1} m.m.) jest niższe od stężenia rtęci w omułku z Zatoki Gdańskiej (0,006 mg kg^{-1} m.m.).

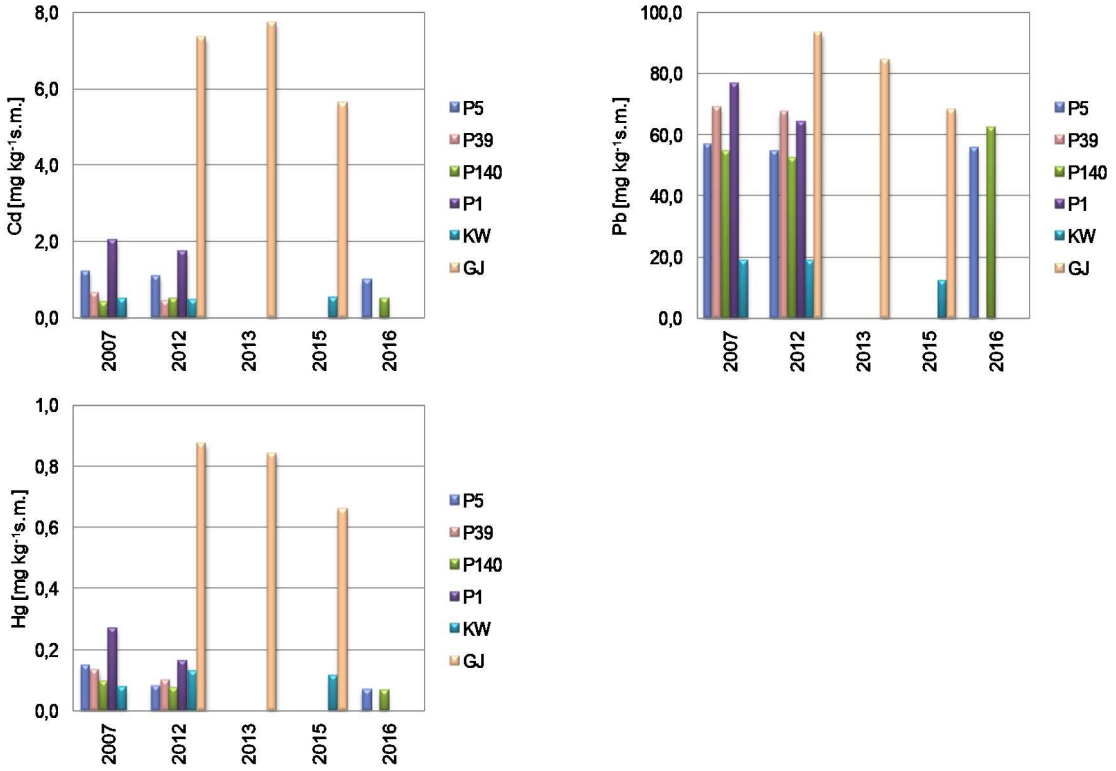


Rys. 1.8.11. Stężenie rtęci [mg kg^{-1} m.m.] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ).

Osady

Metale ciężkie wprowadzane do środowiska naturalnego w wyniku działalności człowieka dostają się do mórz i oceanów, gdzie ulegają przemianom biochemicznym i ostatecznie podlegają akumulacji w osadach dennych. Stan środowiska Bałtyku pod względem zanieczyszczenia osadów dennych kadmem, ołowiem i rtęcią w warstwie powierzchniowej o grubości 2 cm różni się w zależności od rejonu. Pomiary zawartości metali w osadach z trzech Basenów Bałtyku: wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Głębia Gotlandzka - P140), Basenu Gdańskiego (Głębia Gdańska - P1) i Basenu Bornholmskiego (Głębia Bornholmska - P5 i P39) (rys. 1.8.12) wykazały, że najwięcej metali odkłada się w Głębi Gdańskiej (P1), co jest niewątpliwie wpływem ładunku odprowadzanego Wisłą. Stosunek zawartości kadmu, ołowiu i rtęci w warstwie powierzchniowej osadu pobranego w 2012 r. z Głębi Gdańskiej do ich zawartości w Głębi Gotlandzkiej wynosi odpowiednio 3,4, 1,2 i 2,2. W przypadku Głębi Bornholmskiej (P5) i Głębi Gotlandzkiej (P140), stężenia ołowiu i rtęci w obu akwenach były na zbliżonym poziomie, z wyjątkiem roku 2007 gdy stężenie rtęci w osadzie z Głębi Bornholmskiej było o ponad 50% wyższe od jej stężenia w osadzie z Basenu Gotlandzkiego. W przypadku kadmu, osad z Głębi Bornholmskiej charakteryzował się

dwukrotnie wyższym stężeniem w latach 2012 i 2016 oraz trzykrotnie wyższym w 2007 r. W przypadku pomiarów zawartości metali w osadach wód przybrzeżnych: Zalew Szczeciński (GJ) i Zalew Wiślany (KW) (Rys. 1.8.12), wykazały one, że zdecydowanie więcej metali odkłada się w Zalewie Szczecińskim, a niewątpliwie wpływ na to ma to, że akwen ten jest częścią rozbudowanego systemu ujściowego Odry. Stosunek zawartości kadmu, ołowiu i rtęci w warstwie powierzchniowej osadu pobranego w 2015 r. z Zalewu Szczecińskiego do ich zawartości w Zalewie Wiślanym wynosi odpowiednio 10,7, 5,6 i 5,6.



Rys. 1.8.12. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci [mg kg^{-1} s.m.] w powierzchniowej warstwie (0-2 cm) osadów dennych w latach 2007 – 2016 (źródło danych PMŚ).

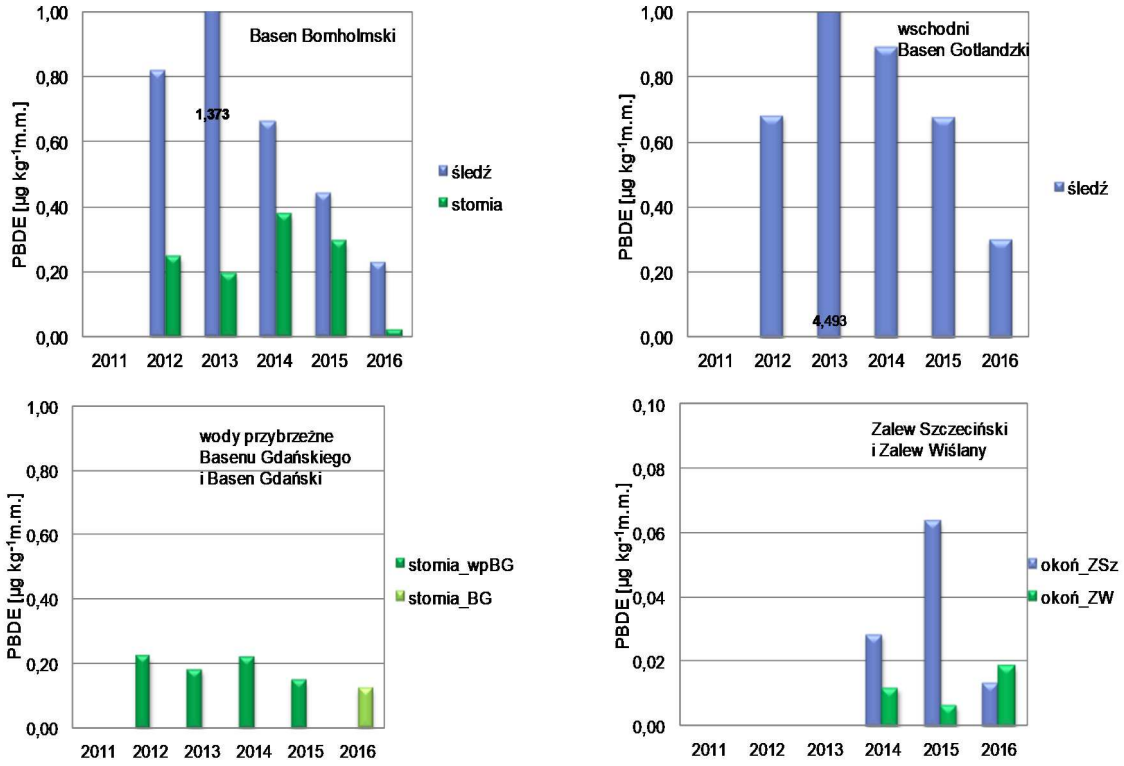
Trwałe zanieczyszczenia organiczne

W niniejszym opracowaniu omówiono najbardziej istotne z punktu widzenia oceny substancje lub grupy substancji organicznych w organizmach ryb i małży. Należą do nich bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154), heksabromocyklododekan- HBCDD, kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne – PFOS, związki tributylocyny (kation tributylocyny), polichlorowane bifenyle (suma 28, 52, 101, 138, 153), kongener CB 118, oraz benzo(a)piren i 1-hydroksypiren – reprezentujące grupę wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i ich metabolitów – WWA.

Polibromowane difenyloetery –PBDE

Bromowane difenyloetery monitorowane są od 2012 r. w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź (*Clupea harengus*), stornia (*Platichtys flesus*) i okoń (*Perca fluviatilis*). Najwyższe stężenia sumy kongenerów PBDE oznaczono w śledziu odłowionym w 2013 r., w Basenie Bornholmskim – 1,37 µg kg^{-1} m.m. i we wschodnim Basenie Gotlandzkim – 4,49 µg kg^{-1} m.m (Rys. 1.8.13). W kolejnych latach obserwowano spadek stężeń PBDE w śledziu w obydwu akwenach. W 2016 r. stężenia te w omawianych obszarach osiągnęły wartości 0,23 µg kg^{-1} m.m. i 0,30 µg kg^{-1} m.m.

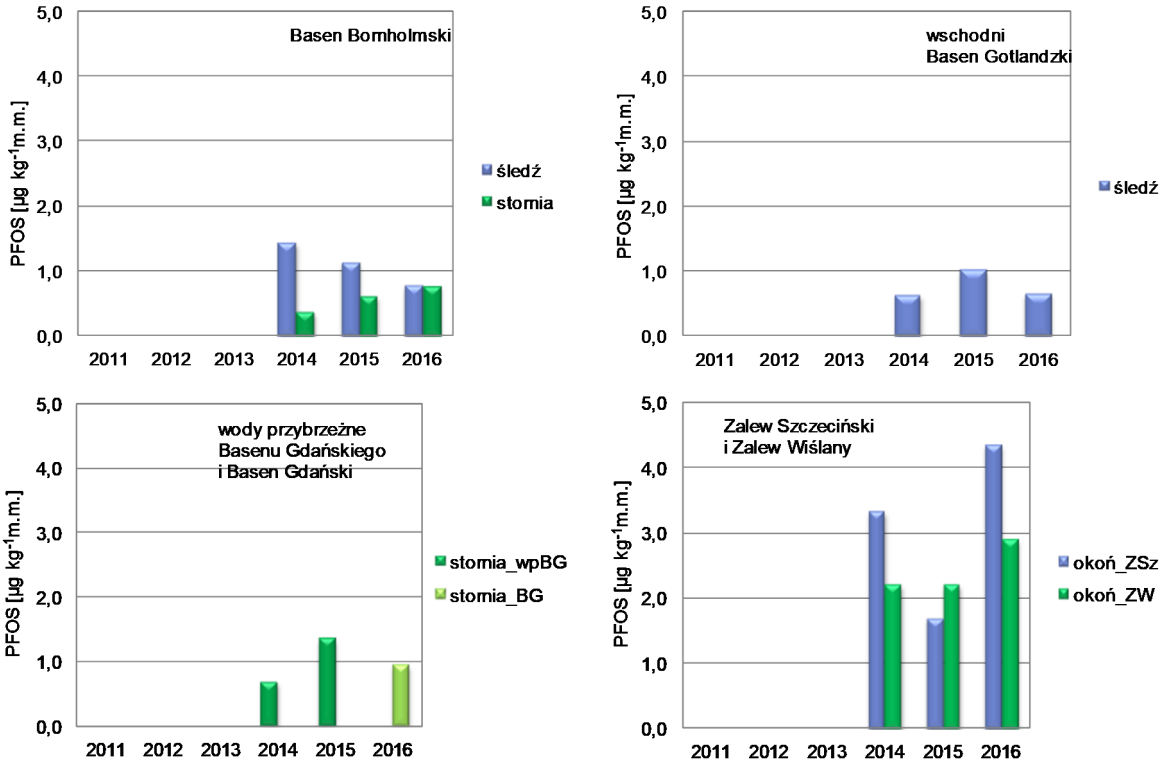
Stężenia PBDE w storni pozostawały na niższych poziomach, w Basenie Bornholmskim pomiędzy 20 µg kg^{-1} m.m a 49 µg kg^{-1} m.m, natomiast w 2016 r. spadły do wartości 0,02 µg kg^{-1} m.m. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i w Basenie Gdańskim były w zakresie 0,15 – 0,22 µg kg^{-1} m.m. W okoniu z Zalewu Szczecińskiego stężenia PBDE były na najniższych poziomach od 0,01 µg kg^{-1} m.m do 0,06 µg kg^{-1} m.m.



Rys. 1.8.13. Stężenie PBDE [µg kg^{-1} m.m.] w rybach w latach 2012-2016 (źródło danych PMŚ).

Kwas perfluorooktanosulfonowy – PFOS

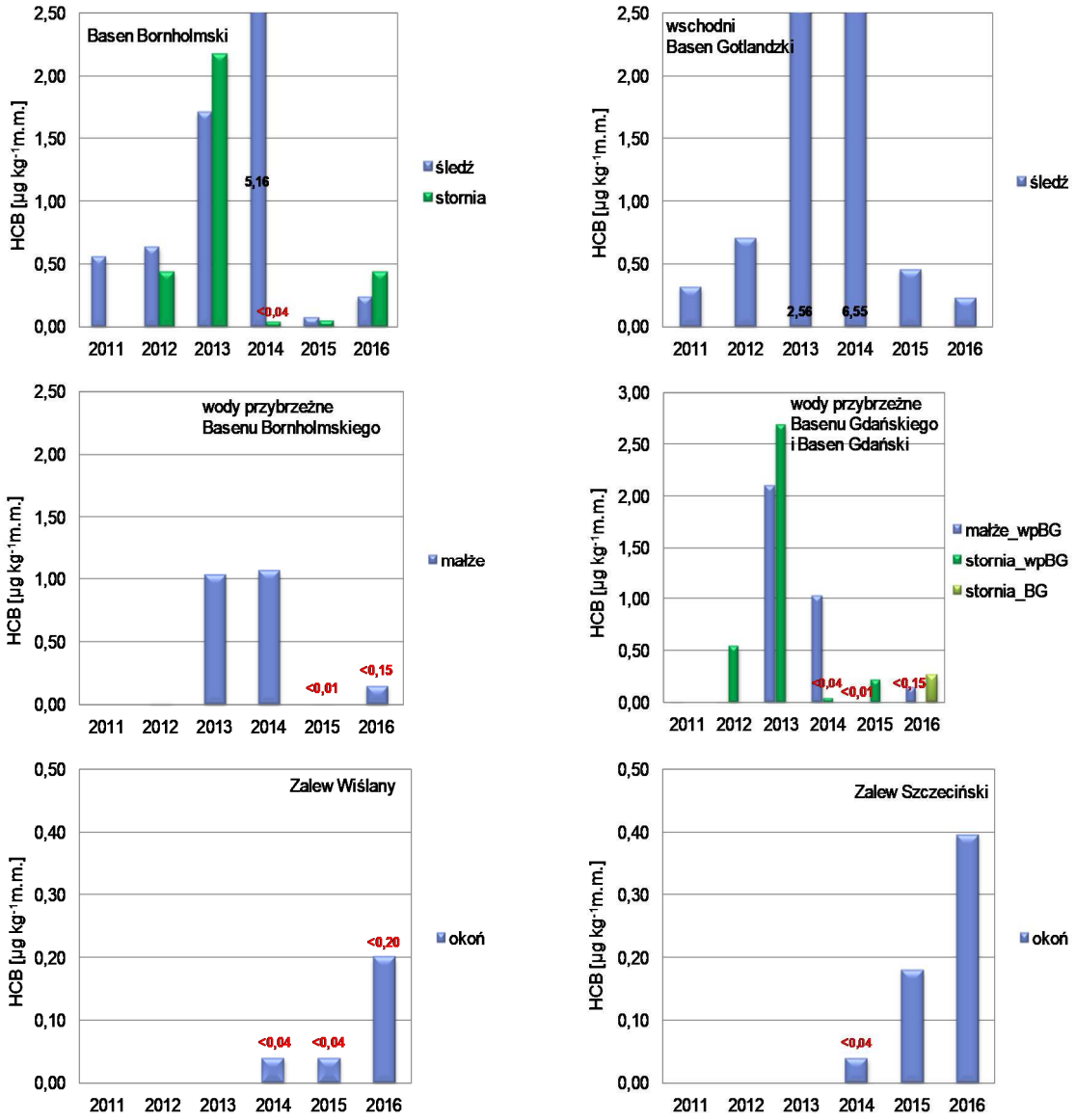
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne – PFOS monitorowany jest od 2014 r. w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź (*Clupea harengus*), stornia (*Platichtys flesus*) i okoń (*Perca fluviatilis*). Najwyższe stężenia PFOS wystąpiły w okoniu (Rys. 1.8.14). W Zalewie Szczecińskim stężenia PFOS w latach 2014-2016 utrzymywały się na poziomie 2 - 3 µg kg^{-1} m.m., natomiast w Zalewie Wiślanym maksymalne stężenie wyniosło 4,6 µg kg^{-1} m.m. w roku 2016. Widocznie niższe stężenia PFOS na poziomie 1 µg kg^{-1} m.m. i poniżej oznaczono w śledziu w Basenie Bornholmskim i we wschodnim Basenie Gotlandzkim. Zbliżone wartości odnotowano również w storni w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i w Basenie Gdańskim, natomiast najniższe stężenia PFOS pozostające w zakresie od 0,37 do 0,77 µg kg^{-1} m.m. odnotowano w storni z Basenu Bornholmskiego.



Rys. 1.8.14. Stężenie PFOS [µg kg^{-1} m.m.] w rybach w latach 2014 – 2016 (źródło danych PMŚ).

Heksachlorobenzen – HCB

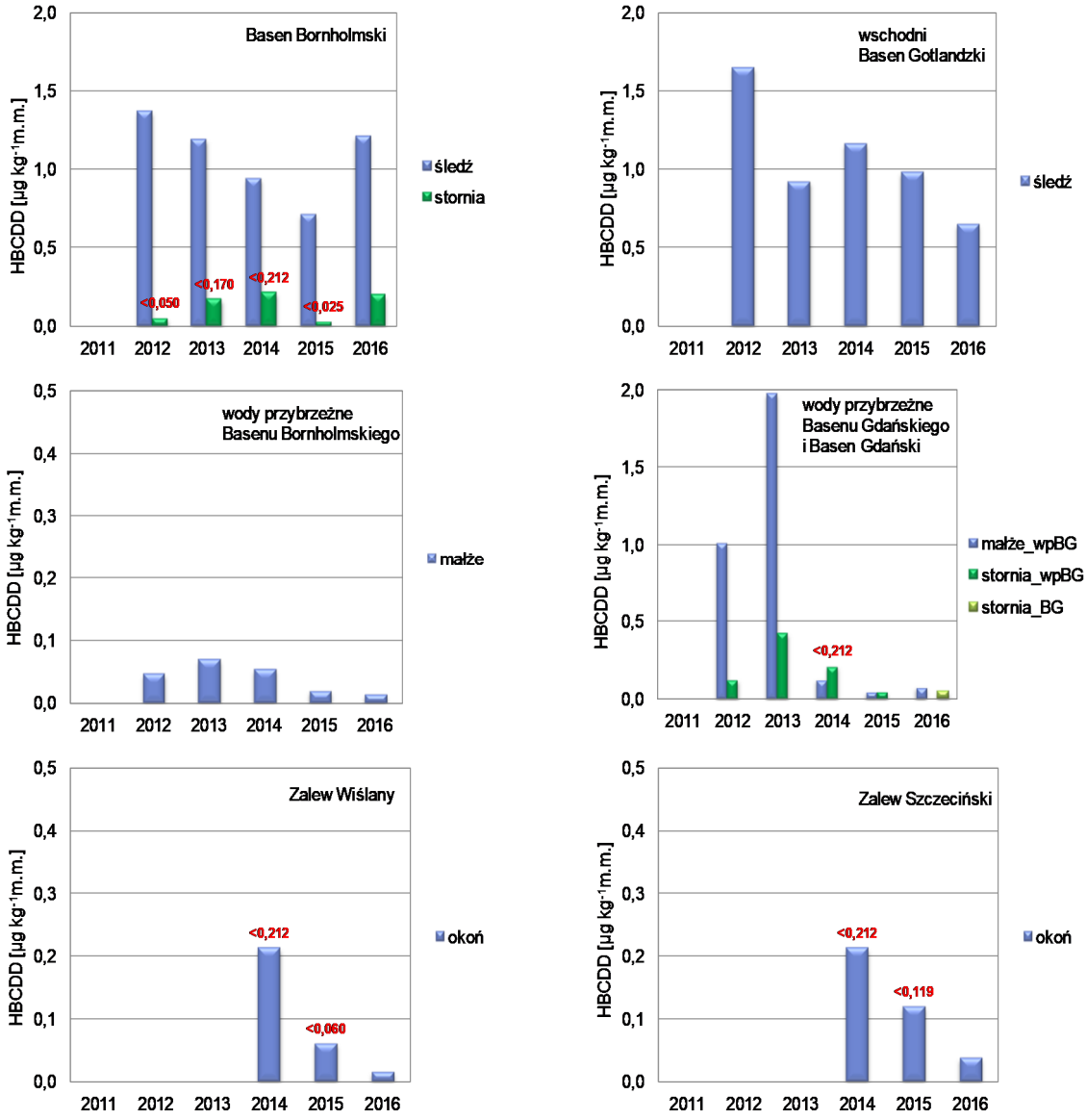
Heksachlorobenzen monitorowany jest w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź (*Clupea harengus*), stornia (*Platichtys flesus*) i okoń (*Perca fluviatilis*) oraz w małżach. Najwyższe jego stężenia w omawianym okresie wystąpiły w tkankach śledzia odłowionego w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rys. 1.8.15). Wyniosły one odpowiednio 5,16 µg kg^{-1} m.m.i 6,55 µg kg^{-1} m.m. Wartości odnotowane w 2013 r. były niższe i pozostawały na poziomach 1,72 µg kg^{-1} m.m. i 2,56 µg kg^{-1} m.m. µg kg^{-1} m.m. W tym samym roku stężenie w storni w Basenie Bornholmskim wyniosło 2,17, a w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego - 2,69 µg kg^{-1} m.m. W pozostałych latach stężenie HCB w rybach pozostawały poniżej osiągając w 2016 r. wartości na poziomie 0,2 µg kg^{-1} m.m. w śledziu i 0,4 µg kg^{-1} m.m. (Basen Bornholmski) oraz 0,3 µg kg^{-1} m.m. (Basen Gdański) w storni. W przypadku okonia maksymalne stężenie HCB na poziomie 0,4 µg kg^{-1} m.m. odnotowano w 2016 r. w Zalewie Szczecińskim. Maksymalne stężenie HCB w przypadku małży odnotowano w 2013 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (2,1 µg kg^{-1} m.m.). W pozostałych przypadkach stężenia pozostawały poniżej 1 µg kg^{-1} m.m.



Rys. 1.8.15. Stężenie HCB [µg kg-1 m.m.] w rybach w latach 2011 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granice oznaczalności, liczby czarne odpowiadają wartościom stężeń wykraczających poza zakres osi (źródło danych PMŚ).

Heksabromocyklododekan – HBCDD

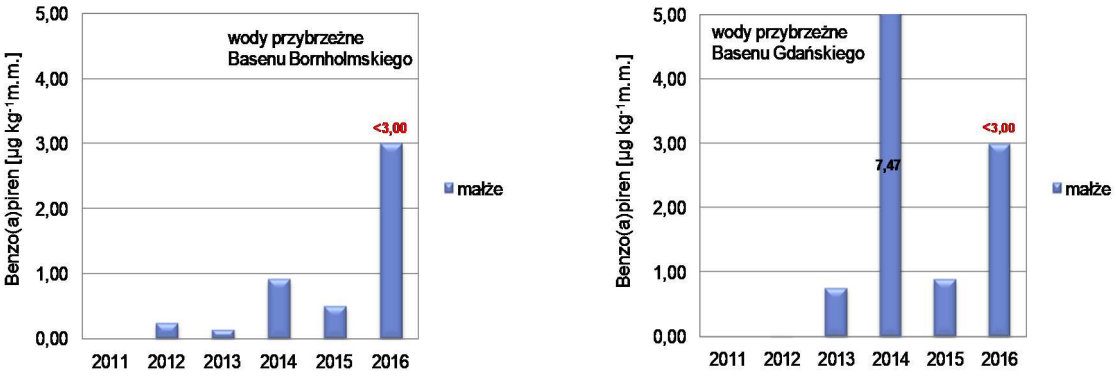
Heksabromocyklododekan monitorowany jest od 2012 r. w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź (*Clupea harengus*), stornia (*Platichtys flesus*) i okoń (*Perca fluviatilis*) oraz w małżach. Najwyższe jego stężenia charakteryzowały mięśnie śledzia i pozostawały w zakresach od 0,71 µg kg^{-1} m.m. do 1,37 µg kg^{-1} m.m. w Basenie Bornholmskim i od 0,65 µg kg^{-1} m.m. do 1,65 µg kg^{-1} m.m. we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rys. 1.8.16). W przypadku storni najwyższe stężenie – 0,42 µg kg^{-1} m.m.- HBCDD odnotowano w 2013 r. w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Stężenia HBCDD w okoniu pozostawały poniżej poziomu oznaczalności stosowanej metody, z wyjątkiem roku 2016, kiedy osiągnęły wartości 0,015 µg kg^{-1} m.m. w Zalewie Wiślanym i 0,037 µg kg^{-1} m.m. w Zalewie Szczecińskim. W przypadku małży stosunkowo wysokie wartości odnotowano tylko w latach 2012 i 2013 w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, natomiast w 2016 r. pozostawały one na niskim poziomie i wynosiły 0,013 µg kg^{-1} m.m. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i 0,076 µg kg^{-1} m.m. w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.



Rys. 1.8.16. Stężenie HBCDD [µg kg^{-1} m.m.] w organizmach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).

Benzo(a)piren

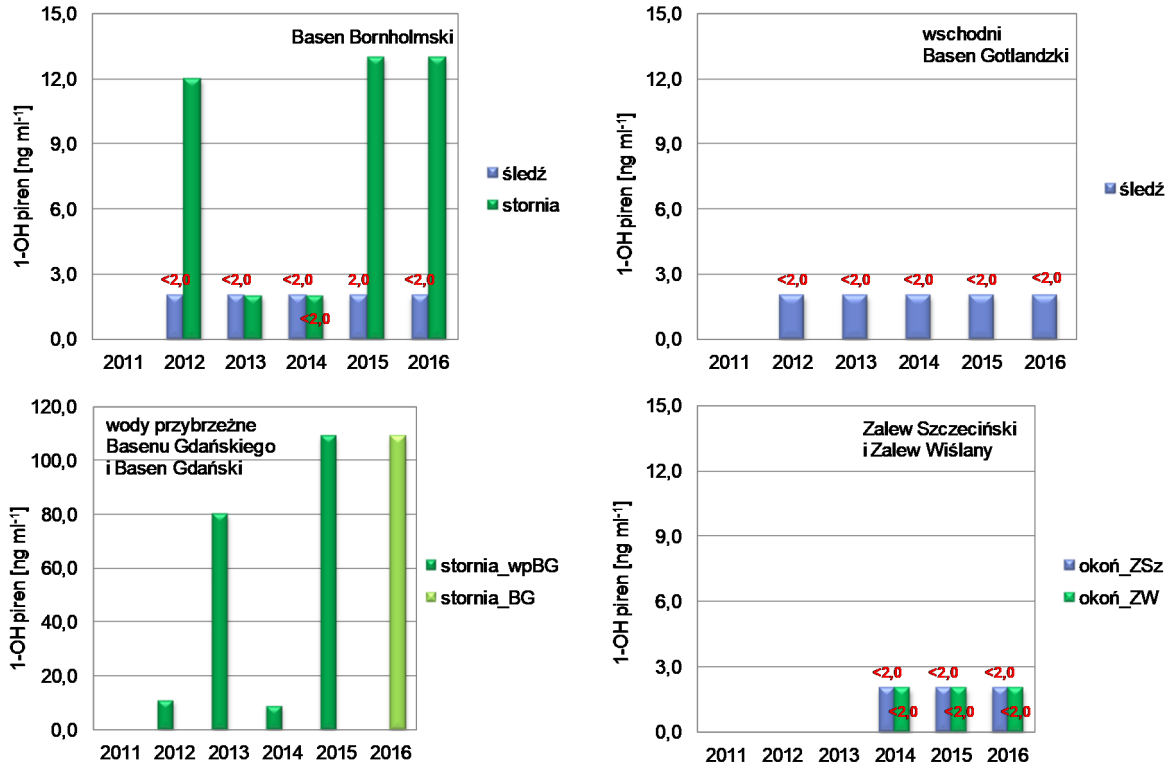
Benzo(a)piren analizowany jest tylko w tkance miękkiej małży i uznawany jest za podstawowy wskaźnik poziomu wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Najwyższe stężenie benzo(a)pirenu na poziomie 7,5 µg kg^{-1} m.m. odnotowano w 2014 r. w małżach z obszaru wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. 1.8.17). W pozostałych przypadkach stężenia benzo(a)pirenu pozostawały poniżej jedności z wyjątkiem roku 2016, gdzie jego stężenia były poniżej poziomu oznaczalności metody, który wzrósł do 3 µg kg^{-1} m.m.



Rys. 1.8.17. Stężenie benzo(a)pirenu [µg kg^{-1} m.m.] w małżach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności, liczby czarne odpowiadają wartościom stężeń wykraczających poza zakres osi (źródło danych PMŚ).

1 –hydroksypiren

1 – hydroksypiren jest metabolitem oznaczanym w żółci wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych wytwarzanym przez organizm ryb. W przypadku śledzia z obydwu obszarów: Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz okonia z Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego, stężenia 1-hydroksypirenu pozostawały poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody w całym okresie badań (od 2012 r.) (Rys. 1.8.18).



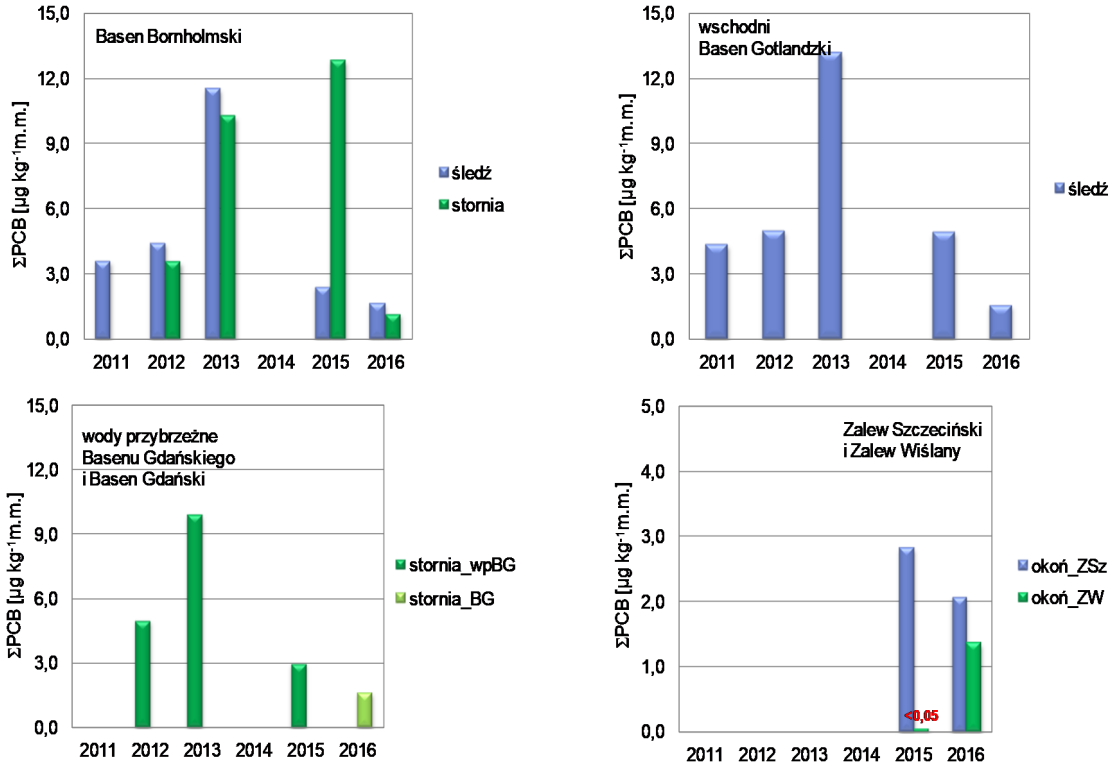
Rys. 1.8.18. Stężenie 1-hydroksypirenu [ng ml^{-1}] w rybach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).

W przypadku storni w Basenie Bornholmskim odnotowano wartości na poziomie 12-13 ng ml^{-1} w latach 2012, 2015 i 2016, natomiast wysokie wartości charakteryzowały stornię odłowioną

w rejonie Basenu Gdańskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie stężenie 1-hydrokspirenu osiągnęło wartość 109 ng ml^{-1} w latach 2015 i 2016.

Kongenery polichlorowanych bifenyli - (suma 28, 52, 101, 138, 153, 180) – PCB

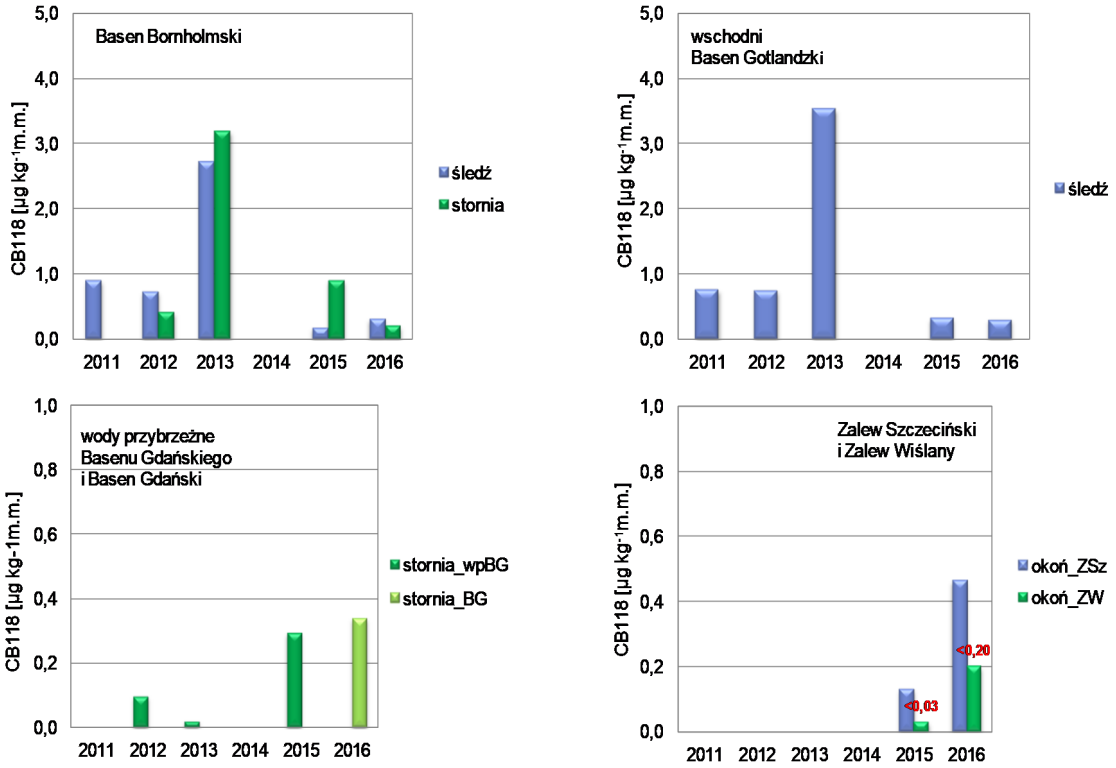
Suma stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli (28, 52, 101, 138, 153, 180) określana jest na podstawie analiz stężeń poszczególnych kongenerów w tkance mięśniowej trzech gatunków ryb. Najwyższe stężenia wystąpiły w 2013 r. osiągając wartości 11,5 µg kg^{-1} m.m. w przypadku śledzia oraz 10,3 µg kg^{-1} m.m. w przypadku storni z Basenu Bornholmskiego oraz 13,7 µg kg^{-1} m.m. w przypadku śledzia ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego i 9,9 µg kg^{-1} m.m. w przypadku storni z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. 1.8.19). W 2016 r. stężenia sumy sześciu kongenerów były na poziomach 1,6 µg kg^{-1} m.m. i 1,2 µg kg^{-1} m.m. w przypadku śledza, 1,5 µg kg^{-1} m.m. i 3,0 µg kg^{-1} m.m. w przypadku storni oraz 1,4 µg kg^{-1} m.m. i 2,1 µg kg^{-1} m.m. w przypadku okonia odpowiednio z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego.



Rys. 1.8.19. Stężenie sumy sześciu kongenerów PCB [µg kg^{-1} m.m.] w rybach w latach 2011 - 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).

Kongener CB118

Ze wspólnych analiz polichlorowanych bifenyli został wyłączony jeden z kongenerów CB118 jako szczególnie szkodliwy. Podobnie jak w przypadku pozostałych kongenerów jego największe stężenia zidentyfikowano w 2013 r. Jego stężenia w śledziu i storni pozostawały w zakresie od 2,7 µg kg^{-1} m.m. do 3,5 µg kg^{-1} m.m. z wyjątkiem storni z obszaru wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, w przypadku których stężenie CB118 pozostawało poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody (0,02 µg kg^{-1} m.m.) (Rys. 1.8.20). W 2016 r. stężenia CB118 we wszystkich gatunkach były na zbliżonym poziomie i pozostawały w zakresie od 0,2 µg kg^{-1} m.m. do 0,46 µg kg^{-1} m.m.

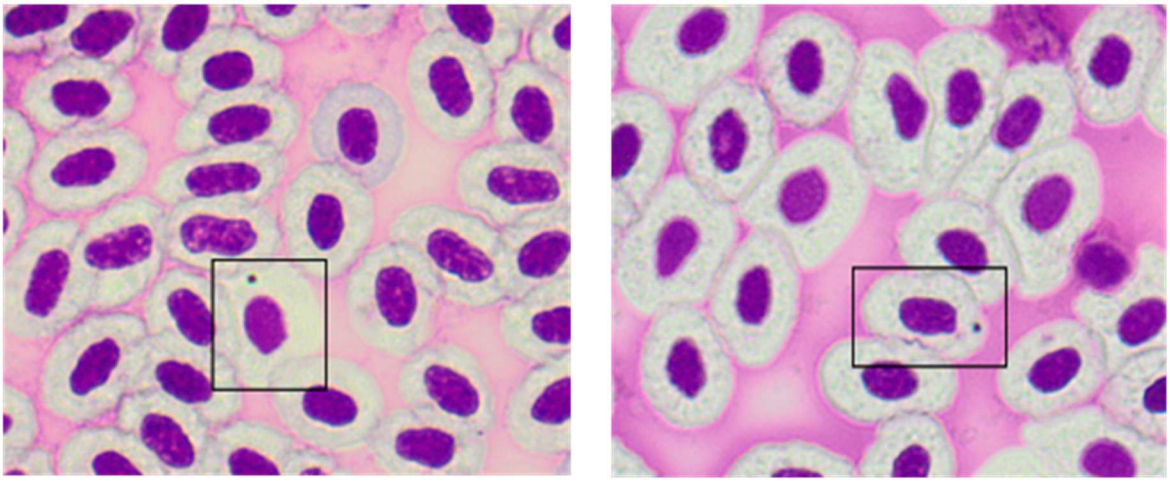


Rys. 1.8.20. Stężenie CB118 [µg kg^{-1} m.m.] w rybach w latach 2011 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).

Test mikrojądrowy

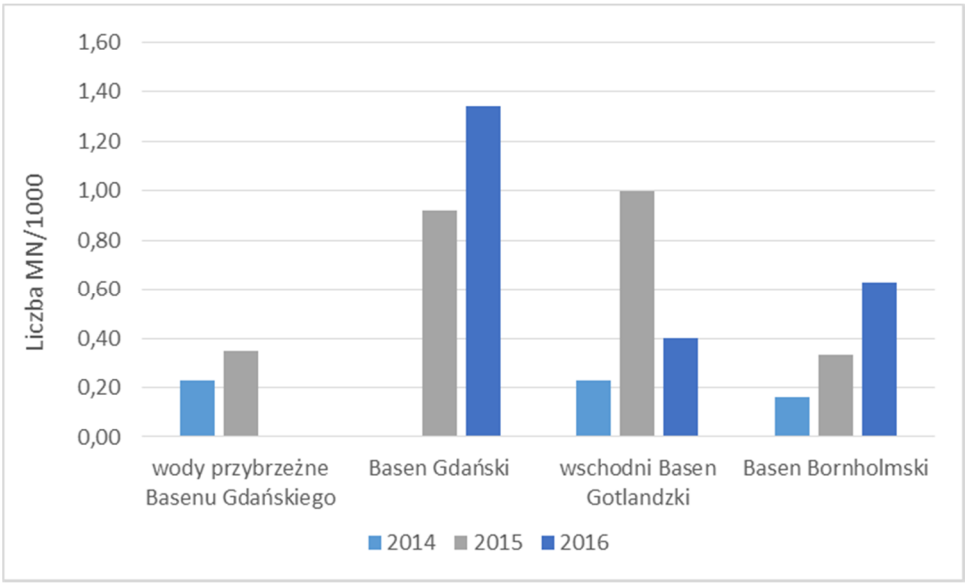
Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytogenetycznych na poziomie komórkowym wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych. Liczba mikrojąder powstałych z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki jest miarą genotoksyczności określonych substancji obecnych w środowisku. Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 r. do programu monitoringu Bałtyku.

Badaniom poddana jest krew ryb odławianych w lokalizacjach przypisanych do czterech obszarów: wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego. Analiza polega na zliczeniu nieprawidłowości występujących w obrębie komórki według ustalonych kryteriów. Liczba zliczonych zmian przeliczona na 1000 erytrocytów jest ocenianym parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm. Przykłady zdjęć mikroskopowych obrazujących przykładowe struktury mikrojąder zaprezentowano na Rys. 1.8.21.



Rys. 1.8.21. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze Basenu Bornholmskiego w listopadzie 2016 r.; kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN) (źródło danych PMŚ).

Z zestawienia wyników dla trzech lat badań z czterech lokalizacji wynika, że najmniejsza częstość występowania zmian w obrębie komórek krwi charakteryzowała ryby odławiane w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. 1.8.22). Wynosiła ona 0,23 i 0,35 odpowiednio w roku 2014 i 2015. Największa liczba mikrojąder charakteryzowała ryby z Basenu Gdańskiego i wynosiła 0,92 i 1,34 odpowiednio w 2015 r. i 2016 r. W przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego odnotowano największą zmienność. W latach 2014 i 2016 liczba mikrojąder nie przekroczyła 0,40, natomiast w 2015 r. odnotowano wzrost do 1,0. W Basenie Bornholmskich liczba zmian przypadająca na 1000 erytrocytów utrzymywała się na dość niskim poziomie, jednak można stwierdzić niewielki wzrost od 0,16 w 2014 r. do 0,63 w 2016 r.



Rys. 1.8.22. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia z wybranych rejonach południowego Bałtyku w latach 2014-2016 (źródło danych PMŚ).

Choroby ryb

Elementy ekosystemu

Problem występowania chorób dotyczy wielu gatunków ryb, również tych o istotnym znaczeniu gospodarczym. Obecność zmian patologicznych odgrywa istotną rolę przy ocenie walorów konsumpcyjnych ryb, czego konsekwencją może być obniżenie jakości produktów rybołówstwa lub ich eliminacja z rynku. Choroby ryb stanowią nie tylko problem ekonomiczny, ale są odzwierciedleniem niekorzystnych zmian, zachodzących w środowisku Morza Bałtyckiego.

Rejestracja zewnętrznych objawów chorób ryb jest od wielu lat wykorzystywana w zintegrowanych programach monitoringu stanu zdrowia ekosystemu. Pierwsze doniesienia o występowaniu zmian patologicznych u ryb bałtyckich pojawiały się już na początku ubiegłego stulecia (Bergman 1912; Lundbeck 1928). W późniejszych latach rozszerzono ich zakres, uwzględniając czasowe i przestrzenne trendy występowania chorób ryb (Dethlefsen i Watermann 1982; Lang i Dethlefsen 1994). Ze względu na wysokie koszty badań ukierunkowanych na zintegrowany monitoring środowiska morskiego, dotychczasowy udział MIR-PIB ogranicza się do analiz tylko niektórych kategorii zewnętrznych zmian patologicznych u ryb. Analizy te wykonywane są dodatkowo, w trakcie rejsów poświęconych innej problematyce badawczej. Na podstawie pozyskanych danych, sporządzane są raporty o występowaniu zewnętrznych objawów chorobowych u ryb, które przedstawiane są na spotkaniu Grupy Roboczej ds. chorób ryb (ICES Working Group on Pathology and Diseases of Marine Organisms, WGPDMO).

Obecność owrzodzeń u ryb jest jednym z dobrze rozpoznanych wskaźników zanieczyszczenia środowiska morskiego (Noga 2000), a monitoring występowania tego typu zmian patologicznych jest rekomendowany przez ICES (Bucke i in. 1996). Choroba ta występuje u wielu gatunków ryb i należy do najczęściej obserwowanych u storni i dorszy bałtyckich.

Owrzodzenia klasyfikowane są zgodnie z następująca skalą:

1) obumieranie naskórka, rozpulchnienie naskórka, nastroszenie i utrata łusek, zaczerwienienie bez ran;
2) ubytki w obrębie skóry właściwej;
3) ogniska martwicze i ubytki drążące w głąb mięśni;
4) owrzodzenia zabliźniające się;
5) blizna.

Na liście chorób rekomendowanych przez ICES do monitoringu zmian patologicznych u ryb (Sindermann i in. 1980; Bucke i in. 1996) znajduje się też limfocystoza oraz deformacje szkieletu. Do najczęściej spotykanych rodzajów deformacji należą:

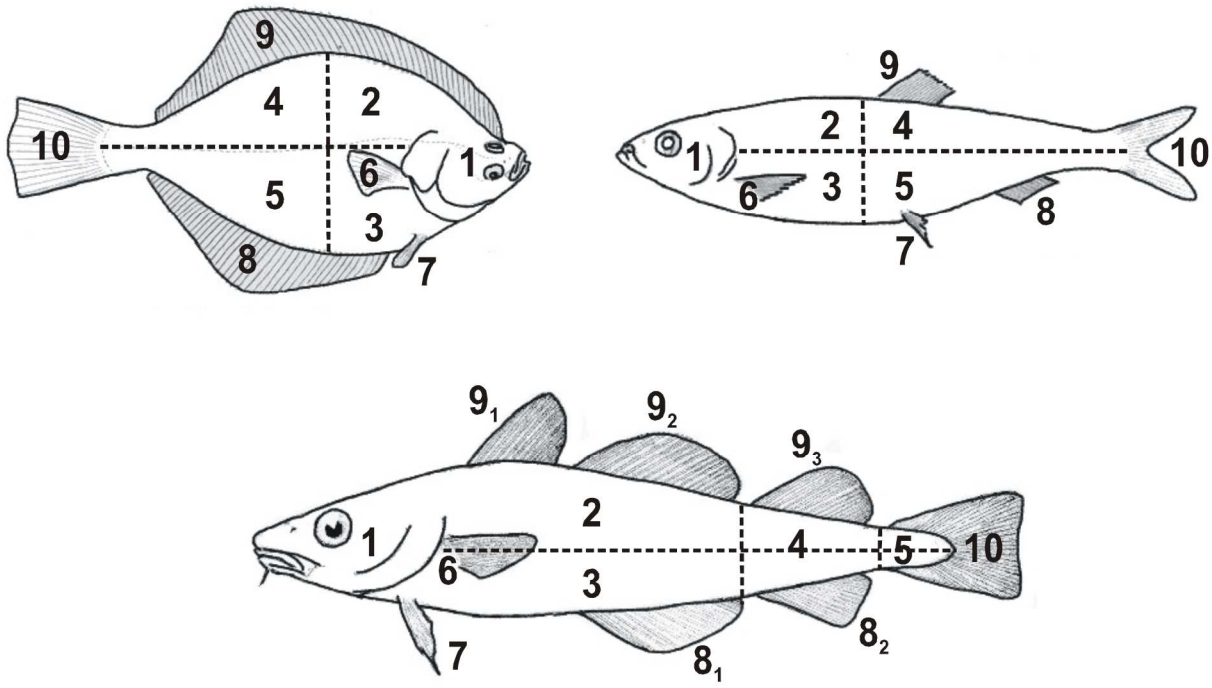
1) karłowatość;
2) deformacje kręgosłupa:
   a) lordoza - łukowate wygięcie kręgosłupa w stronę brzuszna,
   b) kifoza - łukowate wygięcie kręgosłupa w stronę grzbietową,
   c) skrócenie trzonów kręgów;
3) mopsowatość – skrócenie szczęki górnej lub żuchwy.

Obecność deformacji szkieletu u ryb jest uznawana przez wielu autorów za dobry bioindykator obecności zanieczyszczeń, zalecany przez ICES do wykorzystania w badaniach monitoringowych (Bengtsson 1979; Bucke i in. 1996; Klumpp i in. 2002).

Materiał do badań pozyskiwano podczas rejsów badawczych (w miesiącach: luty, wrzesień, październik i listopad) na statku r.v. „Baltica". Poboru prób dokonywano w POM (podobszary ICES 25 - 26).

W latach 2011 - 2016 badaniami zmian patologicznych objęto łącznie ponad 300 tys. ryb - dorszy, śledzi, szprotów i płastug. Obserwacje zmian chorobowych prowadzono w trakcie standardowych pomiarów długości ryb. Odnotowywano zmiany występujące na powierzchni skóry i tuż pod nią oraz makroskopowe zmiany w budowie morfologicznej i anatomicznej ryb, w tym zniekształcenia kręgosłupa, głowy i płetw.

Ryby zakwalifikowane jako chore, po określeniu rodzaju choroby i lokalizacji zmian według standardowego kodu (Tabela 1.8.1, Rys. 1.8.23), były poddawane analizom biologicznym. Rozpoznawanie symptomów zmian chorobowych u ryb, ich klasyfikację i rejestrację w komputerowej bazie danych prowadzono zgodnie z zaleceniami ICES (Dethlefsen i in. 1986; ICES 1989).



Rys. 1.8.23. Schemat budowy morfologicznej ryb (płastugi, szprot/śledź, dorsz). Poszczególne partie ciała ryb oznakowano symbolami stosowanymi w międzynarodowym monitoringu zewnętrznych zmian chorobowych. 1 – głowa, 2 - tułów (część grzbietowa), 3 – tułów (część brzuszna), 4 - tułów (część tylna grzbietowa/przedogonowa), 5 - tułów (część tylna brzuszna/ogonowa), 6 - płetwa piersiowa (P), 7 - płetwa brzuszna (V), 8 – płetwa odbytowa (A) (1, 2 u dorsza), 9 – płetwa grzbietowa (D) (1, 2, 3 u dorsza), 10 – płetwa ogonowa (C).

Tabela 1.8.1. CHOROBY RYB - oznaczenia i kody.

Oznaczenie części ciała	Kod cz. ciała
Głowa	1
Korpus ciała	2
Korpus ciała	3
Korpus ciała	4
Korpus ciała	5
Płetwy piersiowe	6
Płetwy brzuszne	7
Płetwa odbytowa	8
Płetwa grzbietowa	9
Płetwa ogonowa	10
Płetwa tłuszczowa	11*
Strona lewa	12
Strona prawa	13
Góra	14
Spód	15

*Nie dotyczy płastug, śledzia, szprota i dorsza.

Gatunek ryby	Kod gatunku
Dorsz	COD
Stornia	FLE

Nazwa choroby	Kod choroby
Limfocystoza	**10**
Owrzodzenia	**21-25**
1/obumieranie naskórka	21
2/ ubytki skóry	22
3/ ogniska martwicze	23
4/ owrzodzenia	24
5/ blizna	25
Deformacje szkieletu	**51-53**
1/ karłowatość	51
2/ anomalie kręgosłupa	52
3/ mopsowatość	53

Obszary oceny

Zgodnie z systemem przyjętym przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES), obszar Morza Bałtyckiego został podzielony na 12 podobszarów (*ICES Subdivisions*). Poszczególne części Bałtyku oznaczone zostały następującymi numerami: SD 21 – Kattegat, SD 22 i 23 – Cieśniny Duńskie, SD 24-29 – Bałtyk Właściwy, SD 30 i 31 – Zatoka Botnicka oraz SD 32 – Zatoka Fińska. POM obejmują część podobszarów 24, 25 i 26.

Materiał do badań pozyskiwano podczas rejsów badawczych (w miesiącach: luty, wrzesień, październik i listopad) na statku r/v „Baltica". Poboru prób dokonywano w POM (podobszary ICES 25 - 26).

Opisowa ocena

W latach 2011-2016 u badanych ryb zarejestrowano głównie następujące objawy chorobowe: owrzodzenia, limfocystozę i deformacje szkieletu. Ekstensywność zachorowań była wyższa u ryb dennych (dorsz, stornia), niż u ryb pelagicznych (szprot i śledź) (Tabela 1.8.2).

Jednostką chorobową najczęściej notowaną u dorszy były owrzodzenia - ekstensywność występowania tego schorzenia była wyższa w podobszarze 26 niż 25 (Tabela 1.8.2). Najwyższy odsetek (9%) dorszy z owrzodzeniami wykazano w roku 2013 w podobszarze ICES 26. W kolejnych latach odsetek ten systematycznie malał, przybierając najniższe wartości w roku 2016 (Rys. 1.8.24).

Odsetek storni z owrzodzeniami również wykazywał trend malejących w latach 2011 - 2016. Najwyższą ekstensywność stwierdzono w roku 2011 u ryb poławianych w podobszarze ICES 26 (2,1%). W roku 2016 ekstensywność występowania owrzodzeń nie przekraczała 1% w obu badanach podobszarach ICES. Dominującą jednostką chorobową u storni była limfocystoza. W roku 2014 wykazano najwyższą ekstensywność zachorowań storni (3,9%) w podobszarze 26. Ekstensywność przyjmowała wysokie wartości również w latach 2015 i 2016 (3,7 i 3,3%) (Rys. 1.8.24).

Przypadki występowania limfocystozy wykazano również u śledzi - najwyższą ekstensywność stwierdzono w roku 2014 (0,3%.). W roku 2016 odsetek dorszy z objawami limfocystozy nie przekraczał 0,1%. Obecność deformacji szkieletu stosunkowo rzadko stwierdzano u storni - w latach 2012-2014 cechy tego schorzenia wykazywał niewielki odsetek osobników (0,03 – 0,06%). Odsetek dorszy z deformacjami szkieletu był dziesięciokrotnie wyższy

niż u storni - najwyższą ekstensywność stwierdzono w latach 2015 i 2016 (0,62 i 0,47%) (Rys. 1.8.24).

Jednym z czynników etiologicznych, prowadzących do powstania owrzodzeń u ryb są infekcje wywołane przez bakterie, najczęściej z rodzaju Vibrio i Aeromonas (Larsen i in. 1978). Badania mikrobiologiczne przeprowadzone w latach 2007 i 2008 na próbkach owrzodzonych tkanek dorszy wykazały obecność bakterii reprezentujących rodziny Pseudomonadaceae, Aeromonadaceae, Shewanellaceae i Vibrionaceae. Z kilku próbek wyizolowano Chryseobacterium meningosepticum i Acinetobacter spp., które mogą być patogenne dla ludzi (Grawiński i in. 2009). Szereg innych czynników może również sprzyjać rozwojowi tego schorzenia u ryb. Wiele doniesień naukowych wskazuje, że ekspozycja na toksyczne substancje (pestycydy, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne - PAHs, polichlorowane bifenyle - PCBs i metale ciężkie) może prowadzić do uszkodzenia skóry, zwiększając jej podatność na infekcje bakteryjne, wirusowe i grzybicze (Sindermann 1977; Larsen i in. 1978; Austin 2007). Wtórne infekcje mogą rozwinąć się także w mechanicznych uszkodzeniach skóry, wywołanych np. przez narzędzia połowowe (Mellergaard i Bagge 1998). Powstawaniu owrzodzeń u ryb mogą sprzyjać także niekorzystne warunki środowiska (pH, promieniowanie ultrafioletowe, zmiany zasolenia i temperatury wody). Oprócz bezpośredniego działania toksycznego na skórę, substancje chemiczne mogą zaburzać równowagę hormonalną, prowadząc do nadmiernego uwalnianie glikokorykosterydów, znanych jako „hormony stresu". Hormony sterydowe regulują wiele procesów fizjologicznych, m. in. odpowiedź immunologiczną, której zaburzenie może sprzyjać zwiększonej podatności ryb na infekcje (Barton i Iwama 1991; Noga 2000).

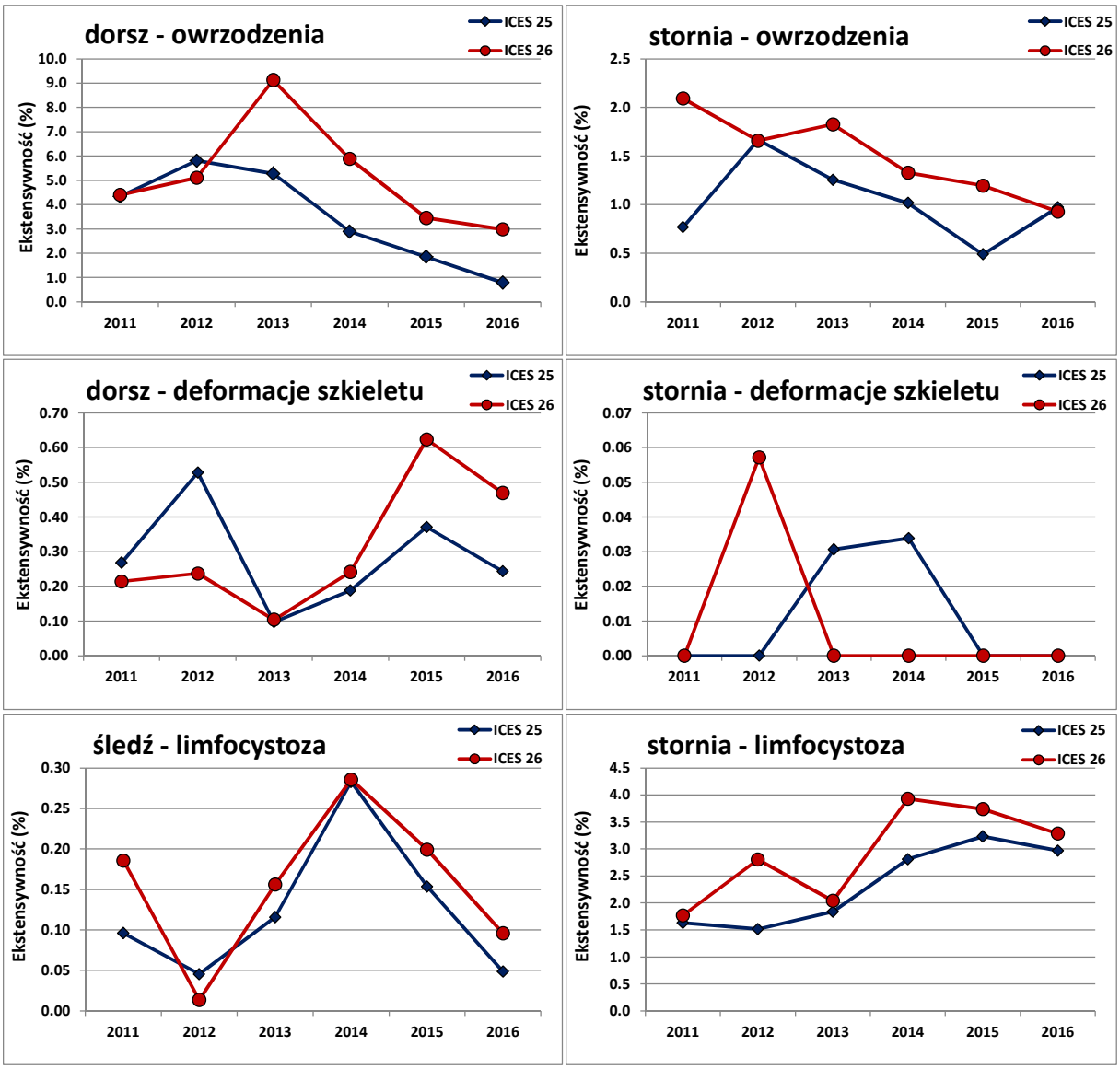
Deformacje szkieletu mogą mieć podłoże genetyczne lub powstać we wczesnych stadiach życia ryb jako skutek niedoboru witamin i minerałów, bądź też działania niekorzystnych warunków środowiska (np. temperatury) oraz ekspozycji na zanieczyszczenia chemiczne (niektóre metale ciężkie, głównie kadm) obecne w wodzie morskiej. Lang i Dethlefsen (1987) wykazali wyższą zawartość kadmu u dorszy bałtyckich z deformacjami szkieletu, w porównaniu z osobnikami rozwiniętymi prawidłowo.

Limfocystoza jest chorobą o podłożu wirusowym, wywołaną przez iridovirus (Wolf i in. 1966). Limfocystoza w początkowym stadium infekcji objawia się powstawaniem pojedynczych drobnych guzków (białych lub różowawych) na powierzchni skóry i płetw ryb (głównie płastug). W zaawansowanych stadiach choroby, guzki często występują w zgrupowaniach i mogą obejmować znaczną powierzchnię ciała ryb.

Podsumowanie i wnioski

1. Ekstensywność występowania chorób była wyższa u ryb poławianych w podobszarze ICES 26 niż w 25.
2. Najczęściej notowanymi zewnętrznymi zmianami chorobowymi u ryb były owrzodzenia, których najwyższą ekstensywność stwierdzono u dorszy.
3. Ekstensywność występowania owrzodzeń u dorszy wykazywała trend malejący w latach 2013 – 2016, a u storni w latach 2011 - 2016.

Najczęściej obserwowaną u storni i śledzi jednostką chorobową była limfocystoza. Ekstensywność występowania limfocystozy wykazywała malejący trend w latach 2014 -2016 u obu badanych gatunków ryb choć w przypadku storni i całego okresu oceny (lata 2011-2016) obserwowano trend wzrostowy.



Rys. 1.8.24. Ekstensywność występowania chorób ryb w POM Bałtyku w latach 2011-2016, według podobszarów ICES. (źródło danych PMŚ).

Tabela 1.8.2. Ekstensywność występowania chorób ryb w POM Bałtyku w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Gatunek	Rok	Liczba ryb	Ekstensywność (%)		
			Owrzodzenia	Limfocystoza	Deformacje szkieletu
dorsz	2011	14831	4,36	0,00	0,25
	2012	8139	5,33	0,00	0,33
	2013	13998	6,87	0,10	0,10
	2014	18393	3,63	0,00	0,20
	2015	17748	2,51	0,00	0,47
	2016	20805	1,67	0,00	0,33
dorsz suma		**93914**	**2,52**	**0,01**	**0,40**
śledź	2011	18496	0,00	0,13	0,00
	2012	16571	0,00	0,03	0,00
	2013	15479	0,03	0,13	0,01
	2014	14711	0,01	0,28	0,00
	2015	16384	0,01	0,18	0,01
	2016	20250	0,00	0,07	0,00
śledź suma		**101891**	**0,01**	**0,17**	**0,00**
stornia	2011	2285	1,49	1,71	0,00
	2012	2409	1,66	2,45	0,04
	2013	5620	1,49	1,92	0,02
	2014	4760	1,13	3,24	0,02
	2015	6996	0,89	3,52	0,00
	2016	9147	0,93	3,10	0,00
stornia suma		**31217**	**0,78**	**1,79**	**0,02**
szprot	2011	14753	0,01	0,00	0,03
	2012	10704	0,00	0,00	0,02
	2013	10368	0,00	0,00	0,01
	2014	11800	0,00	0,00	0,01
	2015	13765	0,00	0,00	0,01
	2016	15929	0,00	0,01	0,01
szprot suma		**77319**	**0,00**	**0,00**	**0,02**
Razem		**304341**			

2. Ocena stanu polskich wód Morza Bałtyckiego

2.1. Cechy stanu

Opracowana metoda oceny cech stanu dla POM jest w wielu aspektach zbieżna z metodą zaproponowaną w ramach II oceny holistycznej HELCOM oraz nawiązuje również do wskazówek technicznych podanych w aktualnej, roboczej wersji przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017).

Główną różnicą w metodzie oceny cech stanu w stosunku do poprzedniej wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) jest obecnie zaproponowana „zintegrowana ocena bioróżnorodności" odnosząca się jednocześnie do cech D1, D4 i D6, co z jednej strony rzutuje na brak możliwości jednoznacznego porównania wyników niniejszej oceny z poprzednią, z drugiej strony zachowana jest zgodność metodologii oceny w regionie Morza Bałtyckiego we współpracy Polski (Głównego Inspektora Ochrony Środowiska) z Komisją Helsińską (HELCOM). Możliwe jest jednak podsumowanie wszelkich zmian zachodzących w środowisku w porównaniu z wstępną oceną stanu środowiska wód morskich z 2012 r. na poziomie niektórych wskaźników (GIOŚ 2014) oraz nawiązanie do II oceny holistycznej (HELCOM 2017a). Do oceny wykorzystano dane pochodzące z realizacji Programu Państwowego Monitoringu Środowiska w okresie od 1 stycznia 2011 r. do 31 grudnia 2016 r.

Elementy ekosystemu

W załączniku do decyzji 2017/848 w części II dotyczącej oceny zasadniczych elementów i właściwości oraz obecnego stanu środowiska wód morskich na podstawie art. 8 ust. 1 lit. a RDSM wymieniono elementy ekosystemu, które są oceniane w ramach poszczególnych cech (wskaźników opisowych/wskaźników jakości). W związku z tym w niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich ocenie zostało poddanych 5 elementów ekosystemu:

1) grupy gatunków ptaków;
2) grupy gatunków ssaków morskich;
3) grupy gatunków ryb;
4) siedliska bentosowe;
5) siedliska pelagiczne oraz ekosystemy, w tym łańcuchy pokarmowe.

Wynikiem końcowym oceny „bioróżnorodności" w przeciwieństwie do poprzedniej wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (GIOŚ 2014) nie jest przedstawienie jej w podziale na poszczególne cechy opisujące stan środowiska w POM, lecz wskazanie oddzielnych ocen dla każdego elementu ekosystemu, bez konieczności dalszej integracji między tymi ocenami i wyznaczenia jednej wartości oceny „bioróżnorodności" na najwyższym poziomie. Przeprowadzenie ocen dla 5 elementów ekosystemu spełnia jednocześnie wymóg zastosowania cech do określenia dobrego stanu środowiska, wymienionych w załączniku I do RDSM:

1) D1 – różnorodność biologiczna;
2) D4 – łańcuchy pokarmowe;
3) D6 – integralność dna morskiego.

Obszary oceny

Zgodnie z RDSM oraz decyzją 2017/848 na państwa członkowskie UE został nałożony obowiązek sporządzenia wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w określonej skali geograficznej, aby zagwarantować spójność i umożliwić porównanie ocen. W ramach współpracy regionalnej w Morzu Bałtyckim zostały wydzielone obszary oceny (ang. *assessment units*) według opracowanego przez HELOM (HELCOM 2013a, aktualizacja Załącznika 4 - 2017) podziału hierarchicznego w 4-stopniowej skali:

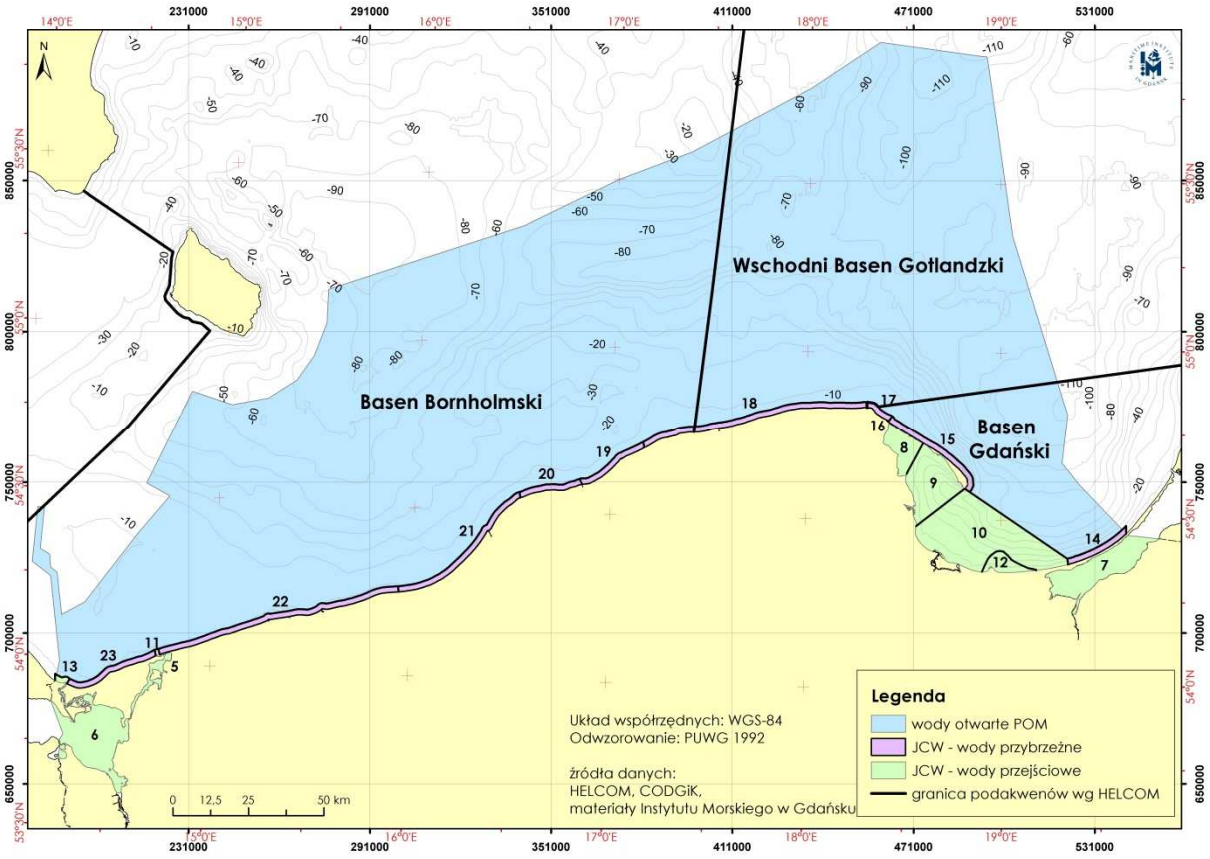
1) brak podziału: oceniany jest cały obszar Morza Bałtyckiego;

2) podział na 17 podakwenów w obrębie Morza Bałtyckiego;
3) podział na 17 podakwenów otwartego morza oraz na 40 obszarów obejmujących wody przybrzeżne;
4) podział na 17 podakwenów otwartego morza oraz na jednolite części wód przejściowych i przybrzeżnych (JCWP według RDW, Anon. 2000).

W ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" poszczególne elementy ekosystemu (ptaki, ssaki morskie, ryby, siedliska bentosowe i pelagiczne) są oceniane w różnych skalach podziału Morza Bałtyckiego na podakweny wyznaczone przez HELCOM (2013a, aktualizacja załącznika 4 - 2017). Wybór odpowiednich obszarów oceny wynika z potrzeby możliwie najlepszego scharakteryzowania stanu gatunków, grup gatunków siedlisk bądź ekosystemów w odniesieniu do jak najmniejszej możliwej jednostki terytorialnej. Każdy wynik zintegrowanej oceny dla pojedynczego elementu ekosystemu uzyskano oddzielnie z uwzględnieniem podziału na ocenę w wodach otwartych według HELCOM (2013a, aktualizacja załącznika 4 - 2017) i w wodach przybrzeżnych i przejściowych, w tej kategorii – z uwzględnieniem podziału na jednolite części wód stosowanym w RDW. W związku z tym nie dochodzi do agregacji przestrzennej wyników oceny.

W przypadku ssaków morskich ocena stanu populacji fok odnosi się do poziomu 1., tj. do całego obszaru Morza Bałtyckiego, w części obejmującej POM. Ocena stanu ptaków określana jest na poziomie 2, natomiast gatunki ryb wód przejściowych, siedliska pelagiczne i bentosowe w POM oceniane są na poziomie 4. podziału Morza Bałtyckiego, dla 22 obszarów oceny, tj. dla 19 jednolitych części wód zgodnie z RDW oraz dla 3 głębokowodnych basenów otwartego morza, które są wspólnymi jednostkami podziału z sąsiadującymi państwami członkowskimi.

Wydzielone obszary oceny w POM są zbieżne z zastosowanymi w II holistycznej ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego HOLAS II (HELCOM 2017a). Podział polskiej strefy Bałtyku na obszary oceny zastosowany w niniejszej „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności" został przedstawiony na Rys. 2.1.1 oraz w Tabela 2.1.1.



Rys. 2.1.1. Podział POM na obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ssaków morskich, siedlisk bentosowych i pelagicznych w polskiej strefie Bałtyku (lp. 5-23 – obszary oceny JCWP wymienione w Tabela 2.1.1.).

Tabela 2.1.1. Obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ssaków morskich, siedlisk bentosowych i pelagicznych w polskiej strefie Bałtyku (lp. 5-23 – obszary oceny JCWP oznaczone na Rys. 2.1.1.).

Lp.	Nazwa obszaru oceny w POM (podakwen M. Bałtyckiego)	Kod obszaru oceny	Typ wód (JCWP)	Powierzchnia [km^2]	Oceniany element ekosystemu
1.	Morze Bałtyckie	-	Całe POM z wyłączeniem zalewów		ssaki morskie
2.	Basen Gdański	-	wody otwarte	2102,97	siedliska bentosowe i pelagiczne
3.	Wschodni Basen Gotlandzki	-	wody otwarte	10881,74	
4.	Basen Bornholmski	-	wody otwarte	17766,07	
5.	Zalew Kamieński	PL TW I WB 9	JCWP - wody przejściowe	43,60	
6.	Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	JCWP - wody przejściowe	407,28	
7.	Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	JCWP - wody przejściowe	301,74	
8.	Zalew Pucki	PL TW II WB 2	JCWP - wody przejściowe	111,03	
9.	Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB 3	JCWP - wody przejściowe	285,57	
10.	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PL TW IV WB 4	JCWP - wody przejściowe	709,43	

Lp.	Nazwa obszaru oceny w POM (podakwen M. Bałtyckiego)	Kod obszaru oceny	Typ wód (JCWP)	Powierzchnia [km^2]	Oceniany element ekosystemu
11.	Ujście Dziwny	PL TW V WB 6	JCWP - wody przejściowe	2,34	
12.	Ujście Wisły Przekop	PL TW V WB 5	JCWP - wody przejściowe	64,12	
13.	Ujście Świny	PL TW V WB 7	JCWP - wody przejściowe	8,35	
14.	Mierzeja Wiślana	PL CW I WB 1	JCWP - wody przybrzeżne	39,57	
15.	Półwysep Hel	PL CW I WB 2	JCWP - wody przybrzeżne	69,67	
16.	Port Władysławowo	PL CW I WB 3	JCWP - wody przybrzeżne	0,13	
17.	Władysławowo-Jastrzębia Góra	PL CW II WB 4	JCWP - wody przybrzeżne	17,29	
18.	Jastrzębia Góra-Rowy	PL CW II WB 5	JCWP - wody przybrzeżne	139,91	
19.	Rowy-Jarosławiec Zachód	PL CW II WB 6W	JCWP - wody przybrzeżne	45,79	
20.	Rowy-Jarosławiec Wschód	PL CW II WB 6E	JCWP - wody przybrzeżne	38,48	
21.	Jarosławiec-Sarbinowo	PL CW III WB 7	JCWP - wody przybrzeżne	98,36	
22.	Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	JCWP - wody przybrzeżne	153,33	
23.	Dziwna-Świna	PL CW III WB 9	JCWP - wody przybrzeżne	58,69	

Metoda oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego

W celu przeprowadzenia oceny krajowej stanu środowiska wód morskich za lata 2011-2016, opracowano zmodyfikowaną metodę na podstawie metodyki zastosowanej w ocenie HOLAS II.

W przyjętej metodzie, oddzielne oceny dla ssaków, ptaków morskich, ryb, siedlisk bentosowych i siedlisk pelagicznych odnoszą się do cechy D1 (różnorodność biologiczna), ocena siedlisk bentosowych jest wspólna dla cech D1 i D6 (integralność dna morskiego), ocena siedlisk pelagicznych charakteryzuje cechę D1, zaś ocena ekosystemów, w tym łańcuchów pokarmowych odnosi się do cech D1 i D4 (łańcuchy pokarmowe).

Zgodnie z decyzją 2017/848 cecha D6 – integralność dna morskiego ze względu na charakteryzujące ją kryteria właściwe jednocześnie do oceny stanu siedlisk bentosowych, jak i presji fizycznych jest zaliczana do cech stanu i cech presji. W opisie stanu wyróżnione są dwa kryteria: D6C4 (zakres utraty typu siedliska wynikający z oddziaływań antropogenicznych nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze), dla którego w niniejszej ocenie, podobnie jak w II ocenie holistycznej (HELCOM 2017a), nie opracowano jeszcze wskaźnika oraz kryterium D6C5 (zakres negatywnych skutków oddziaływań antropogenicznych na stan typów siedlisk, w tym zmiany ich biotycznej i abiotycznej struktury i jej funkcji, np. jej typowego składu gatunków, a także ich względnej liczebności, braku szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, struktury rozmiarów gatunku, nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze).

Z kolei w odniesieniu do presji ocenę integralności dna morskiego przeprowadzono dla trzech kryteriów presji i oddziaływania: D6C1, D6C2, D6C3, co zostanie omówione w rozdziale 2.2.

Niektóre wskaźniki zastosowane w ocenie stanu siedlisk bentosowych i pelagicznych spełniają również kryteria w ramach cechy D4 (Tabela 2.1.2). Zgodnie z decyzją 2017/848 ocena ekosystemów, w tym łańcuchów pokarmowych, powinna zostać przeprowadzona w oparciu o ocenę co najmniej trzech grup troficznych (dwie spośród tych grup troficznych nieuwzględniające ryb; przynajmniej jedna grupa troficzna zawierająca producenta pierwotnego; prezentacja podstawy, środka i szczytu piramidy troficznej). Z uwagi na fakt, że powyższa decyzja weszła w życie dopiero w maju 2017 r., a przewodnik do przeprowadzenia oceny zgodnie z art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) traktuje sposób wykonania oceny dla ekosystemów dość ogólnie, w krajowej ocenie wykonano ocenę dla ekosystemów jedynie w sposób opisowy. Tak samo został potraktowany ten aspekt w pierwszej wersji II oceny holistycznej (HELCOM 2017a), tzn. jako podsumowanie oceny dla siedlisk, ryb, ssaków i ptaków (w oparciu o różne wskaźniki) charakteryzujących różne poziomy troficzne w ekosystemie bałtyckim, wskazując na wzajemne zależności, powiązania oraz zmiany zachodzące w sieciach troficznych. W niniejszym opracowaniu ocenę łańcuchów pokarmowych zawarto w rozdziale „Ekosystemy i sieci troficzne".

Wskaźniki

Podstawą do przeprowadzenia oceny stanu środowiska w POM zgodnie z decyzją 2017/848 są wskaźniki rekomendowane przez grupy robocze HELCOM. W zależności od stopnia opracowania, wskaźniki HELCOM uzyskały odpowiedni status:

Wskaźnik podstawowy (ang. *core indicator*) – wskaźnik opracowany wspólnie i zaakceptowany przez państwa członkowskie Konwencji Helsińskiej w ramach realizacji celów Bałtyckiego Planu Działań Komisji Helsińskiej (ang. *HELCOM Baltic Sea Action Plan*, BSAP) i kryteriów określonych w RDSM, charakteryzujący się określoną wartością progową dobrego stanu środowiska w całym obszarze Morza Bałtyckiego, jeśli jest to ekologicznie właściwe, lub w poszczególnych obszarach oceny według podziału HELCOM (2013a). Wskaźnik podstawowy odnosi się do stanu lub presji. Cel środowiskowy lub wartość progowa są dokładnie opisane dla każdego operacyjnego wskaźnika podstawowego, uzgodnione są także metody jego oceny.

Wskaźnik wstępny (ang. *pre-core indicator*) – wskaźnik wskazany przez państwa członkowskie Konwencji Helsińskiej jako niezbędny do spełnienia celów BSAP i wymagań ocen RDSM. Nie uzyskał jeszcze statusu wskaźnika podstawowego, głównie z uwagi na fakt, że nie wszystkie aspekty wskaźnika zostały dopracowane i w związku z tym nie uzyskał on pełnej akceptacji przez państwa członkowksie Konwencji Helsińskiej. Parametry niezbędne do wyznaczenia wskaźnika powinny być monitorowane, jednak uznaje się, że dane niezbędne do jego obliczenia mogą pochodzić z innych źródeł niż monitoring według HELCOM.

Wskaźnik kandydujący (ang. *candidate indicator*) – wskaźnik będący w procesie opracowania, mający koncepcyjny charakter, niezakończony proces testowania, finalnie prowadzący do uzyskania statusu wskaźnika podstawowego. Elementy wskaźnika (np. procedura oceny, wartości progowe) wykazują nadal poważne braki oraz nie ma powszechnej akceptacji wskaźnika przez państwa członkowskie Konwencji Helsińskiej. Przyjmuje się, że lista wskaźników kandydujących jest dokumentem otwartym, gdzie na poziomie eksperckim przedstawiane są propozycje nowych wskaźników podstawowych.

W ocenie stanu środowiska w POM zaproponowano zastosowanie podstawowych i wstępnych wskaźników opracowanych przez ekspertów grup HELCOM, typowych do oceny „bioróżnorodności" w oparciu o dane biotyczne, uzupełnionych zestawem wskaźników krajowych, a także wskaźnikami właściwymi dla oceny eutrofizacji, charakteryzującymi środowisko abiotyczne, które są stosowane zgodnie z wytycznymi RDW.

Wskaźniki powinny spełniać różne kryteria i standardy metodologiczne dotyczące określenia dobrego stanu środowiska (art. 9 ust. 3 RDSM, wymienione w części II załącznika do decyzji 2017/848) oraz powinny odpowiadać wymaganiom decyzji 2017/848 co do cech D1, D4 i D6, które opisują stan.

Wskaźniki zastosowane do oceny krajowej za lata 2011-2016 zostały przypisane do odpowiednich kryteriów zgodnych z decyzją 2017/848 i są przedstawione w Tabela 2.1.2. Zmiany treści załącznika III do RDSM wprowadzone dyrektywą 2017/845 były konieczne, aby ułatwić wdrażanie i zapewnienie lepszego powiązania elementów ekosystemu, presji antropogenicznych

i oddziaływań wywieranych na środowisko morskie ze wskaźnikami jakości. Dla cech (wskaźników jakości) D1, D4 i D6, dla których zostały określone kryteria zgodne z art. 9 ust. 3 RDSM, przypisano odpowiednie presje antropogeniczne, sposoby użytkowania i działalności człowieka w środowisku morskim, wymienione w Tabela 2.1.2 na podstawie załącznika III do RDSM (tabela 2, pozycja 2a i 2b).

Tabela 2.1.2. Wskaźniki zastosowane w ocenie krajowej (2011-2016) w „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności" w POM uwzględniające ssaki morskie, siedliska bentosowe i siedliska pelagiczne oraz presje antropogeniczne, sposoby użytkowania i działalność człowieka w środowisku morskim przypisano do odpowiednich kryteriów decyzji 2017/848.

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Ssaki morskie	D1- różnorodność biologiczna	D1C1	-	Śmiertelność w przyłowie znajduje się poniżej poziomu, który zagraża gatunkom, więc jest zapewniona jego długoterminowa żywotność.	Przyłów ssaków morskich (P, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań). Niepokojenie gatunków (np. w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania) spowodowane obecnością człowieka.
		D1C2	-	Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność.	Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej (P, B)	Niepokojenie gatunków (np. w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania) spowodowane obecnością człowieka. Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań). Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia.
		-	D1C3	Właściwości demograficzne populacji (np. wielkość ciała lub struktura klas wiekowych, stosunek płci, wskaźnik płodności i wskaźnik przeżywalności) gatunków wskazują na zdrową populację, która nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych.	Stan reprodukcji foki szarej (P, B)	

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
		D1C4	-	Zasięg gatunków i w stosownych przypadkach ich struktura, jest zgodna z dominującymi warunkami fizjograficznymi, geograficznymi i klimatycznymi.	Występowanie foki szarej (P, B)	Wprowadzanie odpadów (odpady stałe w tym mikroodpady). Wprowadzanie hałasu związanego z działalnością człowieka (impulsowego, ciągłego).
Ptaki		D1C2		Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność.	Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych (P, B) Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych (P, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań). Niepokojenie gatunków (np. w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania) spowodowane obecnością człowieka.

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
		D1C3		Właściwości demograficzne populacji (np. wielkość ciała lub struktura klas wiekowych, stosunek płci, wskaźnik płodności i wskaźnik przeżywalności) gatunków wskazują na zdrową populację, która nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych.	Wskaźnik produktywności bielika (P, B)	Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia. Niepokojenie gatunków (np. w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania) spowodowane obecnością człowieka.
Ryby		D1C3		Właściwości demograficzne populacji (np. wielkość ciała lub struktura klas wiekowych, stosunek płci, wskaźnik płodności i wskaźnik przeżywalności) gatunków wskazują na zdrową populację, która nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych.	Indeks wielkich ryb (LFI1) (K, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań).
		D1C2 D1C3		Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność.	Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych (K, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań).

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Siedliska bentosowe	D1- różnorodność biologiczna i D6- integralność dna morskiego	D6C5	-	Zakres negatywnych skutków oddziaływań antropogenicznych na stan typów siedlisk, w tym na zmiany ich biotycznej i abiotycznej struktury oraz funkcji (np. jej tpowego składu gatunków, a także ich względnej liczebności, braku szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, struktury rozmiarów gatunku), nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze.	B - multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (K, B)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe. Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia. Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowy ryb) komercyjnych i rekreacyjnych. Zaburzenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne).

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
					SM_1 – wskaźnik stanu makrofitów (K, B) ESMIz – makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach (K, B)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe. Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia. Zaburzenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne).

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Siedliska pelagiczne	D1- różnorodność biologiczna	D1C6	-	Stan typu siedliska, w tym jego struktura biotyczna i abiotyczna oraz jej funkcje (np. typowy skład gatunkowy, a także ich względna liczebność, brak szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, rozmiar struktury gatunków), nie odniósł szkody z powodu oddziaływań antropogenicznych.	MSTS – struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (P, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowy ryb) komercyjnych i rekreacyjnych. Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe.
					Chlorofil-a (P, E lub K, E)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe.
					CyaBI-zakwity sinic (W, E)	

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Ekosystemy, w tym sieć troficzna	D1- różnorodność biologiczna i D4 - łańcuchy pokarmowe	D4C1	-	Różnorodność (skład gatunków, a także ich względna liczebność) w grupie troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	B - multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (K, B) Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych (K, B)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe. Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia. Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowy ryb) komercyjnych i rekreacyjnych. Zaburzenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne).

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
		D4C2	-	Równowaga całkowitej liczebności pomiędzy grupami troficznymi nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	Dia/Dino-wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy (W, B)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe. Zmiany warunków hydrologicznych (min. temperatura wody w zimie).
		-	D4C3	Rozkład wielkości osobników w grupie troficznej nie został naruszony ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	MSTS – struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (P, B) Indeks wielkich ryb (LFI1) (K, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowy ryb) komercyjnych i rekreacyjnych. Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe.

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
			D4C4	Wydajność grupy troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	Wskaźnik produktywności bielika (P, B)	Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia.

Cecha D1 – utrzymanie różnorodności biologicznej. Jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego.

Cecha D4 – występowanie elementów morskiego łańcucha pokarmowego w ilościach i zróżnicowaniu na poziomie zapewniającym w dalszej perspektywie liczebność gatunków i utrzymanie ich pełnej zdolności reprodukcyjnej.

Cecha D6 – utrzymanie integralności dna morskiego na poziomie zapewniającym ochronę struktury i funkcji ekosystemów oraz brak negatywnego wpływu na te ekosystemy.

Kryterium podstawowe – kryterium do obowiązkowego zastosowania przez państwa członkowskie UE przy określaniu zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska w celu oceny, w jakim stopniu osiąga się dobry stan środowiska.

Kryterium drugorzędne – kryterium wykorzystywane jako uzupełniające kryterium podstawowe lub gdy istnieje zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska dla danego kryterium.

Elementy kryteriów – elementy tworzące ekosystem, a zwłaszcza jego elementy biologiczne (gatunki, siedliska) lub aspekty presji na środowisko morskie, które są oceniane w ramach każdego kryterium.

Wypełniając kryteria decyzji 2017/848 w raporcie w 2018 r. odnośnie RDSM, stan środowiska Morza Bałtyckiego przedstawiono w oparciu o następujące informacje dotyczące poszczególnych kryteriów (DIKE 16-2017-08):

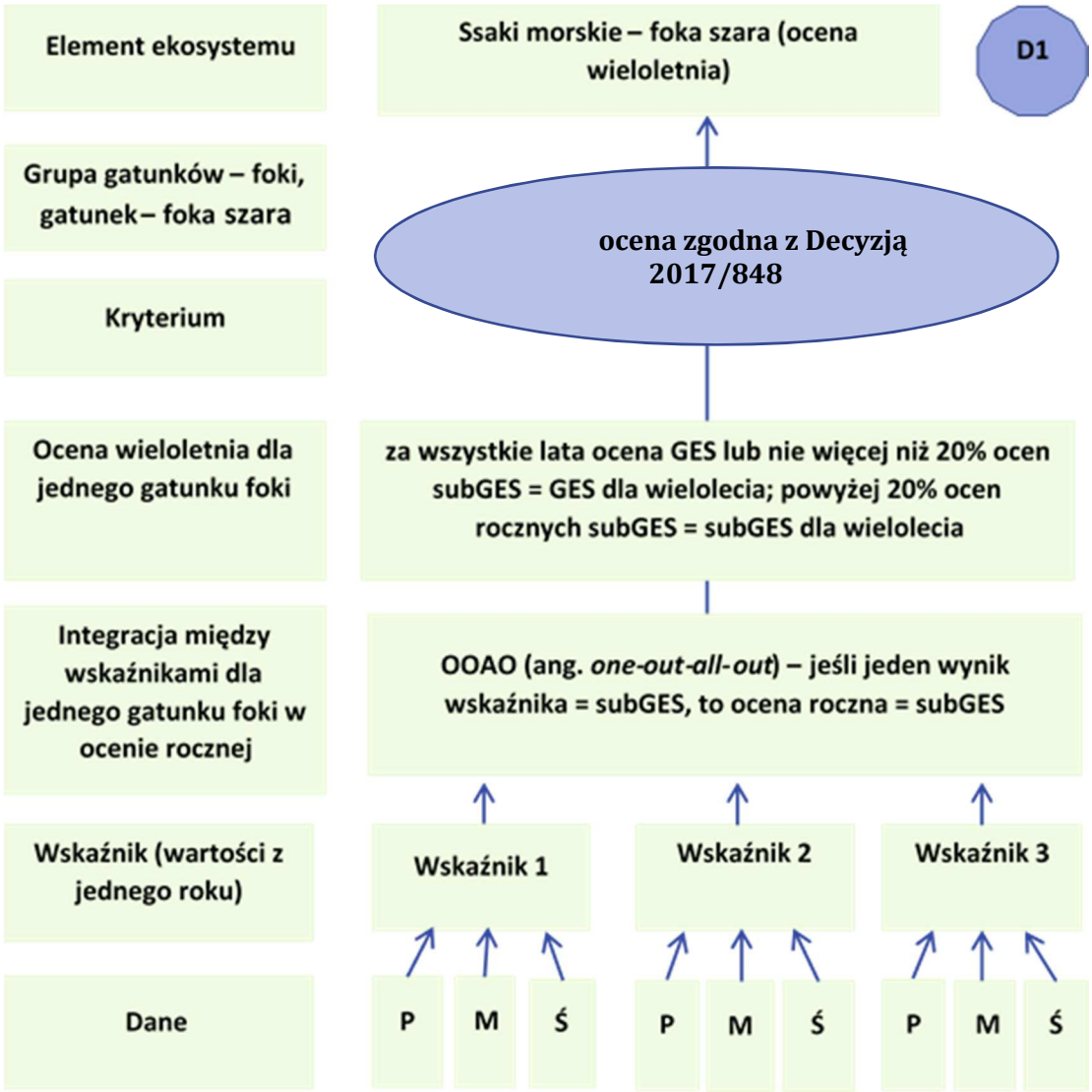
1) D1C1 (incydentalny przyłów) – śmiertelność w przyłowie;
2) D1C2-C5 (gatunki ptaków, ssaków morskich i ryb) – stan gatunku oraz zestawienie gatunków, które wykazują lub osiągnęły dobry stan w danej grupie gatunków w obszarze oceny na tle wszystkich ocenianych gatunków;
3) D1C6 (ogólne typy siedlisk pelagicznych) – zestawienie siedlisk, które wykazują lub osiągnęły dobry stan w obszarze oceny na tle wszystkich ocenianych siedlisk;
4) D6C4 (ogólne typy siedlisk bentosowych) – zasięg utraty siedliska (%) na tle wszystkich ocenianych siedlisk;
5) D6C5 (ogólne typy siedlisk bentosowych) – zasięg niekorzystnego oddziaływania (%) na tle wszystkich ocenianych siedlisk.

„Zintegrowana ocena bioróżnorodności"

„Zintegrowana ocena bioróżnorodności" polega na wykonaniu oceny stanu dla wyznaczonych obszarów oceny w POM, oddzielnie dla poszczególnych elementów ekosystemu i za pomocą jednoczesnego wykorzystania kilku wskaźników (podstawowych, wstępnych, krajowych i eutrofizacji) w obszarze oceny, które łącznie odnoszą się do cech D1, D4 i D6. Każdy wskaźnik jest przypisany do oceny odpowiedniego gatunku, grupy gatunków lub danego typu siedliska. Określony wskaźnik może być wykorzystany w ocenie tylko jednokrotnie. Możliwość wykorzystania różnych wskaźników w zintegrowanej ocenie oraz ich porównywalność jest możliwa poprzez przeprowadzenie normalizacji wartości wskaźników w przedziale od 0 do 1, przy wskazaniu wartości minimalnej i maksymalnej dla danego wskaźnika.

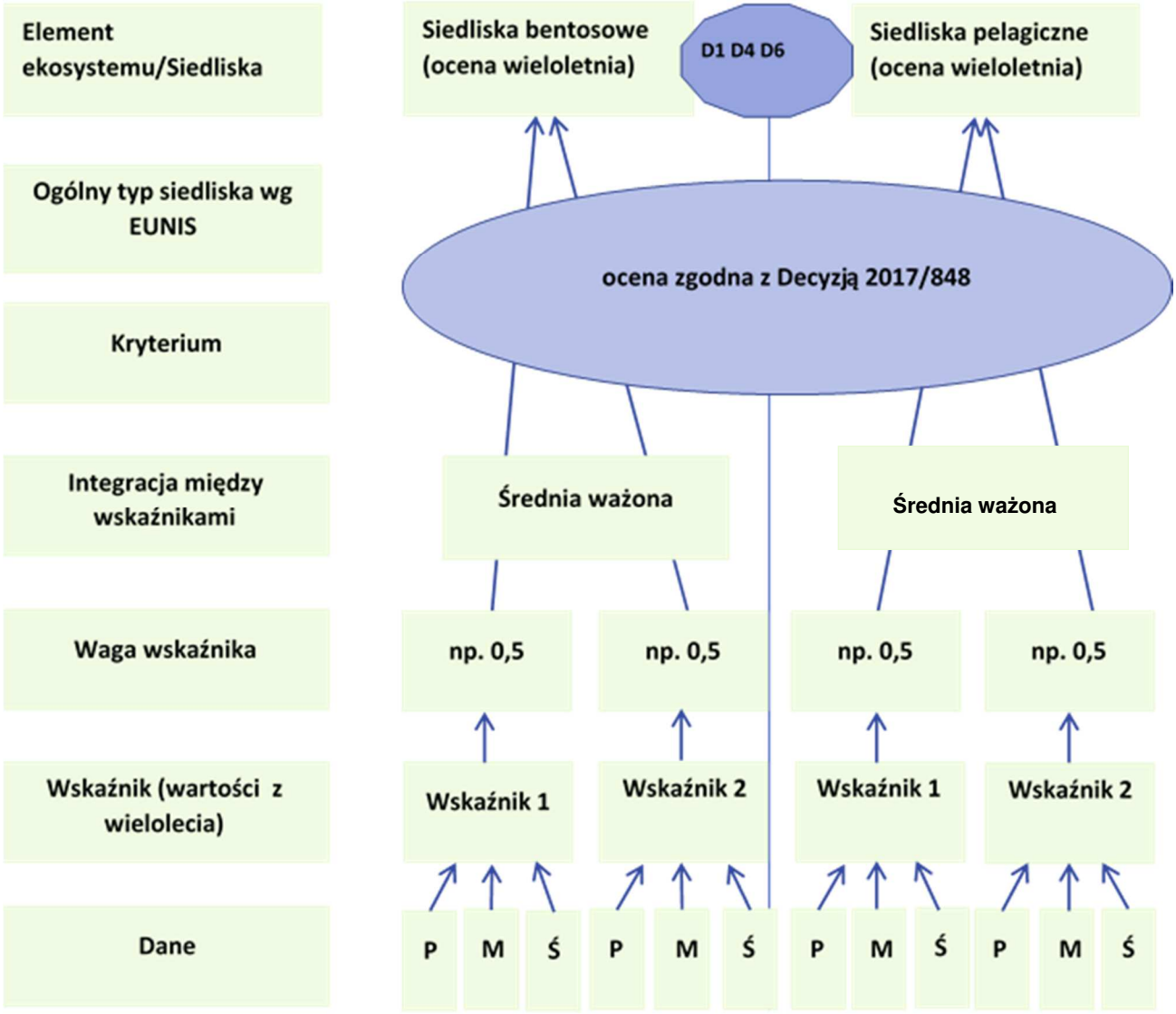
W przypadku ssaków morskich ocena stanu odnosi się do poziomu 1., tj. całego obszaru Morza Bałtyckiego, w części obejmującej POM. Ssaki morskie występujące w POM to foka szara (*Halichoerus grypus*), foka pospolita (*Phoca vitulina*), foka obrączkowana (*Pusa hispida*) oraz morświn (*Phocoena phocoena*). Jednak z uwagi na brak wiarygodnych danych i uzgodnionych wartości granicznych dla wskaźników oceniających stan morświna, gatunek ten został wyłączony z „zintegrowanej oceny bioróżnorodności", a jego ocena została wykonana w sposób opisowy. Spośród trzech gatunków fok bałtyckich, jedynie foka szara stale występuje na wodach krajowych i zajmuje stałe miejsce haul-out (miejsce odpoczynku) w rejonie Ujścia Wisły. Z tego względu jedynie foka szara została poddana ocenie wieloletniej, gdyż dwa pozostałe gatunki (foka

pospolita i foka obrączkowana) występują w POM sporadycznie. Raport WWF (Hylla-Wawryniuk 2017), uwzgledniający swoim zakresem lata 2009 - 2016 podaje, że foki pospolite oraz foki obrączkowane były odnotowywane sporadycznie w POM, również w obrębie haul-out foki szarej. Ogółem, obserwacje tych dwóch gatunków stanowiły, odpowiednio, 4% i 0,8% wszystkich obserwacji fok odnotowanych w bazie danych WWF. Z tego względu „zintegrowana ocena bioróżnorodności" w zakresie ssaków morskich w POM dotyczy w zasadzie wyłącznie foki szarej. Ogólny schemat oceny ssaków morskich został przedstawiony na Rys. 2.1.2.



Rys. 2.1.2. Ogólny schemat „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" w zakresie ssaków morskich – fok (cecha D1 – różnorodność biologiczna, według PMŚ, liczba wskaźników podana przykładowo, ssaki morskie to 1 z 5 elementów ekosystemu w ramach cechy D1).

Ocena stanu siedlisk bentosowych i pelagicznych w POM została przeprowadzona na poziomie 4. podziału Morza Bałtyckiego, dla 19 jednolitych części wód zgodnie z RDW oraz dla 3 basenów otwartego morza. Ogólny schemat „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" w zakresie siedlisk bentosowych i pelagicznych przedstawiono na Rys. 2.1.3.



Rys. 2.1.3. Ogólny schemat „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" w zakresie siedlisk bentosowych i pelagicznych w POM (cecha D1 – różnorodność biologiczna, cecha D4 – łańcuchy pokarmowe, cecha D6 – integralność dna morskiego, według PMŚ, liczba wskaźników i ich wagi w obrębie siedliska podane przykładowo, siedliska bentosowe i pelagiczne to 2 z 5 elementów ekosystemu w ramach cechy D1).

Wiarygodność oceny

Dla oceny wieloletniej 2011-2016, równolegle do oceny stanu, przeprowadza się ocenę wiarygodności. W pierwszej kolejności należy ocenić wiarygodność pojedynczego wskaźnika w obszarze oceny w latach 2011-2016 na podstawie 4 składowych: wiarygodności czasowej, wiarygodności przestrzennej, wiarygodności klasyfikacji i wiarygodności metodyki poprzez przypisanie każdej z tych składowych klasy: niskiej, średniej lub wysokiej i odpowiadających im wartości liczbowych, które należy uśrednić, aby uzyskać jedną wartość wiarygodności wskaźnika. W celu określenia wiarygodności wskaźnika należy odpowiedzieć na pytania podane w Tabela 2.1.3.

Tabela 2.1.3. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika dla jednego obszaru oceny.

Składowe wiarygodności	Klasy		
	Wysoka	Średnia	Niska
Wiarygodność czasowa	Czy dane monitoringowe pokrywają w pełni okres oceny: 2011-2016? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z wszystkich lat z okresu 2011-2016 są uwzględnione? Jeżeli zmienność z roku na rok nie występuje, czy są spełnione wymagania czasowej częstotliwości monitoringu (np. monitoring makrozoobentosu w wodach RDW jeden raz na 3 lata)?	Czy dane monitoringowe pokrywają większą część okresu oceny: 2011-2016? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z 3 do 4 lat są uwzględnione?	Czy dane monitoringowe z okresu oceny: 2011-2016 są niewystarczające? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z 1 do 2 lat są uwzględnione?
Wskaż odpowiedź „TAK" przy jednej z klas: wysokiej, średniej lub niskiej dla wiarygodności czasowej	1	0,5	0
Wiarygodność przestrzenna	Czy stacje monitoringowe są odpowiednio rozmieszczone w danym obszarze oceny, aby na podstawie danych z tych stacji wyliczyć określony wskaźnik w tym obszarze? Czy dane uzyskane z tych stacji reprezentują wiarygodnie przynajmniej 80% danego siedliska w obszarze oceny? Jeżeli wskaźnik wykazuje wyraźny gradient lub nieregularność, czy rozmieszczenie stacji monitoringowych pokrywa przynajmniej 90% tej zmienności?	Czy stacje monitoringowe są w większości tak rozmieszczone w danym obszarze oceny, aby na podstawie danych z tych stacji wyliczyć wskaźnik w tym obszarze? Czy otrzymane dane z tych stacji reprezentują wiarygodnie przynajmniej 60-80% danego siedliska w obszarze oceny? Jeżeli wskaźnik wykazuje wyraźny gradient lub nieregularność, czy rozmieszczenie stacji monitoringowych pokrywa przynajmniej 90% tej zmienności?	Czy stacje monitoringowe nie pokrywają w sposób właściwy danego obszaru oceny, aby na podstawie danych z tych stacji wyliczyć wskaźnik w tym obszarze? Czy otrzymane dane z tych stacji reprezentują wiarygodnie mniej niż 60% danego siedliska w obszarze oceny? Jeżeli wskaźnik wykazuje wyraźny gradient lub nieregularność, czy rozmieszczenie stacji monitoringowych pokrywa przynajmniej 90% tej zmienności?
Wskaż odpowiedź „TAK" przy jednej z klas: wysokiej, średniej lub niskiej dla wiarygodności przestrzennej	1	0,5	0
Wiarygodność klasyfikacji	Czy porównanie z wartością progową wskazuje wyraźnie, że GES został osiągnięty lub czy GES nie został osiągnięty z prawdopodobieństwem	Czy porównanie z wartością progową wskazuje, że wartości są na ogół w zakresie GES/subGES, ale występują pewne wartości odstające w serii	Czy porównanie z wartością progową nie wskazuje, czy dane są w zakresie GES/subGES, tzn. GES został osiągnięty lub nie został osiągnięty z

Składowe wiarygodności	Klasy		
	Wysoka	Średnia	Niska
	co najmniej 90%? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik ma zakończoną interkalibrację?	danych, tzn. GES został osiągnięty lub nie został osiągnięty z prawdopodobieństwem 70-89%? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik został poddany skutecznej interkalibracji?	prawdopodobieństwem mniejszym od 70% ? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik nie przeszedł skutecznej interkalibracji?
Wskaż odpowiedź „TAK" przy jednej z klas: wysokiej, średniej lub niskiej dla wiarygodności klasyfikacji	1	0,5	0
Wiarygodność metodyki	Czy parametry składowe wskaźnika, dla których istnieje przewodnik metodyczny HELCOM były monitorowane według wytycznych tego przewodnika? Czy kontrola jakości była prowadzona według zasad HELCOM lub innych międzynarodowych przewodników zapewnienia jakości pomiarów? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik ma zakończoną interkalibrację?	Czy parametry składowe wskaźnika, dla których istnieje przewodnik metodyczny HELCOM były monitorowane tylko częściowo według tych wytycznych? Czy kontrola jakości była prowadzona, ale według lokalnych zasad? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik ma przeprowadzaną interkalibrację?	Czy parametry składowe wskaźnika, dla których istnieje przewodnik metodyczny HELCOM nie były monitorowane według tych wytycznych? Czy dane nie były poddane kontroli jakości? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik nie przeszedł skutecznej interkalibracji?
Wskaż odpowiedź „TAK" przy jednej z klas: wysokiej, średniej lub niskiej dla wiarygodności metodyki	1	0,5	0
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW) – uśrednij wartości, dla których wskazano „TAK"	przykład: (1+1+0,5+0,5)/4=0,75		

Opracowanie własne na podstawie metody zastosowanej w II ocenie holistycznej „State of the Baltic Sea. The Integrated assessment of biodiversity. Report 2017".

W kolejnym kroku uśrednione wartości wiarygodności poszczególnych wskaźników (WW) powinny zostać zintegrowane.

W przypadku ssaków morskich – foki szarej, średnia wiarygodność dla obszaru oceny (WO), a więc całego POM z wyłączeniem zalewów, oblicza się jako średnią arytmetyczną wiarygodności wskaźników (WW).

Dla siedlisk bentosowych i pelagicznych w danym obszarze oceny, w celu wyznaczenia średniej wiarygodności dla ocenionych obszarów oceny, wskaźniki będą podlegać integracji na zasadzie obowiązującej w opracowanej metodzie oceny, czyli średniej ważonej w oparciu o wagi przypisane wskaźnikom. Dodatkowo, jeżeli zabrakło wskaźnika do oceny grup gatunków lub ogólnego typu siedliska występujących w danym obszarze, należy pomniejszyć ostateczną ocenę wiarygodności dla danego obszaru oceny o 25%.

W rezultacie uzyskuje się wynik statusu wiarygodności (WO) danego elementu ekosystemu dla danego obszaru oceny zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w Tabela 2.1.4.

Tabela 2.1.4. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności (kolory oznaczają status wiarygodności stosowany do przedstawienia oceny na mapach).

Wartość średniej wiarygodności w obszarze oceny (WO)	Status wiarygodności
≥ 0,75	wysoki
0,5 – 0,74	średni
< 0,5	niski

Ssaki morskie

Wskaźniki

Do wykonania oceny stanu środowiska na podstawie fok w ramach II oceny holistycznej za lata 2011-2016 przyjęto wypracowane w ramach HELCOM cztery wskaźniki główne (ang. *core indicators*): „*Liczebność populacji i trend liczebności*", „*Występowanie*", „*Stan reprodukcji*" oraz „*Stan odżywienia*" (HELCOM 2017a). Trzy pierwsze wskaźniki zostały uwzględnione w ramach PMŚ w POM (Opioła i in. 2016) z uwagi na jednolitą metodykę prac (analiza fotograficzna/loty), natomiast wskaźnik „*Stan odżywienia*" (HELCOM 2017c) z uwagi na pilotażowy charakter projektu w POM oraz rozpoczęty proces zmiany tego wskaźnika (lub jego poziomów referencyjnych) w ramach grupy HELCOM SEAL nie był monitorowany. Należy również podkreślić, że do prawidłowego zastosowania tego wskaźnika niezbędny jest materiał pozwalający na obróbkę statystyczną uzyskanych wyników, a więc reprezentatywny zarówno pod kątem liczebności pozyskanych do analiz osobników, jak i grup wiekowych czy płci. Takie prace prowadzi w chwili obecnej Stacja Morska im. Krzysztofa Skóry Uniwersytetu Gdańskiego w Helu we współpracy z partnerami z grupy HELCOM SEAL. Brak jednego ze wskaźników nie uniemożliwia jednak wykonania oceny gatunku. Przyjęta metodyka oceny wiarygodności uwzględnia ten fakt.

Jednocześnie należy podkreślić, że presje na ssaki morskie, które nie zostały zakwalifikowane do oceny parametrycznej jako wskaźniki, są szczególnie istotnym zagrożeniem dla wszystkich gatunków ssaków morskich Morza Bałtyckiego. Przyłów ssaków morskich został uznany za jeden z ważniejszych czynników związanych z antropopresją i limitujących populacje (ICES 2016a). Niemniej, na poziomie HELCOM czynnik ten nie został użyty do oceny stanu zachowania gatunków, a jest wyłącznie przedstawiany w ogólnym opisie presji. Przyłów, jako wskaźnik presji, oparty jest na liczbie zwierząt, które zostały znalezione martwe przez rybaków w sieciach. Dane są zbierane przez MIR-PIB) Przyłów odnosi się bezpośrednio do trendów wyliczanych z danych z ostatnich 10 lat. Dane niezbędne do wyznaczenia tego wskaźnika to informacje zawarte w raportach zgłaszanych do MIR-PIB lub do Departamentu Rybołówstwa Ministerstwa Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej. Od 2006 r. nie odnotowano w raportowanych danych ani jednego przypadku przyłowu morświna, natomiast w przypadku foki szarej odnotowano 4 osobniki przyłowione w latach 2011-2016 (MIR-PIB 2017). Sami autorzy raportu MIR-PIB wskazują na niewielką liczbę zaraportowanych, przyłowionych zwierząt (ptaki

i ssaki morskie) w stosunku do wysokiego nakładu połowowego. Odnotowana w raporcie liczebność pozostaje w kontraście do danych dostępnych zgromadzonych w bazie WWF/SMIOUG (www.fokarium.pl) – w okresie 2011-2017 na plażach znaleziono ponad 200 martwych fok i kilkanaście morświnów, z których część posiadała ślady wskazujące na możliwość przyłowu. W przypadku morświna, przyłów został określony jako krytyczne zagrożenie dla gatunku, w szczególności dla populacji Bałtyku Właściwego. Przyjęto, że przyłów już na poziomie jednego osobnika, stanowi znaczące zagrożenie dla populacji morświna w tym rejonie (Harkonen i in. 2013, HELCOM 2017d). W lipcu 2016 r., w Zatoce Pomorskiej odnotowano przyłów samicy morświna, jednocześnie odnotowano dwa martwe morświny ze śladami okaleczenia i uszkodzeniami ciała wskazującymi na przyłów (baza danych WWF/SMOIUG).

Utonięcie w wyniku zaplątania w sprzęt do połowu ryb to jedna z głównych przyczyn śmierci morświnów w Bałtyku, jednak problem ten dotyczy również fok (Korpinen i Braeger 2013). Ryzyko przypadkowego przyłowu jest największe przy różnego rodzaju sieciach skrzelowych, występuje również przy stosowaniu innych metod połowu ryb, jak sieci pułapkowe, żaki, w których też odnotowywano przyłów ssaków morskich (ICES 2013a, Vanhatalo i in. 2014).

Przypadkowy przyłów morświna w obszarze Kattegatu oraz cieśnin Duńskich został oszacowany na 165-263 osobników w 2014 r. głównie w oparciu o informacje z kamer CCTV, informacje z komercyjnych łodzi rybackich i dane dotyczących intensywności połowów (ICES 2016b). Estymacje te muszą być jednak traktowane z dużą ostrożnością, biorąc pod uwagę źródła danych użytych do wyliczeń. Dokumentacja przypadkowego przyłowu morświnów w Bałtyku Właściwym jest fragmentaryczna, zwykle dotyczy pojedynczych osobników w ciągu roku dla wszystkich krajów raportujących. W Polsce w okresie od 2011 r. do 2016 r. łącznie odnotowano 22 raporty o morświnach z przyłowu (dane z lat 2011- 2015 na podstawie raportu WWF, dane z 2016 r. na podstawie danych SMIOUG).

W przypadku foki szarej, poza presją ze strony rybołówstwa, należy odnotować fakt, że jej stanowisko (haul-out) w Ujściu Wisły jest niestabilnym siedliskiem położonym na piaszczystych łachach. Z uwagi na znaczne wahania poziomu wód, rozmywanie łach w trakcie naturalnych procesów hydrodynamicznych (które mogą być modyfikowane przez działalność człowieka – jak np. inwestycje hydrotechniczne w Ujściu Wisły), ilość dostępnego dla fok miejsca nie jest stała (Fot. 2.1.1), w przeciwieństwie do sytuacji w Szwecji czy Finlandii, gdzie wybrzeża są skaliste. Presja również z tej strony może mieć krytyczne znaczenie dla stada występującego w POM, a przede wszystkim dla wykorzystania haul-out w Ujściu Wisły jako miejsca stałego rozrodu gatunku. W trakcie monitoringu PMŚ zaobserwowano również foki odpoczywające na betonowych opaskach (tzw. kierownicach), które mogą potencjalnie zostać wykorzystane przez gatunek jako „zastępczy" haul-out (Fot. 2.1.2) w przypadku bardzo wysokich stanów wód lub innych zjawisk ograniczających dostęp do łachy. Rozmywanie łachy jest co roku odnotowywane w trakcie prac monitoringowych, jednak nie jest możliwe poddanie tego czynnika ocenie parametrycznej, a tym bardziej prognozowaniu stanu zachowania siedliska czy jego waloryzacji (Pawliczka 2012).



Fot. 2.1.1. Foki odpoczywające na niewielkiej piaszczystej łasze (haul-out) w rejonie Ujścia Wisły w marcu 2017 r.



Fot. 2.1.2. Foki odpoczywające na betonowym umocnieniu (tzw. kierownica) w rejonie Ujścia Wisły w kwietniu 2017 r.

Wskaźnik „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej"

Liczebność populacji foki szarej określa liczbę wszystkich osobników foki szarej, występujących na lądzie w miejscu haul-out oraz w wodzie w niewielkiej odległości od tego miejsca. Dane niezbędne do określenia liczebności foki szarej uzyskuje się z obserwacji lotniczych. Odbywają się one na przełomie maja i czerwca, czyli w okresie linienia fok szarych. Liczebność

zwierząt określa się na podstawie obserwacji lotniczych wykonywanych przez dwóch obserwatorów z samolotu lecącego z prędkością około 110 km/h na wysokości ok 150-200 m. Obserwatorzy wykonują dokumentację fotograficzną z każdego wykonanego lotu obserwacyjnego, dzięki czemu można określić dokładną liczbę fok. Dzięki wykonanym zdjęciom możliwe jest także zidentyfikowanie foki co do gatunku. Monitoring foki szarej prowadzony obecnie w Polsce jest zgodny z założeniami HELCOM co do spójnej metodyki zastosowanej przez wszystkie kraje nadbałtyckie (HELCOM 2017b). Synchronizacja badań lotniczych, których termin przypada na 2 tygodnie przełomu maja i czerwca, pozwala ograniczyć ryzyko podwójnego liczenia tych samych osobników, dzięki czemu możliwe jest przeprowadzenie analizy porównawczej otrzymanych wyników. W Tabela 2.1.5 przedstawiono kryteria określenia dobrego stanu populacji dla opisywanego wskaźnika.

Tabela 2.1.5. Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika „*Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej*".

Wskaźnik	Stan dobry (GES)	Stan poniżej dobrego (subGES)
Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej	Wzrost liczebności równy lub wyższy niż 10% od wartości z poprzedniego roku	Wzrost liczebności poniżej 10% lub jej spadek

W II ocenie holistycznej, jako poziom referencyjny dla wskaźnika przyjęto 10% wzrost liczebności całej populacji. Dla stanu dobrego (GES) uzgodniono wartość wzrostu liczebności populacji jako nie niższą niż 3 punkty procentowe od poziomu referencyjnego - a więc na poziomie 7% (HELCOM 2015). Należy podkreślić, że poziom referencyjny (10%) odnosi się do maksymalnie możliwego wzrostu liczebności w przypadku populacji całkowicie izolowanych. Populacja bałtycka foki szarej spełnia ten warunek – jednak w przypadku stada występującego w POM już tak nie jest. Stado foki szarej, które występuje na wyleżysku (polska nazwa haul-out) Ujście Wisły, nie jest „izolowaną" grupą zwierząt. Wzrost liczebności (rok do roku) nie jest efektem rozrodu osobników wyłącznie tam występujących, ponieważ osobniki z rejonu Ujścia Wisły nie prowadzą regularnego rozrodu w tym obszarze i są w początkowym stadium rekolonizacji a wzrost liczebności jest realizowany przede wszystkim poprzez zasilanie stada z zewnątrz. Tym samym do osiągnięcia poziomu dobrego stanu środowiska (GES) w przypadku foki szarej występującej w POM powinien zostać spełniony warunek wzrostu powyżej 10%.

Podobną sytuację gwałtownego wzrostu liczebności we wstępnej fazie rekolonizacji zaobserwowano na Bornholmie od 2007 r., kiedy odnotowano pierwsze pojawiające się foki szare (3 osobniki). W 2008 r. było to już 80 osobników oraz stwierdzono pierwszy rozród tego gatunku na wyspie.

Efekt znacznego, zasilanego z zewnątrz w początkowej fazie, wzrostu liczebności stada na rekolonizowanych terenach opisano też w przypadku foki szarej w rejonie Morza Wattowego. Oszacowano też, że imigracja fok z innych kolonii mogła stanowić do 35% całkowitego wzrostu liczebności populacji w latach 1985-2013 (Brasseur 2015).

W związku z dynamicznymi zmianami liczebności stada oraz niepewnością, co do statusu rozrodu foki szarej w POM, charakterystycznych dla początkowej fazy rekolonizacji, proponowane kryteria dla tych wskaźników przyjęto wyłącznie na lata dla okresu 2011-2016. Prowadzony w kolejnych latach monitoring powinien stanowić podstawę ewentualnej rewizji wartości progowych na podstawie otrzymanych wyników, jak i stanu całej populacji gatunku w Morzu Bałtyckim. Wstępne dane z lat 2015 i 2016 wskazują na możliwe wypłaszczenie trendu wzrostu całej populacji w Bałtyku, co może pociągać za sobą istotne zmiany dla fok występujących w wodach krajowych POM.

Wskaźnik „Występowanie foki szarej"

Obecność osobników fok szarych jest stwierdzona na podstawie monitoringu lotniczego w okresie od marca do lipca. Monitorowanie występowania foki szarej obejmuje całe wybrzeże

Polski, w tym piaszczyste łachy Ujścia Wisły oraz Ryf Mew na Zatoce Puckiej. Jednocześnie zdjęcia lotnicze pozwalają na zdefiniowanie obszarów haul-out na polskim wybrzeżu. W trakcie przeprowadzonych badań potwierdzono występowanie jednego miejsca haul-out w POM w Ujściu Wisły. Z dostępnych danych (Pawliczka 2012, Hylla-Wawryniuk 2017) wynika, że jest to miejsce od lat odwiedzane przez foki szare i rokrocznie są one tam stale obecne. W Tabela 2.1.6 przedstawiono kryteria określenia dobrego stanu środowiska w POM dla opisywanego wskaźnika, które są zgodne z zaleceniami HELCOM (HELCOM 2017b).

Tabela 2.1.6. Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika „*Występowanie foki szarej*".

Wskaźnik	Stan dobry (GES)	Stan poniżej dobrego (subGES)
Występowanie foki szarej	Obecność foki szarej na wszystkich zdefiniowanych obszarach haul-out podczas okresu monitorowania w czasie linienia	Obecność foki szarej nie stwierdzona na przynajmniej jednym ze zdefiniowanych obszarów haul-out podczas okresu monitorowania w czasie linienia

Wskaźnik „Stan reprodukcji foki szarej"

Stan reprodukcji foki szarej określa się na podstawie obecności samic w ciąży, karmiących lub osobników juwenilnych w szacie „lanugo" stwierdzanych na podstawie monitoringu lotniczego w miesiącach marzec i kwiecień. Obecnie, takie dane w okresie objętym oceną nie są dostępne, ponieważ nie był prowadzony monitoring zgodny z zaleceniami HELCOM. Nie potwierdzono regularnego rozrodu fok szarych w Ujściu Wisły w ramach monitoringu WWF Polska i SMIOUG, prowadzonego za pomocą kamer, choć w okresie objętym oceną odnotowano przypadki pojedynczych osobników w „lanugo". W Tabela 2.1.7 przedstawiono kryteria określenia dobrego stanu środowiska dla wymienionego wskaźnika.

Tabela 2.1.7. Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika „*Stan reprodukcji foki szarej*".

Wskaźnik	Stan dobry (GES)	Stan poniżej dobrego (subGES)
Stan reprodukcji foki szarej	Liczba samic karmiących lub młodych oraz samic w ciąży stanowi co najmniej 5% liczebności populacji (stada)	Liczba samic karmiących lub młodych oraz samic w ciąży stanowi mniej niż 5% liczebności populacji (stada)

Dla całej populacji bałtyckiej foki szarej w II ocenie holistycznej HELCOM przyjął wartość referencyjną wskaźnika na poziomie 95% liczby wszystkich samic powyżej 6-go roku życia (HELCOM 2017e). Dla oceny krajowej, w oparciu o wyznaczony wcześniej poziom wskaźnika „*Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej*" założono, że stan dobry – GES występuje w przypadku, kiedy co najmniej 5% obserwowanego stada stanowią osobniki w lanugo/samice karmiące lub samice w ciąży. Oznaczałoby to wówczas, że połowa zakładanego, minimalnego wzrostu liczebności populacji (rok do roku) w POM jest możliwym efektem zasilania wewnętrznego lokalnej populacji. Taki rozród miałby już charakter regularnego znaczącego zjawiska dla lokalnego stada.

Metoda oceny stanu foki szarej

Metoda integracji wskaźników w ramach oceny populacji foki szarej w POM polega na zasadzie: OOAO (ang. „*one-out-all-out*"), w której wynik z najniższą oceną wyznacza całkowitą ocenę (HELCOM 2017a). W przypadku wystąpienia dla jednego wskaźnika oceny poniżej stanu dobrego (subGES) w danym roku, następuje ostatecznie przyjęcie oceny subGES dla stanu foki szarej w tym roku. Ocena wieloletnia w wyniku integracji między ocenami rocznymi osiągnie dobry stan środowiska (GES), jeśli w danym okresie wystąpią wszystkie roczne oceny GES lub nie

więcej niż 20% ocen wykazuje stan poniżej dobrego – subGES. Strukturę zintegrowanej oceny foki szarej w POM za lata 2011-2016 zaprezentowano w Tabela 2.1.8.

Tabela 2.1.8. Struktura zintegrowanej oceny foki szarej w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016.

Obszar oceny	Wskaźnik zastosowany w krajowej „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności"	Integracja między wskaźnikami – ocena roczna	Ocena wieloletnia
Wody POM z wyłączeniem zalewów	Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej	OOAO (ang. *one-out-all-out*) – jeśli jeden wynik wskaźnika = subGES, to ocena roczna = subGES	w okresie oceny wszystkie oceny roczne GES lub nie więcej niż 20% ocen subGES = GES dla wielolecia; powyżej 20% ocen rocznych subGES = subGES dla wielolecia
	Występowanie foki szarej		
	Stan reprodukcji foki szarej		

Ocena foki szarej za lata 2011-2016

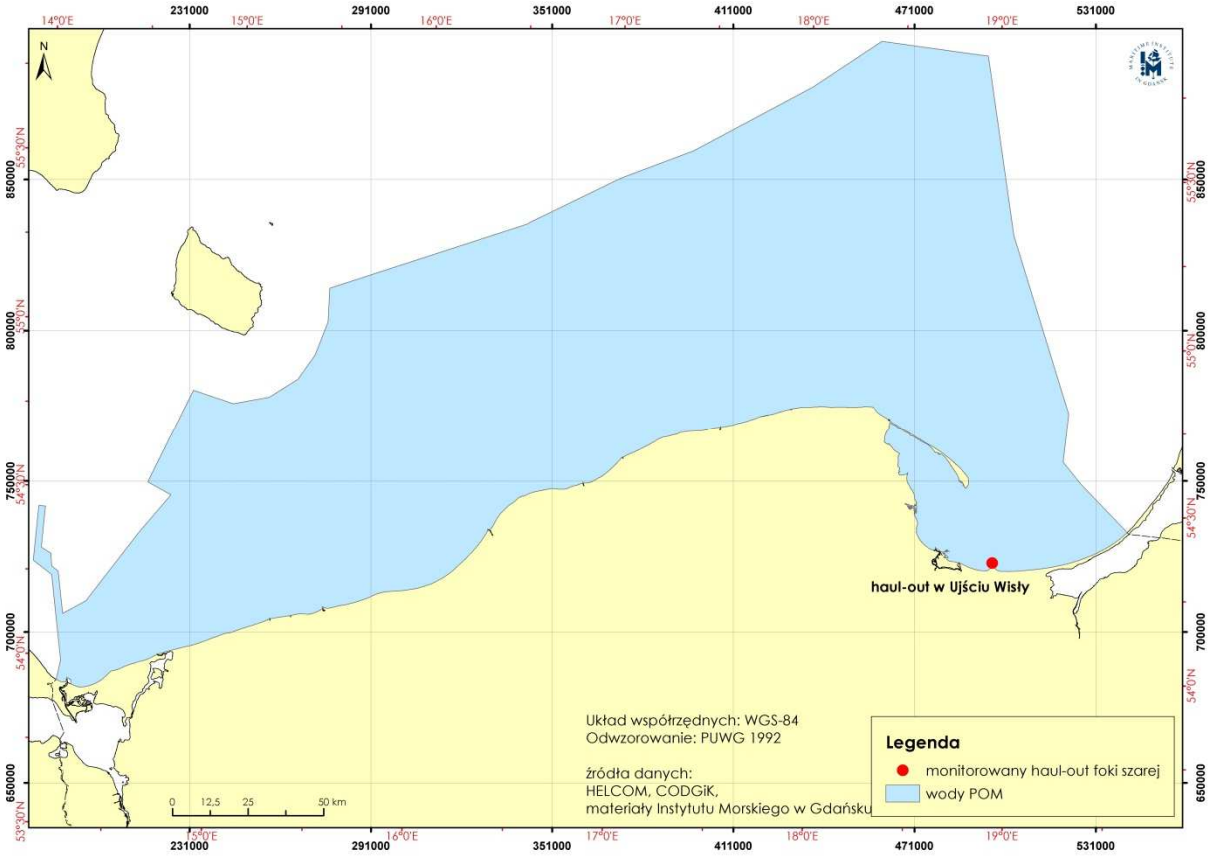
Na potrzeby krajowej oceny stanu środowiska morskiego w zakresie ssaków morskich – foki szarej wykorzystano trzy wymienione wcześniej wskaźniki: „*Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej*", „*Występowanie foki szarej*" oraz „*Stan reprodukcji foki szarej*" w oparciu o dane przedstawione w Tabela 2.1.9. Zajęcie występujących na polskim wybrzeżu miejsc haul-out wskazano na podstawie dostępnych danych oraz obserwacji lotniczych w 2016 r. wykonywanych w ramach pilotażowego wdrożenia monitoringu gatunków i siedlisk morskich – PMŚ prowadzonego w latach 2015-2018 (Opioła i in. 2016), (Rys. 2.1.4, Tabela 2.1.10). Obecnie stwierdzono jedyne miejsce haul-out fok szarych na łasze w Ujściu Wisły. Współrzędne geograficzne punktu środkowego haul-out to 54,3694° N i 18,9495° E. Punkt środkowy wskazano dla poligonu, w obrębie, którego znajduje się haul-out, wyznaczonego na podstawie obserwacji przeprowadzonych w dniu 22 marca 2017 r.

Tabela 2.1.9. Źródło danych do oceny stanu foki szarej w POM.

Obszar oceny	Stacja	Wskaźnik/Źródło danych		
		Liczebność populacji i trend liczebności	Występowanie	Stan reprodukcji
Wody POM z wyłączeniem zalewów	Ujście Wisły – obecnie jedyne stwierdzone i zgłoszone do HELCOM miejsce haul-out fok szarych w POM	2011-2016 – baza WWF Polska 2016 - PMŚ	2011-2016 – baza WWF Polska, SMIOUG 2016 - PMŚ	2011-2016 – baza WWF Polska, SMIOUG

Tabela 2.1.10. Zestawienie wyników monitoringu lotniczego, prowadzonego w ramach PMŚ w 2016 r. w POM (Opioła i in. 2016).

Data lotu	Liczba fok w rejonie Ujścia Wisły (haul-out)	Liczba martwych osobników
28.04.2016	168	0
23.05.2016	120	0
4-5.06.2016	4	0
25.07.2016	8	0



Rys. 2.1.4. Obszar oceny i monitorowany haul-out foki szarej w POM.

Utrzymujący się od wielu lat haul-out foki szarej w rejonie piaszczystej łachy w ujściu Wisły jest regularnie monitorowany (od 2010 r.) przez WWF Polska oraz Stację Morską Uniwersytetu Gdańskiego (SMIOUG). Dane zbierane są za pomocą kamer i przedstawiane w postaci maksimów miesięcznych (WWF) lub liczone za pomocą modelu (SMIOUG), czyli inną metodą niż zalecana przez HELCOM i zastosowaną w ramach PMŚ (obserwacje z samolotu, podawanie maksimów liczebności z 2 lotów wykonywanych na przełomie maja i czerwca). Jednocześnie, o ile dane pozyskane przez WWF (Hylla-Wawryniuk 2017) są kompletne dla lat niniejszej oceny, to dane SMIOUG zgłoszone do bazy HELCOM, dotyczą wyłącznie lat 2015 i 2016 - stąd możliwość ich użycia do oceny parametrycznej jest zależna od rozpatrywanego wskaźnika. Dane WWF można zastosować dla wskaźnika „*Liczebność i trend liczebności foki szarej*", natomiast dane SMIOUG nie znajdują zastosowania do oceny za lata 2011-2016.

Bazując na dostępnych danych (WWF Polska, SMIOUG) należy mocno podkreślić początkowy charakter zjawiska rekolonizacji, który cechuje:

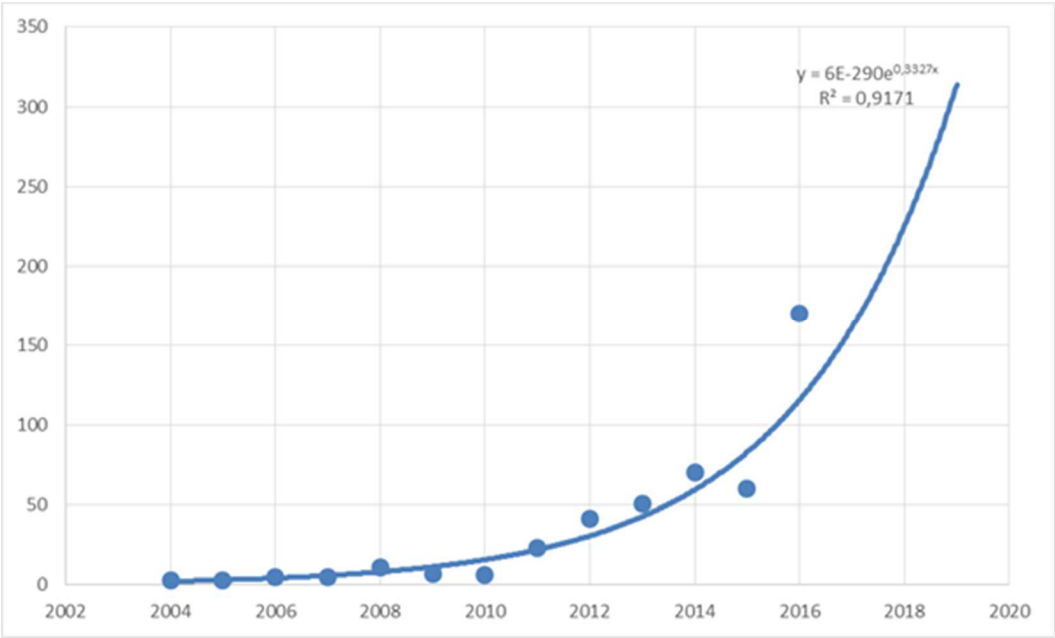
1) bardzo niski udział ocenianego stada w ogólnej liczebności populacji foki szarej w Morzu Bałtyckim – przy założeniu około 30 tys. osobników dla całego obszaru Morza Bałtyckiego w 2016 r. (HELCOM 2017a) polskie stado stanowi dużo poniżej 1% liczebności populacji; w przypadku maksymalnej odnotowanej w 2016 r. liczebności 120 osobników (PMŚ) będzie to 0,4% liczebności Bałtyckiego stada;
2) duża zmienność międzyletnia oraz sezonowa liczebności stada foki szarej w obrębie stanowiska (Tabela 2.1.11) wskazująca na zasilanie stada osobnikami z innych rejonów Morza Bałtyckiego;
3) brak potwierdzenia systematycznego rozrodu gatunku w latach 2011-2016 (WWF Polska, SMIOUG).

Tabela 2.1.11. Maksymalne liczebności fok odnotowywane w ujściu Wisły (Przekop Wisły). Dane dla wszystkich gatunków fok na podstawie monitoringu haul-out WWF Polska. Maksymalna liczba fok pospolitych widzianych jednocześnie w tym rejonie to 2, fok obrączkowanych – 1. Na żółto zaznaczono miesiące maj-czerwiec, które odpowiadają czasowemu przedziałowi prowadzenia monitoringu zgodnego z wytycznymi HELCOM.

Miesiąc	Rok							
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Styczeń	4	4	3	12	12	13	30	100
Luty	2	-	3	1	6	18	20	150
Marzec	2	1	1	2	12	40	19	120
Kwiecień	1	3	4	7	40	111	100	290
Maj	7	4	19	25	51	70	60	170
Czerwiec	4	6	23	41	35	50	30	150
Lipiec	6	15	22	55	77	50	120	5
Sierpień	6	12	22	49	94	70	12	100
Wrzesień	12	9	20	61	31	91	12	100
Październik	13	12	21	22	23	60	100	80
Listopad	4	8	12	28	24	165	205	130
Grudzień	4	4	25	10	42	57	150	100
Maksimum w roku	13	15	25	61	94	165	205	290

Źródło: WWF Polska.

W oparciu o krzywą trendu (Rys. 2.1.5) można stwierdzić, że w POM rozpoczęła się początkowa faza rekolonizacji przez foki. Należy podkreślić, że jest to wykładniczy model dopasowania z relatywnie wysokim poziomem dopasowania (R^2), nieuwzgledniającym jednak czynników takich jak śmiertelność (liczba osobników lub procent) populacji, które giną z różnych przyczyn (w tym z przyczyn naturalnych) w danej jednostce czasu (rok), przyrost naturalny (różnica pomiędzy liczbą narodzin a śmiertelnością) - czy migracja (liczba osobników zasilająca daną populację z zewnątrz).



Rys. 2.1.5. Krzywa trendu wzrostu liczebności foki szarej w Ujściu Wisły (lata 2004-2008 na podstawie – Pawliczka i in. 2012; lata 2009-2016 na podstawie maksymalnych wartości maj-czerwiec z Tabela 2.1.11).

Ocena na podstawie wskaźnika „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej"

Dane za lata 2011-2016 prezentowane przez WWF Polska, choć nie są zgodne z metodyką HELCOM, są opracowane w sposób niezmienny, czyli zapewniający stały błąd stosowanej metody. Takie dane mają charakter zgodny z zasadami wyznaczania trendu i wyraźnie wskazują na systematyczny wzrost liczebności gatunku w rejonie haul-out. Zarówno dane pochodzące z miesięcy maj-czerwiec jak i dla całego roku (maksymalne liczebności nie zawsze występowały w tych miesiącach) wskazują na rosnący trend liczebności. Jednocześnie, średnioroczny wzrost liczebności populacji foki szarej w tym rejonie wynosił w latach 2011-2016 około 90%.

Danych tych nie można jednak porównać z danymi PMŚ, zebranymi zgodnie z metodyką HELCOM, kiedy to w roku 2016 odnotowano 168 osobników. Stąd nie można wystawić oceny dla tego wskaźnika w oparciu o łączne dane PMŚ i WWF, jednak można zestawić dane wzrostu liczebności stada tylko w oparciu o dane WWF Polska bez włączania do oceny bezwzględnej liczby fok. W takim przypadku, przy rosnącym trendzie liczebności populacji oraz średniorocznym przyroście na poziomie powyżej zakładanych 10%, ocena tego wskaźnika wskazuje na stan dobry (GES) (Tabela 2.1.12).

Tabela 2.1.12. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej*" dla okresu 2011-2016 w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011-2016
Wody POM z wyłączeniem zalewów	GES

We wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego za lata 2005 - 2010 nie dokonano oceny w oparciu o ten wskaźnik z uwagi na brak wystarczających danych (GIOŚ 2014).

Ocena na podstawie wskaźnika „*Występowanie foki szarej*"

W latach 2011-2016 foka szara występowała co roku na jedynym wyleżysku gatunku w Ujściu Wisły. Dane WWF Polska wskazują na stałe wykorzystanie tego miejsca w przeciągu całego roku. W latach 2011-2016 foka szara występowała systematycznie w tym rejonie w każdym z 12 miesięcy. Monitoring PMŚ potwierdził systematyczne występowanie gatunku w rejonie haul-out w 2016 r. (Tabela 2.1.10.) i ocena tego wskaźnika wskazuje na stan dobry (Tabela 2.1.13).

Tabela 2.1.13. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Występowanie foki szarej*" dla okresu 2011-2016 w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011-2016
Wody POM z wyłączeniem zalewów	GES

Natomiast we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego za lata 2005 - 2010 z uwagi na brak opracowanego wskaźnika nie uwzględniono go w ocenie (GIOŚ 2014).

Ocena na podstawie wskaźnika „*Stan reprodukcji foki szarej*"

W ramach monitoringu PMŚ nie stwierdzono rozrodu gatunku. Jednocześnie odnotowano wyłącznie sporadycznie występowanie młodych fok w lanugo (w 2011 r. oraz w 2016 r. odnotowano poród foki w rejonie Ujścia Wisły) w ramach monitoringu WWF Polska/SMIOUG. Dostępne informacje, cytowane wcześniej, wskazują, że jest to stały rozród jednak na poziomie poniżej 5% liczebności stada (Tabela 2.1.14).

Tabela 2.1.14. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Stan reprodukcji foki szarej*" dla okresu 2011-2016 w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011-2016
Wody POM z wyłączeniem zalewów	subGES

Natomiast we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego za lata 2005-2010 nie dokonano oceny w oparciu o ten wskaźnik z uwagi na brak wystarczających danych (GIOŚ 2014).

Ocena zintegrowana dla foki szarej

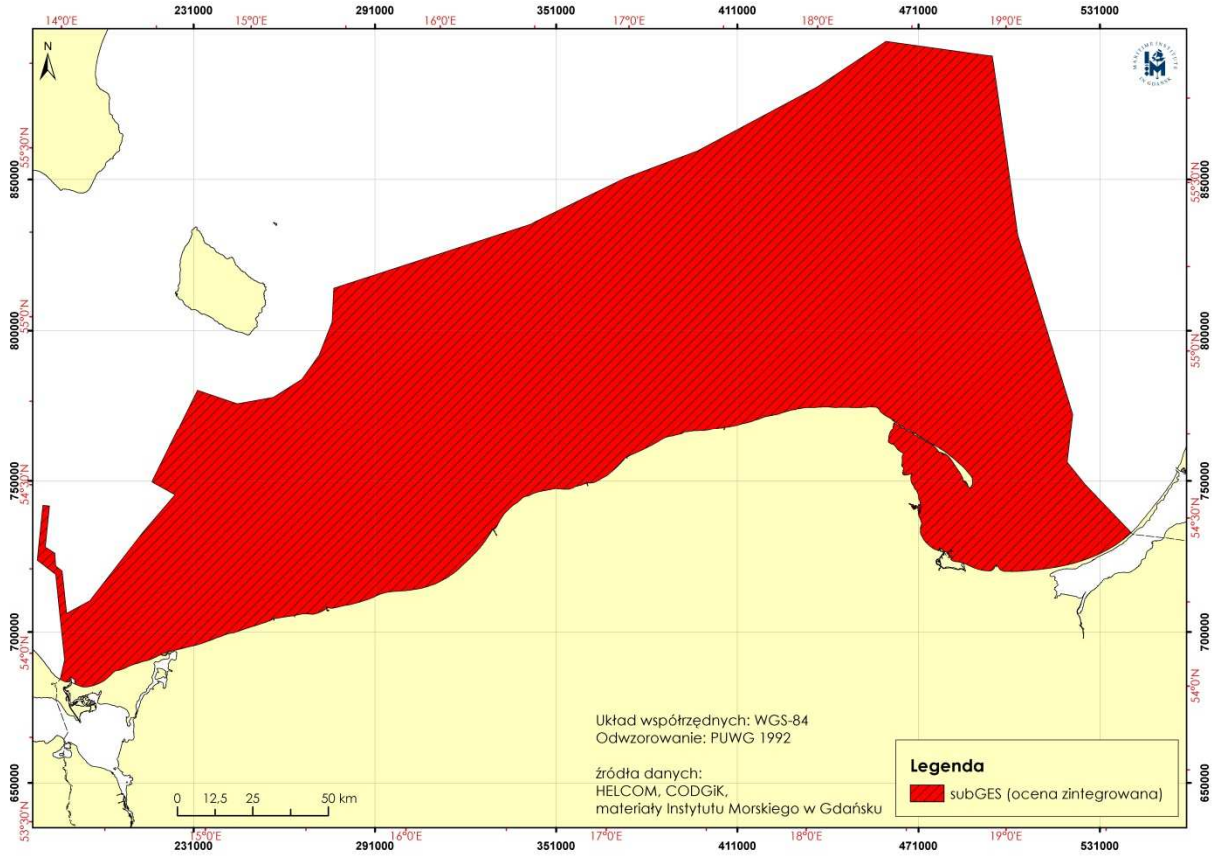
Biorąc pod uwagę wyniki ocen za poszczególne lata w okresie od 2011 r. do 2016 r. oraz przyjęte zasady przeprowadzenia oceny wieloletniej przedstawione w Tabela 2.1.15 oraz na Rys. 2.1.6 – wieloletnia zintegrowana ocena końcowa za lata 2011-2016 dla foki szarej wskazuje na stan poniżej dobrego – subGES.

Tabela 2.1.15. Zintegrowana ocena stanu foki szarej (*Halichoerus grypus*) w POM za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, WWF, SMIOUG, HELCOM).

Haul-out Ujście Wisły		Ocena roczna wskaźnika			Zintegrowana ocena roczna
Rok	Liczba osobników / Trend %*	Wskaźnik *„Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej”*	Wskaźnik *„Występowanie foki szarej”*	Wskaźnik *„Stan reprodukcji foki szarej”*	
2011	23/283%	-	GES	subGES	subGES
2012	41/78%	GES	GES	subGES	subGES
2013	51/24%	GES	GES	subGES	subGES
2014	70/37%	GES	GES	subGES	subGES
2015	60/-14%	subGES	GES	subGES	subGES
2016	170 (168**)/183%	GES	GES	subGES	subGES
Wielolecie 2011-2016					subGES

* Dane WWF Polska – maksimum z miesięcy maj-czerwiec = 293 (dotyczy także tabeli na stronie 161).

** Wartości odnotowane zgodne z metodyką HELCOM w ramach PMŚ.



Rys. 2.1.6. Zintegrowana ocena stanu fok szarych w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016.

Wiarygodność oceny foki szarej za lata 2011-2016

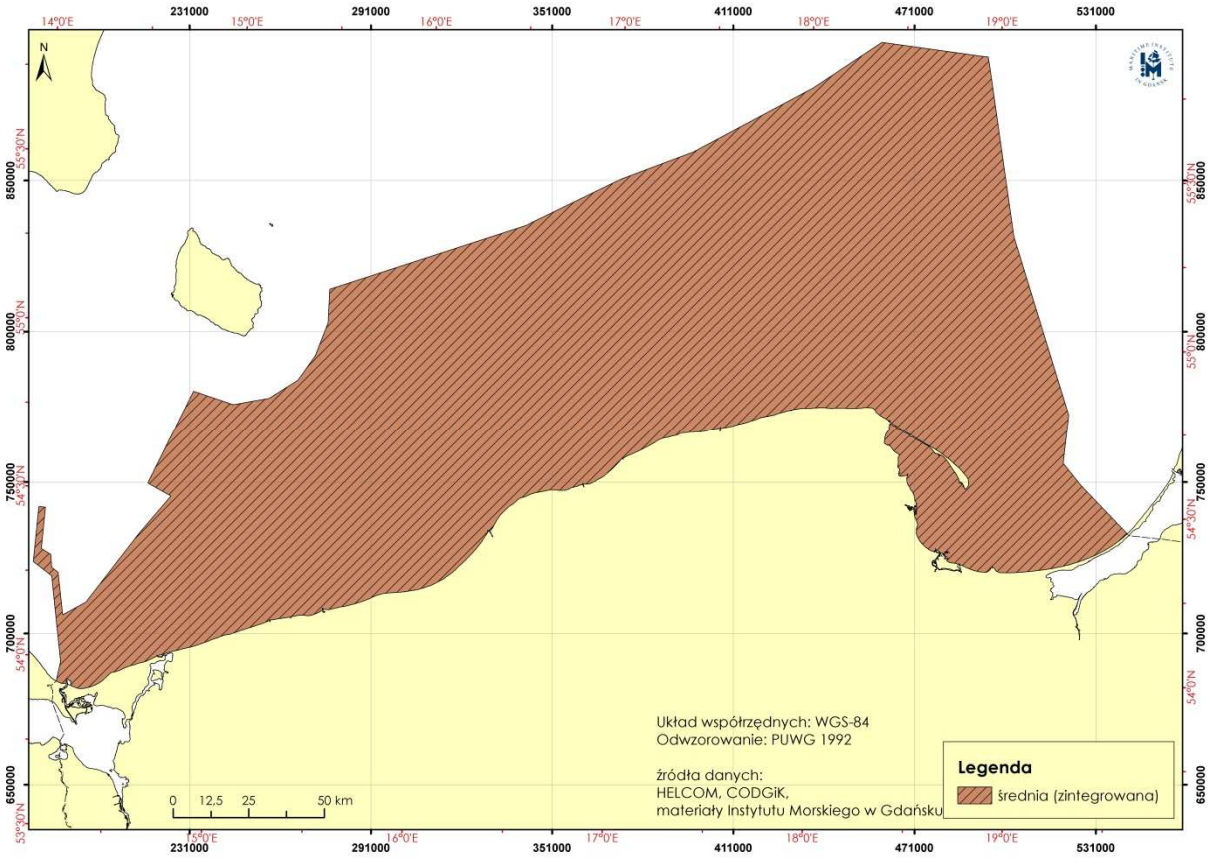
Wynik wiarygodności oceny foki szarej z danych za lata 2011-2016 wykonany dla każdego ze wskaźników oraz dla oceny całościowej przedstawiony został w Tabela 2.1.16).

Tabela 2.1.16. Wynik wiarygodności oceny foki szarej w latach 2011-2016 w POM.

Składowe wiarygodności	Wskaźnik *„Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej”*	Wskaźnik *„Występowanie foki szarej”*	Wskaźnik *„Stan reprodukcji foki szarej”*
Wiarygodność czasowa	1	1	1
Wiarygodność przestrzenna	1	1	1
Wiarygodność klasyfikacji	1	1	0,5
Wiarygodność metodyki	0,5	1	0,5
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,87	1	0,75
Ocena wiarygodności dla obszaru oceny (WO) – POM, 2011-2016	0,66 – status wiarygodności: średni		

Dla wszystkich wskaźników wiarygodność czasowa i przestrzenna wynosi 1, ponieważ wszystkie były monitorowane w pełnym okresie oceny oraz w obrębie jedynego miejsca haul-out Ujście Wisły (WWF Polska, SMIOUG, PMŚ). Dla wskaźnika *„Stan reprodukcji foki szarej”* wiarygodność klasyfikacji i metodyki wynoszą 0,5, gdyż ocenę oparto wyłącznie o informacje

pochodzące z ośrodków prowadzących monitoring przy pomocy kamer (WWF Polska, SMIOUG) a nie o dane liczbowe raportowane do HELCOM (SMIOUG w tym okresie nie raportował tego parametru pomimo prowadzenia monitoringu). W przypadku wskaźnika „*Liczebność i trend liczebności foki szarej*" z uwagi na fakt, że dane: „maksymalne liczebności" WWF Polska podaje dla całych miesięcy, a nie jak wymaga metodyka HELCOM – dla zawężonego czasowo okresu dwóch ostatnich tygodni maja i dwóch pierwszych czerwca, wiarygodność metodyki też wynosi 0,5. Z powyższej analizy wiarygodności wynika, że jej status dla foki szarej w obrębie POM jest średni i wynosi 0,66 (Tabela 2.1.16, Rys. 2.1.7).



Rys. 2.1.7. Wiarygodność oceny stanu fok szarych w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016.

Ocena morświna za lata 2011-2016

Monitoring morświna w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) rozpoczął się w POM w 2016 r., stąd jego wyniki nie stanowią podstawy do oceny parametrycznej za lata 2011-2016. Jednocześnie z uwagi na brak uzgodnionych poziomów referencyjnych i rekomendowanych przez HELCOM wskaźników oraz ich wartości progowych GES/subGES, a przede wszystkim brak wiarygodnych danych do oceny tego gatunku, został on wyłączony ze „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" dla składowej ekosystemu „ssaki morskie", a jego ocena w obrębie POM za lata 2011-2016 jest wykonana w sposób opisowy na podstawie II oceny holistycznej (HELCOM 2017a).

W chwili obecnej brak jest wystarczających danych dotyczących liczebności populacji morświna za lata podlegające ocenie, a ich ewentualne pozyskanie w oparciu o algorytm wypracowany w ramach projektu SAMBAH jest, z jednej strony, opatrzone dużym błędem (SAMBAH 2017), z drugiej strony, może odnosić się wyłącznie do 1 sezonu (2016 r.), kiedy prowadzono monitoring PMŚ. Ostatni z wymienionych argumentów nie daje podstaw do wyliczenia, a co za tym idzie, zastosowania krzywej trendu liczebności populacji, a także obliczeń opartych na tej podstawie. Jednocześnie, nie jest możliwe użycie wskaźnika „*Występowanie morświna*", z uwagi na brak corocznego monitoringu oraz danych literaturowych

potwierdzających występowanie gatunku w ujęciu rok-do-roku w wyznaczonych do monitoringu obszarach w POM.

Ocena holistyczna przyjęta w całości dla morświna w ocenie krajowej, jest z całą pewnością najlepszym rozwiązaniem, z jednej strony z uwagi na brak prowadzonego na obszarze POM stałego monitoringu pozwalającego na taką ocenę parametryczną, z drugiej strony, na objęcie nią całej populacji (z rozdziałem na populacje Bałtyku Właściwego i zachodniego Bałtyku), której częścią są osobniki odnotowywane w wodach POM. Wskazując na zasadność takiego podejścia, kierowano się przede wszystkim kryterium jakości danych oraz możliwości ich zastosowania z wysokim współczynnikiem wiarygodności. Należy w tym miejscu podkreślić, że sam fakt takiego podejścia nie oznacza rezygnacji z zasadności prowadzenia monitoringu w POM – wręcz przeciwnie - dotychczasowe wyniki wskazują, że tylko systematyczny i zgodny z metodyką HELCOM (Michałek i in. 2016) monitoring morświna pozwoli w kolejnych latach na ocenę ich stanu w POM. Jest to o tyle istotne, że z całą pewnością kolejne lata pozwolą na szacowanie liczebności morświna.

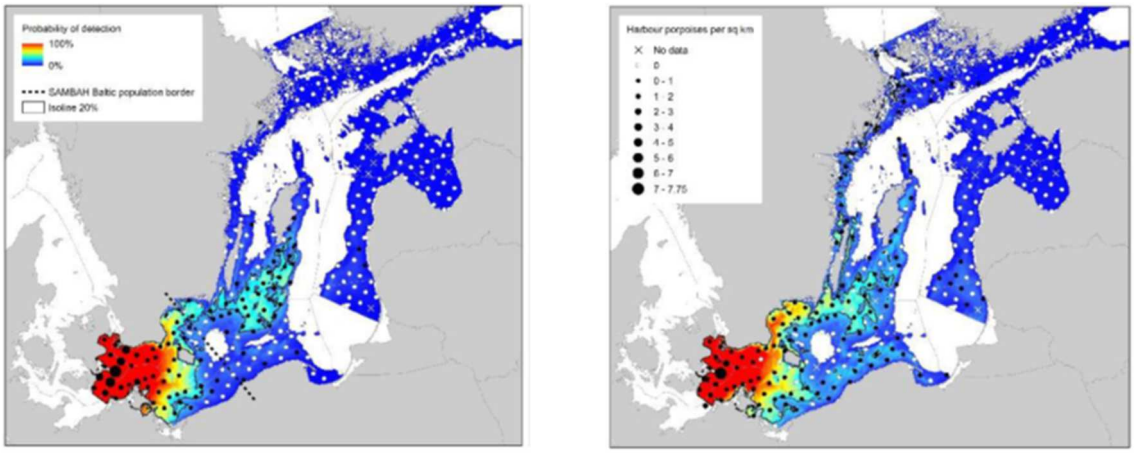
Większość badań przeprowadzona w latach 2011-2013 skupiona była na pasywnym monitoringu akustycznym (SAMBAH 2017) i potwierdziła obecność dwóch subpopulacji morświnów w Bałtyku: jednej występującej głównie na wschód od Bornholmu na terenie Bałtyku Właściwego i drugiej, na obszarze południowego Kattegatu, Cieśnin Duńskich (Wielki Bełt) i południowo-zachodniego Bałtyku (SAMBAH 2017, Rys. 2.1.8). Badania genomiki populacyjnej wskazały zauważalne różnice pomiędzy morświnami z wyżej wymienionych obszarów (Lah i in. 2016).

Subpopulacja morświna Bałtyku Właściwego została uznana za krytycznie zagrożoną wyginięciem i umieszczona na Czerwonej Liście HELCOM (HELCOM 2013b). Liczba zwierząt w tej subpopulacji jest szacowana na około 500 osobników (przedział ufności estymacji wynosi 95% w zakresie 80 - 1091 osobników). Duża część tej subpopulacji występuje latem, w czasie godów i rozrodu, na płytkich ławicach na południowy-wschód od Gotlandii.

Subpopulacja z obszarów Kattegat, Wielki Bełt i Bałtyk Zachodni została oszacowana na około 40 500 osobników (przedział ufności 95% dla estymacji pomiędzy 25614 a 65041 osobników) w czasie badań wizualnych przeprowadzanych metodą transektową (Viquerat i in. 2013). Ta subpopulacja została uznana za zagrożoną przez HELCOM, jednak z niższym statusem zagrożenia określanym jako „narażony".

Morświny wymagają ścisłej ochrony na podstawie dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz. Urz. WE L 206 z 22.07.1992, str. 7, z późn. zm. - Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 2, str. 102, z późn. zm.), zwanej dalej „dyrektywą siedliskową", i są wymienione w załączniku IV do dyrektywy siedliskowej (zwierzęta i rośliny, które wymagają ścisłej ochrony).

Stan zachowania populacji morświnów w ocenie przygotowanej na potrzeby dyrektywy siedliskowej za lata 2007-2012 został oceniony jako zły przez wszystkie kraje nadbałtyckie raportujące dane o morświnie, czyli Danię, Niemcy, Polskę i Szwecję. Sytuacja morświna w Bałtyku jest uwzględniona w Planie Odtworzenia Morświnów Bałtyckich (Jastarnia Plan, ASCOBANS 2009) i w rekomendacji HELCOM 17/2 (HELCOM 2013c).



Rys. 2.1.8. Przewidywane prawdopodobieństwo detekcji morświnów w okresie miesiąca, w przedziałach maj-październik (lewa mapa) i listopad-kwiecień (prawa mapa).

Czarna izolinia wskazuje obszar, gdzie prawdopodobieństwo detekcji wynosi 20% (izolinia 20% w legendzie mapy oddzielająca kolory jasny niebieski i niebieski), co pokrywa obszar występowania około 30% całej populacji morświna. Granica ta jest często używana do wyznaczania obszarów o dużym zagęszczeniu morświnów. Linia kropkowana na rysunku z lewej wyznacza granicę pomiędzy populacją morświna z Cieśnin Duńskich (Wielki Bełt) i populacją Bałtyku Właściwego podczas obserwacji z okresu maj-październik (SAMBAH 2017). Jest to również granica pomiędzy sąsiadującymi obszarami zarządzania Bałtyku Właściwego w czasie lata. Biały obszar – nie był badany w projekcie SAMBAH (Źródło: SAMBAH 2017).

Ptaki

Wskaźniki HELCOM dla poszczególnych basenów i całego Bałtyku

Dane uzyskiwane w poszczególnych krajach nadbałtyckich, w tym w Polsce w ramach programów monitoringowych, są agregowane przez współpracujących z HELCOM naukowców do trzech wskaźników podstawowych (*core indicators*) opisujących stan awifauny:

1) wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych (*Abundance of waterbirds in the wintering season*) (HELCOM 2018a);
2) wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych (*Abundance of waterbirds in the breeding season*) (HELCOM 2018b);
3) wskaźnik produktywności bielika (*White-tailed eagle productivity*) (HELCOM 2015a).

Opublikowane w ramach oceny wyniki odnosza się do trzech wyżej wymienionych wskaźników.

Wskaźniki odpowiadają kryteriom i standardom metodologicznym dotyczącym określenia dobrego stanu środowiska (art. 9 ust. 3 RDSM, wymienione w części II załącznika do decyzji 2017/848) oraz powinny odpowiadać wymaganiom dyrektywy 2017/845 co do cech 1, 4 i 6 odnoszących się do stanu. Wskaźniki rekomendowane do oceny krajowej za lata 2011-2016 zostały przypisane do odpowiednich kryteriów zgodnych z decyzją 2017/848 i są przedstawione w Tabela 2.1.17. Dla POM stosuje się jedynie kryteria podstawowe.

Kryterium D1C2 odnoszące się do liczebności populacji jest reprezentowane przez dwa wskaźniki podstawowe: wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych oraz wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych. Konsekwencją takiego stanu rzeczy są dwie wartości indeksów liczebności dla lat 2011-2016 dla gatunków, które wchodzą w skład obu wskaźników. Jednak zgodnie z decyzją 2017/848 państwa członkowskie UE ostatecznie powinny podać jedną ocenę dobrego stanu środowiska dla gatunku. Do 12 czerwca 2018 r. KE nie przedstawiła jednak jasnych wytycznych co do metody integracji wyników gatunkowych w obu wskaźnikach. W aktualizacji oceny stanu środowiska morskiego dla wód morskich zastosowano metodę OOAO

(ang. „one-out-all-out”), a szczegółowy opis integracji znajduje się w rozdziale 2.1 w części „Metoda oceny stanu ptaków”.

Tabela 2.1.17. Wskaźniki do oceny awifauny zgodnie z decyzją 2017/848 Kryt1 – kryterium podstawowe, Kryt2 – kryterium drugorzędne. W „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności" w latach 2011-2016 zastosowano wskaźniki podstawowe.

Element kryteriów	Cecha	Kryt1	Kryt2	Opis kryterium za decyzją 2017/848	Wskaźnik podstawowy
Ptaki	D1 - różnorodność biologiczna	D1C2		Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność.	Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych
			D1C4	Zasięg gatunków i, w stosownych przypadkach, struktura jest zgodna z dominującymi warunkami fizjograficznymi, geograficznymi i klimatycznymi.	
	D4 - grupy troficzne ekosystemu		D4C1	Różnorodność (skład gatunków, a także ich względna liczebność) w grupie troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania.	
			D4C2	Równowaga całkowitej liczebności pomiędzy grupami troficznymi nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	
	D1 - różnorodność biologiczna	D1C2		Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długookresowa żywotność	Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych
			D1C3	Rozkład wielkości osobników w grupie troficznej nie został naruszony ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	
			D1C4	Zasięg gatunków i, w stosownych przypadkach, struktura jest zgodna z dominującymi warunkami fizjograficznymi, geograficznymi i klimatycznymi.	
	D4 - grupy troficzne ekosystemu		D4C1	Różnorodność (skład gatunków, a także ich względna liczebność) w grupie troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	
			D4C2	Równowaga całkowitej liczebności pomiędzy grupami troficznymi nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne	
			D4C4	Wydajność grupy troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	
Gatunki i siedliska zagrożone zanieczyszczeniem	D8 - substancje zanieczyszczające	D8C2		Zdrowie gatunków i stan siedlisk nie zostały negatywnie dotknięte z powodu substancji zanieczyszczających, w tym poprzez skutki kumulacyjne i synergiczne.	Wskaźnik produktywności bielika
	D1 - różnorodność biologiczna	D1C3		Właściwości demograficzne populacji (np. wielkość ciała lub struktura klas wiekowych, stosunek płci, wskaźnik płodności i wskaźnik przeżywalności) gatunków wskazują na zdrową populację, która nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych.	

Element kryteriów	Cecha	Kryt1	Kryt2	Opis kryterium za decyzją 2017/848	Wskaźnik podstawowy
			D1C2	Wielkość populacji (liczebność).	
			D1C4	Rozmieszczenie gatunku (zasięg, wzorzec, rozpowszechnienie).	
	D4 - grupy troficzne ekosystemu	-	D4C4	Wydajność grupy troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne.	
		D4C1		Liczebność/rozmieszczenie kluczowych grup troficznych i gatunków.	
		D4C2		Produktywność kluczowych gatunków lub grup troficznych.	

Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych

Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych prezentuje dane o liczebności 22 gatunków ptaków wodnych w okresie sprawozdawczym obejmującym lata 2011-2016 (Tabela 2.1.18). Dane z Polski wchodzące w skład wskaźnika pochodzą z dwóch programów monitoringu: Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (31 obiektów położonych na wodach przejściowych) oraz Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich (56 transektów na wodach terytorialnych). Oba programy są prowadzone w ramach PMŚ, koordynowanego przez GIOŚ i finansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Tabela 2.1.18. Gatunki wchodzące w skład wskaźnika zmian liczebności zimujących ptaków wodnych wraz z informacją o grupie funkcyjnej. Grupa funkcyjna: *wading* – brodzące, *surface* - zdobywające pokarm przy powierzchni, *pelagic* - gatunki pelagiczne, *benthic* – bentosowe, *grazing* - roślinożerne zdobywające pokarm na lądzie. Gatunki uszeregowano w porządku systematycznym (KF 2018).

Gatunek	Nazwa naukowa	Grupa funkcyjna
łabędź niemy	*Cygnus olor*	*grazing*
łabędź czarnodzioby	*Cygnus columbianus*	*grazing*
łabędź krzykliwy	*Cygnus cygnus*	*grazing*
birginiak	*Polysticta stelleri*	*benthic*
gągoł	*Bucephala clangula*	*benthic*
bielaczek	*Mergellus albellus*	*pelagic*
nurogęś	*Mergus merganser*	*pelagic*
szlachar	*Mergus serrator*	*pelagic*
głowienka	*Aythya ferina*	*benthic*
czernica	*Aythya fuligula*	*benthic*
ogorzałka	*Aythya marila*	*benthic*
świstun	*Mareca penelope*	*grazing*
krzyżówka	*Anas platyrhynchos*	*grazing*
rożeniec	*Anas acuta*	*grazing*
cyraneczka	*Anas crecca*	*wading*
perkoz dwuczuby	*Podiceps cristatus*	*pelagic*
łyska	*Fulica atra*	*grazing*
śmieszka	*Chroicocephalus ridibundus*	*surface*
mewa siwa	*Larus canus*	*surface*
mewa srebrzysta	*Larus argentatus*	*surface*
mewa siodłata	*Larus marinus*	*surface*
kormoran	*Phalacrocorax carbo*	*pelagic*

Liczebność populacji ptaków wodnych zimujących na Morzu Bałtyckim jest ograniczana poprzez szereg czynników antropogenicznych, wśród których najważniejsze to:

1) śmiertelność w wyniku przyłowu;
2) śmiertelność spowodowana wyciekami substancji ropopochodnych;
3) śmiertelność spowodowana polowaniami;
4) zmniejszenie powierzchni dostępnych siedlisk wskutek płoszenia przez jednostki pływające i obiekty infrastruktury;
5) zmiany dostępności pokarmu wynikające z rybackiej eksploatacji populacji ryb;
6) eutrofizacja wód wpływająca na strukturę i funkcjonowanie sieci troficznej.

Wśród antropogenicznych oddziaływań powodujących straty w populacjach poszczególnych ptaków wodnych, poważny problem stanowi śmiertelność (w wyniku utonięcia) w sieciach połowowych. Szacunki dotyczące liczby ptaków przypadkowo łowionych w

rybołówstwie są niepewne, ale prawdopodobnie wynoszą 100 000-200 000 ptaków rocznie w skali całego Bałtyku (Žydelis i in. 2009). Co bardziej istotne, nawet daleko mniej intensywny przyłów może wciąż obejmować do 5% kaczek morskich obecnych na zimowisku (Bellebaum i in. 2013), co przekłada się na szybkie spadki liczebności ich populacji.

Ponadto w niektórych krajach nadbałtyckich w ramach polowań zabija się dużą liczbę kaczek morskich, w szczególności edredonów i gągołów (Mooij 2005, Skov i in. 2011). Chociaż liczba wycieków ropy na Morzu Bałtyckim zmniejszyła się, nadal dochodzi do zaoliwienia upierzenia, a w konsekwencji do hipotermii i ostatecznie do śmierci ptaków dotkniętych tym oddziaływaniem (Larsson i Tydén 2005; Žydelis i in. 2006). Ptaki giną także w wyniku spożycia zanieczyszczeń (Broman i in. 1990, Rubarth i in. 2011, Pilarczyk i in. 2012).

Niektóre gatunki ptaków wodnych są podatne na utratę siedlisk spowodowaną działalnością człowieka, co może zmniejszyć zdolność miejsca zimowania do utrzymywania dużej populacji ptaków. Stwierdzono, że unikanie przybrzeżnych farm wiatrowych wpływa na rozmieszczenie przestrzenne nurów i lodówek (Petersen i in. 2011, Dierschke i in. 2016). Gatunki te, podobnie jak inne kaczki morskie, unikają również szlaków żeglugowych (Bellebaum i in. 2006, Schwemmer i in. 2011). W przypadku bentofagów dodatkowa utrata siedlisk spowodowana jest fizycznym uszkadzaniem dna morskiego, spowodowanym zarówno przez połowy jak i wydobycie.

Należy zauważyć, że wszystkie wyżej wymienione czynniki mają skumulowany wpływ na populacje ptaków wodnych, nie tylko w sezonie zimowym, ale również lęgowym (np. wpływając na sukces lęgowy). Z drugiej strony, ptaki wodne zimujące na Bałtyku mogą podlegać presjom na obszarach lęgowisk i podczas migracji (OSPAR / HELCOM / ICES 2017). Skumulowany wpływ na ptaki wodne został przeanalizowany na przykładzie nurów rdzawoszyjego i czarnoszyjego (Dierschke i in. 2012). Publikowany tu wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych łączy efekty różnych oddziaływań.

Metoda analizy danych

Wskaźnik jest obliczany w oparciu o dane o liczebności ptaków wodnych w strefie wód przybrzeżnych, dostarczone przez koordynatorów liczeń *International Waterbird Census* (IWC) do HELCOM. Obiekty, na których liczono ptaki były głównie odcinkami wybrzeża morskiego, zalewami lub zatokami morskimi. Polska (MZPM) i Finlandia są jedynymi krajami, które dostarczyły dodatkowo dane z obszarów otwartego morza. Docelowo (do 2018 r.) wskaźnik będzie bazował na tego typu danych również z innych państw, a skład gatunkowy wskaźnika będzie obejmował również gatunki zimujące w obszarach otwartego morza. Dane surowe zawierają dla każdego gatunku kod stanowiska, jego współrzędne, rok obserwacji oraz zarejestrowaną liczbę osobników. Dla obiektów, dla których prowadzono liczenia pozyskano również dane o temperaturze powietrza w oparciu o bazę danych E-OBS (v. 13.1, Haylock i in. 2008). Na tej podstawie obliczono średnią temperaturę powietrza dla całego tygodnia przed datą liczenia rekomendowaną przez IWC.

Wskaźniki liczebności dla poszczególnych gatunków obliczono za pomocą uogólnionych modeli addytywnych (GAM), uwzględniając efekt stanowiska, roku oraz średniej temperatury (dla 7 gatunków modele nie uwzględniały temperatury). Następnie dla każdego gatunku obliczono średnią wartość wskaźnika w latach 1991-2000, która służyła jako punkt referencyjny (wartość wskaźnika równa 1). W celu obliczenia wskaźnika estymowane wartości w każdym roku podzielono przez wartość referencyjną. Tak otrzymane wartości oznaczają, że jeśli wskaźnik ma wartość powyżej 1, to populacja wzrosła liczebnie, a jeśli poniżej tej wartości, to cechował ją spadek. W ostatnim kroku obliczono średnią geometryczną wskaźników z lat 2011-2016, która następnie była porównywana z wartością referencyjną (patrz *Metoda oceny stanu ptaków*). Za pomocą narzędzia MSI w środowisku R (Soldaat i in. 2017) roczne wskaźniki liczebności dopasowano do modelu wykładniczego i obliczono średnie roczne tempo wzrostu populacji (λ) wraz z jego błędem standardowym i 95% przedziałami ufności. Tempo wzrostu populacji zostało użyte do klasyfikacji trendów w ramach sześciu kategorii:

1) silny wzrost (dolna granica 95%PU dla λ jest większa niż 1,05);

2) umiarkowany wzrost (dolna granica 95%PU dla λ zawiera się w przedziale 1,00-1,05);
3) stabilny (dolna granica 95%PU dla λ jest większa od 0,95 a górna granica mniejsza od 1,05);
4) umiarkowany spadek (górna granica 95%PU dla λ zawiera się w przedziale 0,95-1,00);
5) silny spadek (górna granica 95%PU dla λ jest mniejsza niż 0,95);
6) nieokreślony (dolna granica 95%PU dla λ jest mniejsza od 0,95 lub górna granica jest większa od 1,05, a jednocześnie przedział ten obejmuje wartość 1,00).

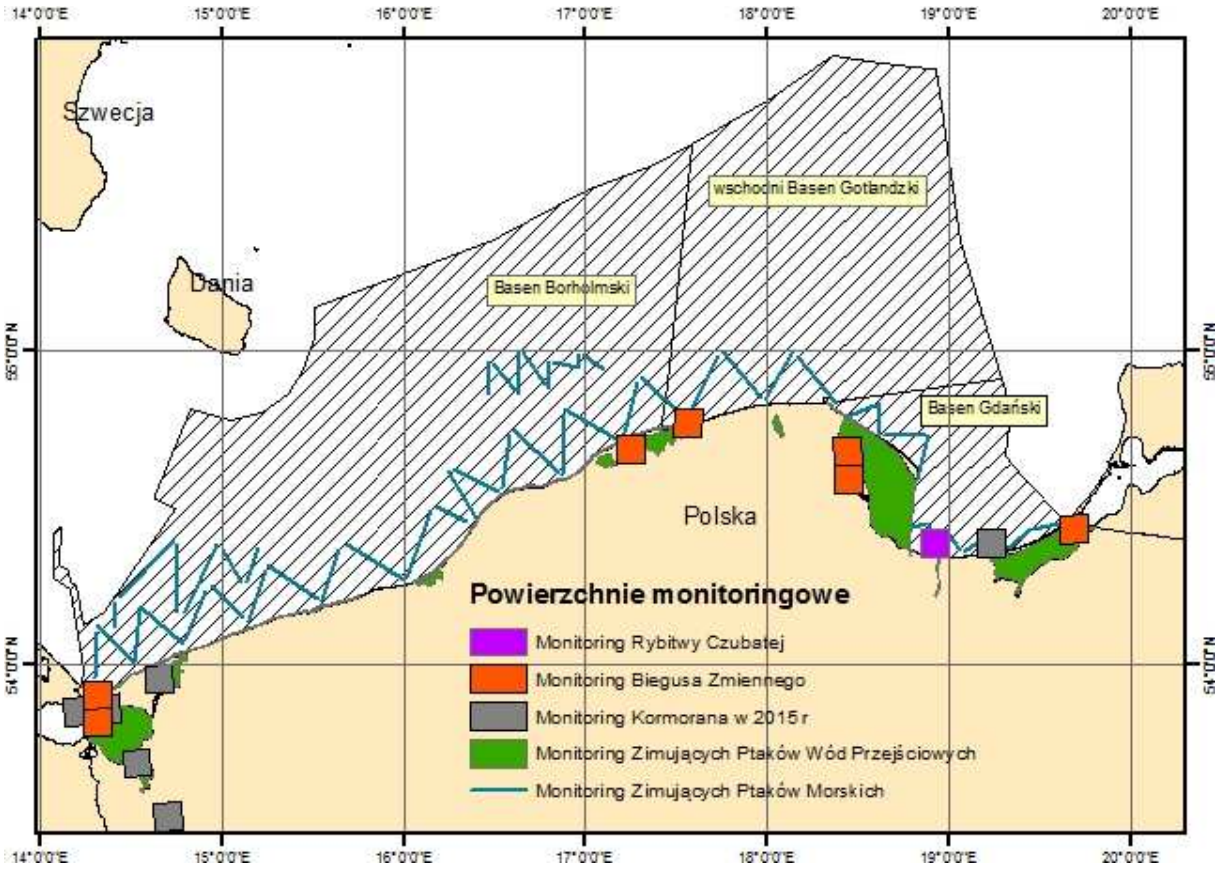
Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych

Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych agreguje informacje o zmianach liczebności 30 gatunków ptaków wodnych w okresie sprawozdawczym obejmującym lata 2011-2016 (Tabela 2.1.19). Uwzględniono w nim dane dla Polski dla 3 gatunków z programów: Monitoringu Kormorana, Monitoringu Rybitwy Czubatej oraz Monitoringu Biegusa Zmiennego (Tabela 2.1.19**,** Rys. 2.1.9). Programy te są prowadzone w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, koordynowanego przez GIOŚ i finansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Tabela 2.1.19. Gatunki wchodzące w skład wskaźnika zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych wraz z informacją, czy są lęgowe w Polsce oraz jaki program monitoringu dostarcza informacji o zmianach liczebności w pasie nadmorskim w Polsce. Grupa funkcyjna: *wading* – brodzące, *surface* - zdobywające pokarm przy powierzchni, *pelagic* - gatunki pelagiczne, *benthic* – bentoniczne, *grazing* - roślinożerne. Gatunki uszeregowano w porządku systematycznym (KF 2018).

Gatunek		Grupa funkcyjna	Lęgi w PL	Program monitoringu
łabędź niemy	*Cygnus olor*	*grazing*	tak	-
bernikla białolica	*Branta leucopsis*	*grazing*	nie	-
gęgawa	*Anser anser*	*grazing*	tak	-
edredon	*Somateria mollissima*	*benthic*	sporadycznie	-
uhla	*Melanitta fusca*	*benthic*	nie	-
nurogęś	*Mergus merganser*	*pelagic*	tak	-
szlachar	*Mergus serrator*	*pelagic*	nie	-
ohar	*Tadorna tadorna*	*wading*	tak	-
czernica	*Aythya fuligula*	*benthic*	tak	-
ogorzałka	*Aythya marila*	*benthic*	nie	-
perkoz dwuczuby	*Podiceps cristatus*	*pelagic*	tak	-
ostrygojad	*Haematopus ostralegus*	*wading*	tak	-
szablodziób	*Recurvirostra avosetta*	*wading*	sporadycznie	-
sieweczka obrożna	*Charadrius hiaticula*	*wading*	tak	-
kamusznik	*Arenaria interpres*	*wading*	nie	-
biegus zmienny	*Calidris alpina*	*wading*	tak	MBZ, od 2007 r.
nurnik	*Cepphus grylle*	*pelagic*	nie	-
nurzyk	*Uria aalge*	*pelagic*	nie	-
alka	*Alca torda*	*pelagic*	nie	-
wydrzyk ostrosterny	*Stercorarius parasiticus*	*surface*	nie	-
mewa siwa	*Larus canus*	*surface*	tak	-
mewa żółtonoga	*Larus fuscus*	*surface*	sporadycznie	-
mewa srebrzysta	*Larus argentatus*	*surface*	tak	-
mewa siodłata	*Larus marinus*	*surface*	nie	-

Gatunek		Grupa funkcyjna	Lęgi w PL	Program monitoringu
rybitwa wielkodzioba	*Hydroprogne caspia*	*surface*	nie	-
rybitwa czubata	*Thalasseus sandvicensis*	*surface*	tak	MRC, od 2015 r.
rybitwa rzeczna	*Sterna hirundo*	*surface*	tak	-
rybitwa popielata	*Sterna paradisaea*	*surface*	nie	-
rybitwa białoczelna	*Sternula albifrons*	*surface*	tak	-
kormoran	*Phalacrocorax carbo*	*pelagic*	tak	MKO, od 2015 r.



Rys. 2.1.9. Powierzchnie i transekty monitoringowe w Monitoringu Ptaków Polski dla gatunków wchodzących w skład wskaźników wykorzystywanych do oceny stanu awifauny w POM.

Populacje lęgowych ptaków, których liczebność wchodzi w skład kryterium D1C2 są eksponowane na szereg niekorzystnych czynników presji, zarówno antropogenicznej, jak i naturalnej. Najważniejsze z nich to:

1) efektywna utrata siedlisk w wyniku nasilonej obecności ludzkiej;
2) obniżony sukces lęgowy spowodowany płoszeniem przez ludzi;
3) eutrofizacja wód wpływająca na strukturę i funkcjonowanie sieci troficznej;
4) utrata siedlisk w wyniku rozbudowy infrastruktury;
5) utrata siedlisk w wyniku zarastania przybrzeżnych łąk;
6) wysokie straty lęgów i osobników dorosłych spowodowane działaniem drapieżników;
7) wysokie straty w lęgach spowodowane katastrofalnymi sztormami lub wezbraniami.

Wiodącym czynnikiem utraty siedlisk ptaków gniazdujących na plażach nadmorskich jest intensywne użytkowanie rekreacyjne terenów nadbrzeżnych przez ludzi. Tereny intensywnie i licznie penetrowane przez ludzi są postrzegane przez ptaki jako siedliska nienadające się do gniazdowania, gdyż człowiek traktowany jest jako drapieżnik (Frid, Dill 2002; Beale, Monaghan 2004). W efekcie, gniazdowanie kluczowych gatunków ptaków jest z reguły ograniczone do fragmentów wybrzeża chronionych jako rezerwaty, gdzie presja ludzka bywa nieco niższa. Jednak powszechne naruszanie zakazów wstępu do rezerwatów powoduje obniżenie udatności lęgów również na tych terenach (GBPW Kuling, dane niepublikowane). Naziemne lęgi są rozdeptywane przez ludzi i psy, a niepokojenie inkubujących ptaków zwiększa ekspozycję lęgów na drapieżnictwo wron i mew oraz na możliwe przegrzanie jaj i piskląt.

Sukces lęgowy ptaków morskich jest w wielu miejscach krytycznie niski z uwagi na bardzo wysokie straty w lęgach spowodowane drapieżnictwem norki amerykańskiej (gatunek inwazyjny) i lisa, lokalnie także wrony siwej (GBPW Kuling, dane niepublikowane). Działanie drapieżników ułatwia fakt koncentracji lęgów ptaków na niewielkich, ograniczonych obszarach, które są obiektem nasilonej penetracji drapieżników.

Zmiany siedliskowe związane z zarastaniem nadmorskich łąk słonoroślowych są czynnikiem szybkiej utraty siedlisk lęgowych ptaków siewkowych (np. biegusa zmiennego). Zaniechanie wypasu bydła lub wykaszania łąk prowadzi do szybkiego zarastania tych habitatów przez trzcinę, wspomaganego przez rosnącą eutrofizację wód (Herrmann 2011, MBZ – dane niepubl.).

Metoda analizy danych

Ocena opiera się na liczbie par lęgowych wybranych gatunków ptaków wodnych, liczonych w koloniach lęgowych lub na powierzchniach próbnych. Do obliczania rocznych wskaźników i trendów używane są dla każdego gatunku surowe dane na poziomie stanowiska, dostarczane przez krajowe programy monitoringowe. Dane surowe zawierają dla każdego gatunku kod stanowiska, jego współrzędne, rok obserwacji, zarejestrowaną liczebność i jednostkę, w której ją wyrażono (zwykle pary lęgowe).

Do obliczenia rocznych wskaźników i trendów użyto programu TRIM (Pannekoek i van Strien 2001). Dla każdego gatunku zbudowano model wyjaśniający zaobserwowaną liczebność za pomocą efektu stanowiska i efektu roku. Metoda bazuje na logliniowej regresji Poissona i jest w stanie przypisać wartości brakującym obserwacjom (ter Braak i in. 1994, van Strien i in. 2001, 2004). Dla każdego roku uzyskano wskaźniki trendu liniowego oraz średnie roczne tempo wzrostu populacji (λ) wraz z błędem standardowym i 95% przedziałami ufności. Dla każdego gatunku określono kategorię trendu na podstawie parametru λ i jego 95% przedziałów ufności (sześć kategorii jak w przypadku wskaźnika zimujących ptaków wodnych). Jako wartość referencyjną dla trendu przyjęto średnią wartość wskaźników dla lat 1991–2000 i całość serii pomiarowej wyskalowano tak, aby przyjmowała ona 1. Podobnie jak w przypadku ptaków zimujących obliczano średnią geometryczną wartości wskaźników z lat 2011-2016, która porównywana była z wartością referencyjną, aby określić stan ochrony (patrz *Metoda oceny stanu ptaków*).

Wskaźnik produktywności bielika

Wskaźnik produktywności bielika oceniany jest przy użyciu trzech parametrów reprodukcji gatunku. Ocenie podlega sukces lęgowy, produktywność (liczba piskląt na zajęte gniazdo) oraz liczba piskląt (rozumiana jako liczba piskląt na gniazdo z sukcesem lęgowym).

Dane dla Polski z lat 2015-2016 pochodzą z Monitoringu Produktywności Bielika prowadzonego w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, koordynowanego przez GIOŚ i finansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Dane z lat 2011-2014 to niepublikowane dane Komitetu Ochrony Orłów.

Na produktywność bielika oddziałuje kilka antropogenicznych czynników, które wpływają na liczbę piskląt w gnieździe i sukces lęgowy. Są to: dostępność pokarmu, zanieczyszczenia chemiczne, drapieżnictwo, pogoda, niepokojenie przez człowieka w pobliżu miejsc gniazdowych, kolizje oraz celowe otrucia (HELCOM 2015a).

Antropogeniczną presją, która najwyraźniej dotknęła bielika po objęciu go ochroną prawną było wprowadzanie do środowiska niebezpiecznych substancji chemicznych, głównie chloroorganicznych. Ich negatywny wpływ na reprodukcję bielików został na przestrzeni lat dobrze udokumentowany i stał się podstawą włączenia wskaźników sukcesu lęgowego bielika w skład wskaźników HELCOM.

Próbki tkanek i jaj bielików zawierają jedne z najwyższych stężeń związków chloroorganicznych (np. DDT i PCB) oraz metali ciężkich w Bałtyku i na świecie, jakie kiedykolwiek udokumentowano (Henriksson i in. 1966, Jensen 1966, Jensen i in. 1972, Koivusaari i in. 1980, Helander 1994b, Helander i in. 1982, 2002, 2008, Olsson i in. 2000, Nordlöf i in. 2010). Ponadto, badania poszczególnych bielików wykazały, że samice, które były narażone na wysokie stężenia zanieczyszczeń w latach 1960 i 1970, pozostały nieproduktywne po tym, jak stężenia zanieczyszczeń w ich jajach zmniejszyły się, wskazując na trwały wpływ wcześniejszej ekspozycji (Helander i in. 2002).

Tendencje w zakresie produktywności i stężenia pozostałości DDE i PCB wskazują, że stężenia DDE spadły obecnie poniżej szacowanego krytycznego poziomu progowego wpływającego na reprodukcję, ale przypadki bardzo wysokich stężeń pojawiły się w latach 2009-2013 wśród jaj bielika znad Zatoki Botnickiej.

Stężenia bromowanych środków zmniejszających palność zostały zbadane w próbkach jaj bielików ze Szwecji (Nordlöf i in. 2010). Stężenia w próbkach z Bałtyku były trzy i sześć razy wyższe niż w próbkach śródlądowych pochodzących odpowiednio z południowej Szwecji i Laponii.

Ostatnie badania obejmujące dane z lat 1965-2011 wykazały, że średnia produktywność bielików wykazała istotną statystycznie ujemną korelację z zawartością DDE w jaju i z indeksem ekspozycji na sPCB, sDDT, sPCDD / F (Faxneld i in. 2014). Nie stwierdzono korelacji między produktywnością a stężeniami PBDE w jajach. U północnoamerykańskich rybołowów (*Pandion haliaetus*) niekorzystny wpływ na rozród miało stężenie PBDE w jajach przekraczające 1000 ng / g (Henny i in. 2009), czyli 2-3-krotnie wyższe niż stężenia stwierdzone w jajach bałtyckich bielików. Nie stwierdzono ujemnej korelacji między produktywnością a PFOS w jajach (Faxneld i in. 2014). Stężenia PFOS były jednak w tym samym zakresie, co w jajach kormoranów (*Phalacrocorax carbo sinensis*) z jeziora Vänern, dla których ocena ryzyka wskazuje na możliwość wpływu na przeżywalność zarodków (Nordén 2013).

Szczególną uwagę należy zwrócić na przypadki zatruć bielików w wyniku konsumpcji amunicji ołowianej. Spośród 11 osobników zbadanych w Finlandii w latach 1994-2001, dwa (18%) padły w wyniku zatrucia ołowiem (Krone i in. 2006). W Niemczech raporty z trzech nakładających się okresów mogą wskazywać na tendencję rosnącą: 12% w latach 1990-2000 (Krone i in. 2002), 23% w latach 1996-2007 (Krone i in. 2009), 27% w latach 1999-2010 (Herrmann i in. 2011). W Szwecji wyniki analiz nie wykazały obniżenia stężenia ołowiu w latach 1981-2004, wykazały natomiast, że co najmniej 14% badanych okazów śmiertelnie zatruło się w tym okresie, spożywając amunicję ołowianą (Helander i in. 2009). Wstępne wyniki kolejnych badań z lat 2005-2012 wskazały na brak poprawy pomimo częściowego zakazu stosowania amunicji ołowianej od 2002 r., a 20% bielików z wybrzeża zostało śmiertelnie zatrutych (Helander i in. 2012). Analiza przyczyny śmierci 90 martwych bielików znalezionych w Finlandii w latach 2003-2013 wykazała, że 30% padło z powodu zatrucia ołowiem (Isomurso i in. 2014). Wszystkie te dane sugerują, że zatrucie ołowiem jest ważną przyczyną śmiertelności bielików w basenie Bałtyku, której rozmiary i znaczenie do tej pory nie zostały w pełni rozpoznane.

Ogromny rozwój farm wiatrowych może doprowadzić do znacznego wzrostu śmiertelności wśród bielików i objawiać się zmniejszeniem sukcesu lęgowego i produktywności (Dahl i in. 2012), ale nie zmniejszeniem liczby piskląt w lęgu. Warunki pogodowe mogą mieć wpływ na sukces lęgowy i produktywność, a wraz z możliwymi skutkami zmian klimatu powinny być badane. Możliwe będzie także oszacowanie wpływu zależnych od zagęszczenia konfliktów pomiędzy parami bielików. Niedawne badania przeprowadzone w Niemczech wykazały istotny, zależny od zagęszczenia, negatywny wpływ na sukces lęgowy (a tym samym na produktywność), ale brak wpływu na liczbę piskląt w lęgu (Heuck i Albrecht 2012).

Teoretycznie, na wielkość lęgu i sukces lęgowy wpływają również niedobory pokarmu, ale jak dotąd nie zaobserwowano tego zjawiska w bałtyckiej populacji bielika.

Metoda analizy danych

Do obliczeń wykorzystano tylko dane z gniazd, dla których liczbę piskląt ustalono po wspięciu się do wnętrza gniazda. Jeśli *n0* to liczba gniazd zajętych, w których nie doszło do wylotu ani jednego pisklęcia, *n1* to liczba gniazd zawierających 1 pisklę, *n2* – zawierających 2 pisklęta, a *n3* – zawierających 3 pisklęta, to wartości parametrów obliczano jak poniżej:

Sukces lęgowy

Proporcja gniazd zawierających co najmniej 1 pisklę w wieku co najmniej 3 tygodni spośród wszystkich zajętych gniazd:

(n1 + n2 + n3) / (n0 + n1 + n2 + n3)

Produktywność

Średnia liczba piskląt w wieku co najmniej 3 tygodni spośród wszystkich zajętych gniazd:

(n1 + [n2x2] + [n3x3]) / (n0 + n1 + n2 + n3)

Liczba piskląt

Średnia liczba piskląt w wieku co najmniej 3 tygodni w gniazdach zawierających młode:

(n1 + [n2x2] + [n3x3]) / (n1 + n2 + n3)

Użyto wyłącznie danych z gniazd kontrolowanych poprzez wspięcie się na drzewo.

Oceniana jednostka

Za najbardziej odpowiednią uważa się ocenę dla jednostek podziału Bałtyku zastosowanych w II holistycznej ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego HOLAS II. Jednak w przypadku kilku krajów subpopulacje zasiedlające pas wybrzeża takich jednostek są zbyt małe ze statystycznego punktu widzenia i w takich wypadkach możliwe jest łączenie danych z sąsiednich jednostek. W Polsce liczebność subpopulacji, zasiedlających każdą z dwóch jednostek jest zbyt niska ze statystycznego punktu widzenia. W związku z powyższym ocena dla Polski została przeprowadzona w całym pasie wybrzeża morskiego w kraju.

Metoda oceny stanu ptaków

Wskaźniki zmian liczebności zimujących i lęgowych ptaków wodnych

Ocena stanu środowiska dla wskaźników liczebności zimujących i lęgowych ptaków wodnych (*Abundance of waterbirds in the breeding season* oraz *Abundance of waterbirds in the wintering season*) wyznaczona została poprzez obliczenie udziału procentowego, jaki w puli wszystkich gatunków wchodzących w skład danego wskaźnika stanowią gatunki, które osiągnęły ocenę dobrego stanu środowiska (GES). Gatunek osiąga GES, gdy jego aktualna liczebność w stosunku do okresu referencyjnego (lata 1991–2000) nie różni się o więcej niż 30% (lub 20% dla gatunków znoszących 1 jajo), czyli stanowi przynajmniej 0,7 (lub 0,8) liczebności referencyjnej. Dobry stan środowiska (GES) dla wskaźnika zostaje osiągnięty wówczas, gdy gatunki te stanowią ≥75% wszystkich gatunków. Odchylenia liczebności gatunku w górę w stosunku do liczebności referencyjnej (>30% lub >20%) nie są traktowane jako nieosiągnięcie wartości progowej wskazującej na dobry stan środowiska (GES), traktować je jednak należy jako możliwy przejaw braku równowagi w ekosystemie. Takie podejście używane jest do i) oceny wielogatunkowej lub ii) oceny dla poszczególnych grup funkcyjnych gatunków. Ocena jest przeprowadzana w skali siedmiu obszarów geograficznych, przy czym Polski dotyczą dwa: Basen Bornholmski i Basen Gotlandzki. Dodatkowo w raporcie podawana jest wartość wskaźnika w skali Bałtyku.

Ocena dla grup funkcyjnych jest tworzona w RDSM zgodnie z decyzją 2017/848. W każdym przypadku wartość progowa jest uznawana za osiągniętą, kiedy liczebność 75% gatunków odstaje o ≤ 30% (lub 20% dla gatunków składających 1 jajo) od wartości referencyjnej. Ponieważ trudno jest określić poziom referencyjny charakterystyczny dla warunków pierwotnych, za poziom ten

uznaje się liczebność osiągniętą na początku okresu gromadzenia danych (lata 1991-2000). Populacja w pojedynczym roku może ulegać losowym wpływom, więc jako referencyjną uznano średnią liczebność danego gatunku w latach 1991-2000.

Gdy ocena stanu dotyczy grup gatunków, progowa wartość 75% gatunków których liczebność nie odstaje w dół o więcej niż 30% (20% dla gatunków składających 1 jajo) od wartości referencyjnej jest odniesiona wprost do liczby gatunków tworzących grupę. Dla siedlisk morskich w Europie ICES (2015) zdefiniowało grupy funkcyjne gatunków, wyróżniające się głównie sposobem zdobywania pokarmu (tabela 2.1.21). OSPAR/HELCOM/ICES (2016) zidentyfikowało gatunki odpowiednie do włączenia do wskaźnika liczebności ptaków lęgowych i wskaźnika liczebności ptaków zimujących, a dwa dodatkowe gatunki (łabędź czarnodzioby i śmieszka) zostały zidentyfikowane w toku aktualnej oceny.

Wskaźnik „Liczebność ptaków zimujących" zapewnia ocenę stanu dla 22 gatunków, w tym:

1) 5 gatunków bentosowych (*benthic feeders*: birginiak, gągoł, głowienka, czernica, ogorzałka);
2) 7 gatunków roślinożernych (*grazing feeders*: łabędź niemy, ł. czarnodzioby, ł. krzykliwy, świstun, krzyżówka, rożeniec, łyska);
3) 5 gatunków pelagicznych (*pelagic feeders*: bielaczek, nurogęś, szlachar, perkoz dwuczuby, kormoran);
4) 4 gatunków zdobywających pokarm przy powierzchni (*surface feeders*: śmieszka, mewa siwa, m. siodłata, m. srebrzysta);
5) 1 gatunku brodzącego (*wading feeder*: cyraneczka).

Wskaźnik „Liczebność ptaków lęgowych" zapewnia ocenę stanu dla 30 gatunków, w tym:

1) 4 gatunków bentosowych (*benthic feeders*: czernica, ogorzałka, edredon, uhla);
2) 3 gatunków roślinożernych (*grazing feeders*: łabędź niemy, bernikla białolica, gęgawa);
3) 7 gatunków pelagicznych (*pelagic feeders*: nurogęś, szlachar, perkoz dwuczuby, kormoran, nurnik, nurzyk, alka);
4) 10 gatunków zdobywających pokarm przy powierzchni (*surface feeders*: mewa siwa, m. siodłata, m. srebrzysta, m. żółtonoga, wydrzyk ostrosterny, rybitwa wielkodzioba, r. czubata, r. rzeczna, r. popielata, r. białoczelna);
5) 6 gatunków brodzących (*wading feeders*: ohar, ostrygojad, szablodziób, sieweczka obrożna, kamusznik, biegus zmienny).

Zgodnie z decyzją 2017/848 państwa członkowskie UE powinny podać jedną ocenę dobrego stanu środowiska dla gatunku. Wyniki pochodzące z obu ptasich wskaźników zostały więc zintegrowane metodą OOAO (ang. „one-out-all-out"), w której wynik z najniższą oceną wyznacza całkowitą ocenę. Oznacza to, że w przypadku wystąpienia dla jednego wskaźnika liczebności dla gatunku wartości poniżej stanu dobrego (subGES) w analizowanym okresie (lata 2011-2016), następuje ostatecznie przyjęcie oceny subGES dla gatunku. Następnie dokonano oceny dla pięciu grup funkcyjnych, zgodnie z wyżej opisaną zasadą proporcjonalności, mówiącą że zintegrowana ocena dla ptaków wodnych jest w dobrym stanie, jeśli więcej niż 75% gatunków wykazuje stan dobry (GES). Ostatnim krokiem jest wyznaczenie oceny zintegrowanej dla Kryterium D1C2 dla populacji ptaków wodnych w skali basenu w oparciu o zasadę proporcjonalności (GES zostaje osiągnięty, gdy ≥75% gatunków cechuje się dobrym stanem).

Tabela 2.1.20. Grupy funkcyjne ptaków wodnych wyróżniane przez ICES (2015): brodzące (*wading feeders*), zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders*), pelagiczne (*pelagic feeders*), bentosowe (*benthic feeders*), roślinożerne (*grazing feeders*).

Grupa	Sposób zdobywania pokarmu	Rodzaj pokarmu	Uwagi
benthic feeders	żerowanie na dnie morza	bezkręgowce (np. mięczaki, jeżowce)	
grazing feeders	żerowanie w strefie pływów i w płytkiej wodzie	rośliny (np. trawa morska, słonorośla), glony	gęsi, łabędzie, kaczki pływające, łyska
pelagic feeders	żerowanie w szerokim zakresie głębokości wody	pelagiczne i denne ryby i bezkręgowce (kałamarnice, zooplankton)	tylko gatunki które zwykle aktywnie pływają pod wodą, łącznie z głuptakiem; zalicza się tu także gatunki odżywiające się rybami bentosowymi (np. płastugi).
surface feeders	żerowanie w powierzchniowej (1–2 m) warstwie wody	małe ryby, zooplankton i inne bezkręgowce	„warstwa powierzchniowa" zdefiniowana w odniesieniu do normalnej głębokości na jaką zanurzają się gatunki (z wyjątkiem głuptaka)
wading feeders	brodzenie w płytkiej wodzie	bezkręgowce (mięczaki, wieloszczety itp.)	

Wskaźnik produktywności bielika

Dobry stan środowiska (GES) oceniany jest przy użyciu 3 parametrów reprodukcji bielików: sukcesu lęgowego, produktywności oraz liczby piskląt. Ocena produktywności bielika opiera się na zasadzie: wynik z najniższą oceną wyznacza całkowitą ocenę (ang. „one-out-all-out" – OOAO), czyli w przypadku wystąpienia dla jednego parametru reprodukcji wyniku oceny poniżej stanu dobrego (subGES) w analizowanym okresie, następuje ostatecznie przyjęcie oceny subGES.

Poszczególne parametry reprodukcji były obliczone jako średnie dla 6-letniego przedziału dla lat 2011-2016. Do oceny GES używane jest porównanie średnich wartości trzech parametrów z okresu 2011-2016 z wartościami referencyjnymi.

Poziom referencyjny wyznaczono w oparciu o dane zebrane na szwedzkim wybrzeżu Bałtyku (Helander 1994a, 2003): o sukcesie lęgowym z lat 1915–1953 i o liczbie piskląt z lat 1858–1950 (produktywność jest pochodną obu tych parametrów). Poziomy referencyjne odnoszą się zatem do ptaków zasiedlających ekosystemy wybrzeża morskiego. Z powodu braku danych z innych regionów Bałtyku, jednakowy poziom referencyjny został wstępnie zastosowany we wskaźniku dla całej strefy bałtyckiego wybrzeża.

Sukces lęgowy

Rozumiany jako odsetek lęgów zakończonych sukcesem. Poziom referencyjny ustalono na podstawie danych z 43 lat (1915–1953). Średnio odsetek lęgów zakończonych sukcesem wyniósł 72%, a 95% przedział ufności objął wartości od 59% do 86%.

Produktywność

Poziom referencyjny dla produktywności (liczby piskląt na zajęte gniazdo) uzyskano przez pomnożenie poziomów referencyjnych dla liczby piskląt w lęgu i sukcesu lęgowego. Dało to wartość przeciętnej produktywności na poziomie 1,84 x 0,72 = 1,32, z 95% przedziałem ufności od 1,64 x 0,59 = 0,97 do 2,04 x 0,86 = 1,75.

Liczba piskląt

Poziom referencyjny dla liczby piskląt (w gniazdach z sukcesem, czyli zawierających młode) ustalono na podstawie wyników obrączkowania i danych literaturowych obejmujących 91 lęgów z lat 1858–1950. Średnia arytmetyczna liczby piskląt w tej populacji wyniosła 1,84. Granice 95% przedziału ufności oszacowano metodą *bootstrap* i wyniosły one 1,64 i 2,04.

Jako wartość docelową odnoszącą się do dobrego stanu środowiska przyjmuje się dolną granicę 95-procentowego przedziału ufności z okresu referencyjnego. Wartość graniczna GES dla sukcesu lęgowego wynosiła więc 0,59 (59%), dla produktywności to 0,97 pisklęcia, dla liczby piskląt – 1,64 pisklęcia.

Ocena ptaków zimujących w latach 2011-2016

Ocenę dobrego stanu przeprowadzono dla 22 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych w obrębie dwóch basenów leżących częściowo na polskich wodach morskich: Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego. Wszystkie analizowane gatunki występowały w latach 2011-2016 na polskich wodach morskich, choć liczebność 4 z nich była bardzo niska (patrz. Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych). Dodatkowo, przeprowadzono ocenę w obrębie całego Morza Bałtyckiego.
Dla każdego gatunku podano informacje o trendzie liczebności w latach 1991-2016 w skali całego Bałtyku oraz dwóch wyżej wymienionych basenów (
Tabela 2.1.21). Wyniki dla poszczególnych gatunków znajdują się w Tabela 2.1.22 oraz na wykresach Rys. 2.1.10 – Rys. 2.1.31.

Oceny dokonano dla 5 grup funkcyjnych, a wyniki jak i ostateczną ocenę dobrego stanu dla POM przedstawiono w Tabela 2.1.23.

Tabela 2.1.21. Trendy zmian liczebności ptaków zimujących na całym Bałtyku oraz w Basenie Bornholmskim i Gotlandzkim w latach 1991-2016.

		Cały Bałtyk			Basen Bornholmski			Basen Gotlandzki		
Gatunek	Grupa	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat
birginiak *Polysticta stelleri**	*benthic*	0,9222	0,0104	↓↓						
gągoł *Bucephala clangula*	*benthic*	1,0203	0,0014	↑	1,0099	0,0025	↑	1,0366	0,0032	↑
głowienka *Aythya ferina*	*benthic*	0,9729	0,0031	↓	0,9687	0,0050	↓	0,9696	0,0135	↓
czernica *Aythya fuligula*	*benthic*	0,9958	0,0028	→	1,0043	0,0059	→	1,0120	0,0054	↑
ogorzałka *Aythya marila**	*benthic*	0,9974	0,0033	→	0,9962	0,0048	→	1,0898	0,0201	↑↑
łabędź niemy *Cygnus olor*	*grazing*	1,0005	0,0011	→	1,0104	0,0018	↑	1,0223	0,0028	↑
łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus**	*grazing*	0,9745	0,0233	?	0,9088	0,0290	↓			
łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*	*grazing*	1,0213	0,0026	↑	1,0104	0,0038	↑	1,0590	0,0077	↑
świstun *Mareca penelope**	*grazing*	1,0220	0,0057	↑	1,0441	0,0070	↑			
krzyżówka *Anas platyrhynchos*	*grazing*	1,0045	0,0014	↑	1,0078	0,0038	↑	1,0321	0,0032	↑
rożeniec *Anas acuta*	*grazing*	0,9962	0,0074	→	0,9802	0,0198	?			
łyska *Fulica atra*	*grazing*	0,9678	0,0022	↓	1,0094	0,0047	↑	0,9806	0,005	↓
bielaczek *Mergellus albellus**	*pelagic*	1,0596	0,0042	↑↑	1,0423	0,0064	↑	1,0715	0,0084	↑↑
nurogęś *Mergus merganser*	*pelagic*	0,9951	0,0016	↓	0,9919	0,0032	↓	0,9921	0,0034	↓
szlachar *Mergus serrator*	*pelagic*	0,9965	0,0019	→	0,9977	0,0033	→	1,0127	0,0048	↑
perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	*pelagic*	1,0319	0,0118	↑	1,0210	0,0040	↑	1,0470	0,0047	↑
kormoran *Phalacrocorax carbo**	*pelagic*	1,0260	0,0030	↑	1,0260	0,0040	↑	1,0687	0,0157	↑
śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*	*surface*	1,0397	0,0184	↑	1,0006	0,0036	-	1,0486	0,0404	?

Gatunek	Grupa	Cały Bałtyk Trend	SE	Kat	Basen Bornholmski Trend	SE	Kat	Basen Gotlandzki Trend	SE	Kat
mewa siwa *Larus canus*	*surface*	0,9984	0,0043	→				1,0619	0,0980	?
mewa srebrzysta *Larus argentatus*	*surface*	1,0078	0,0052	→				1,0305	0,0824	?
mewa siodłata *Larus marinus**	*surface*	1,0002	0,0061	→				0,9941	0,0262	?
cyraneczka *Anas crecca*	*wading*	0,9915	0,0119	→	1,0193	0,0098	↑			

Dla każdego gatunku podano średnie roczne tempo zmian liczebności (**Trend**) oraz błąd standardowy (**SE**). Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Gatunki oznaczone * były modelowane bez wpływu temperatury. Kategoria trendu liczebności (**Kat**): ↑↑ – silny wzrost, ↑ – umiarkowany wzrost, → – stabilny, ↓↓ – silny spadek, ↓ – umiarkowany spadek, ? – nieokreślony. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21.
Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

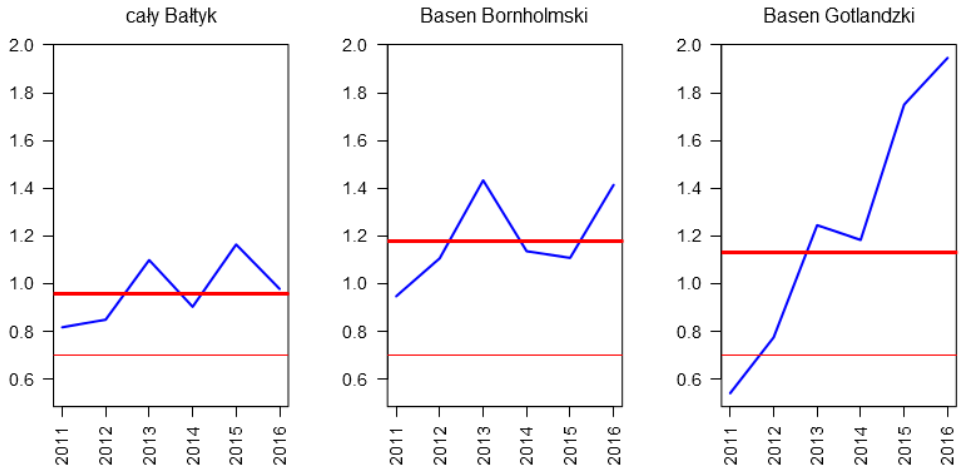
Tabela 2.1.22. Średnie wartości wskaźnika liczebności w latach 2011-2016 dla 22 zimujących gatunków ptaków na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim.

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik dla lat 2011-2016 Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
birginiak *Polysticta stelleri*	*benthic*	0,223		
gągoł *Bucephala clangula*	*benthic*	1,418	1,064	1,867
głowienka *Aythya ferina*	*benthic*	0,553	0,519	0,295
czernica *Aythya fuligula*	*benthic*	0,906	1,05	1,083
ogorzałka *Aythya marila*	*benthic*	0,865	0,837	1,279
łyska *Fulica atra*	*grazing*	0,575	0,825	0,431
łabędź niemy *Cygnus olor*	*grazing*	0,96	1,178	1,132
łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus*	*grazing*	0,471	0,537	
łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*	*grazing*	1,209	1,112	2,199
świstun *Mareca penelope*	*grazing*	1,186	1,61	
krzyżówka *Anas platyrhynchos*	*grazing*	1,075	1,131	1,778
rożeniec *Anas acuta*	*grazing*	0,738	1,103	
bielaczek *Mergellus albellus*	*pelagic*	2,746	1,747	3,437
nurogęś *Mergus merganser*	*pelagic*	0,959	0,804	0,919
szlachar *Mergus serrator*	*pelagic*	0,978	0,914	1,075
perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	*pelagic*	1,156	1,165	1,869
kormoran *Phalacrocorax carbo*	*pelagic*	1,389	1,431	1,791
śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*	*surface*	2,209		4,945
mewa siwa *Larus canus*	*surface*	0,799		0,674
mewa srebrzysta *Larus argentatus*	*surface*	1,048		1,124
mewa siodłata *Larus marinus*	*surface*	0,891	0,781	0,727
cyraneczka *Anas crecca*	*wading*	1,479	1,296	

Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość ≥0,7), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21.
Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

Łabędź niemy *Cygnus olor*

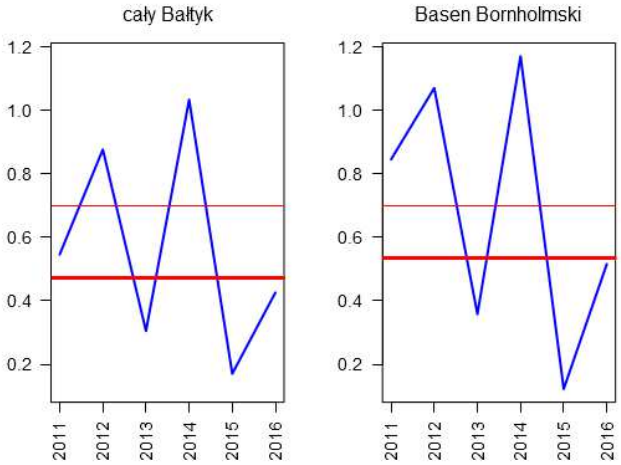
Łabędź niemy w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,96), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,178) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,132).



Rys. 2.1.10. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia niemego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus*

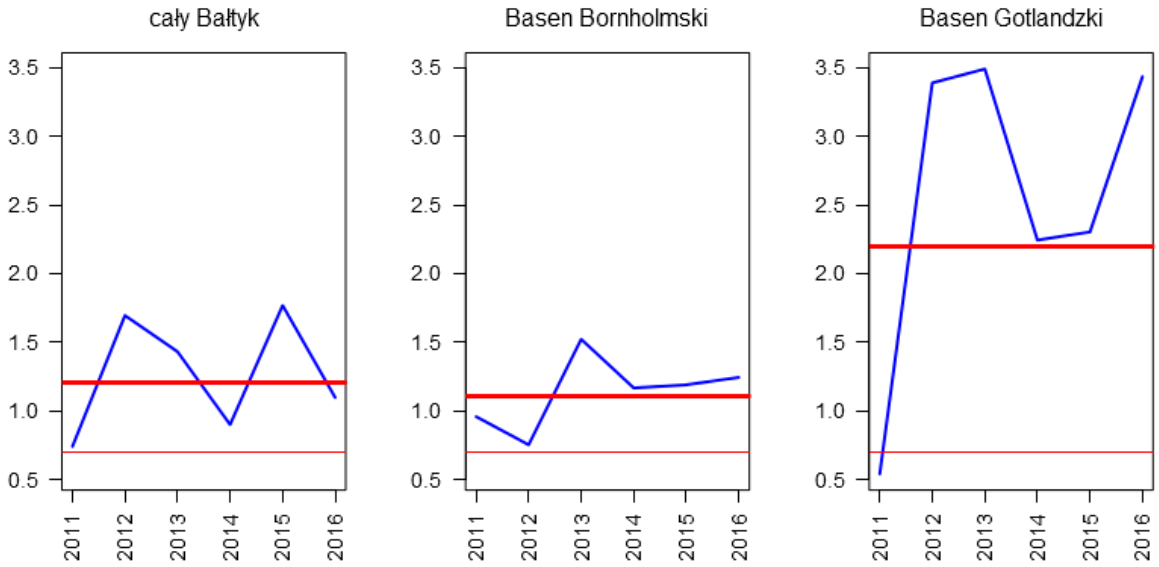
Łabędź czarnodzioby w latach 2011-2016 nie osiągnął dobrego stanu środowiska (GES) ani w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,471), ani w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,537). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.11. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia czarnodziobego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku i Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*

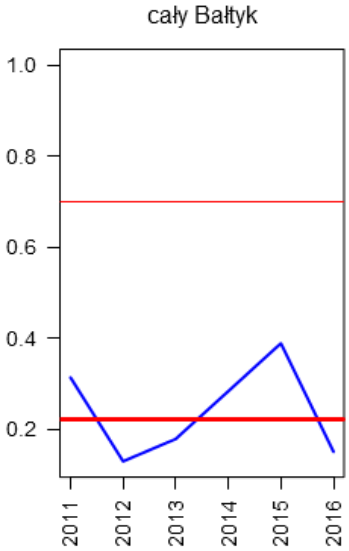
Łabędź krzykliwy w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,209), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,112) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 2,199).



Rys. 2.1.12. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia krzykliwego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Birginiak *Polysticta stelleri*

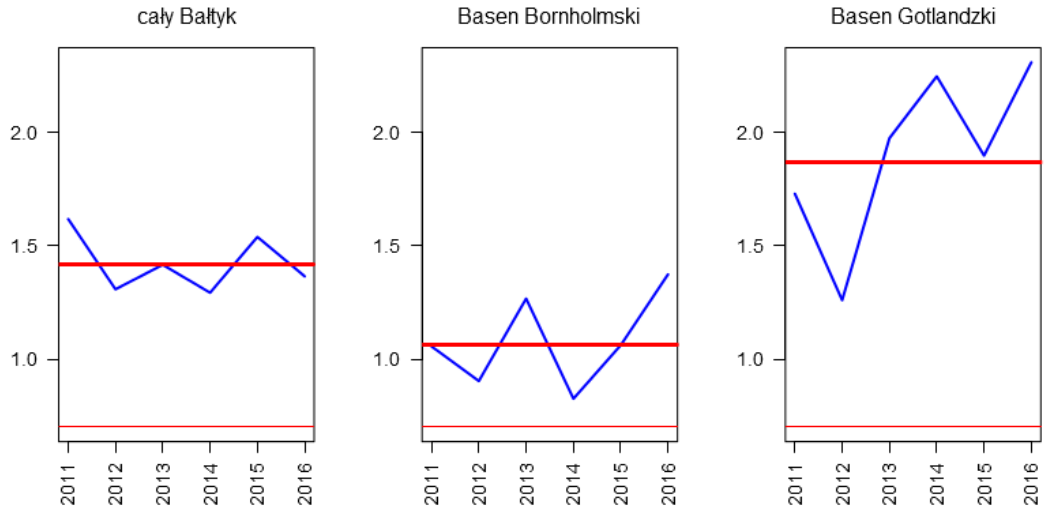
Liczebność birginiaka w skali całego Morza Bałtyckiego w latach 2011-2016 znajdowała się poniżej granicy określającej dobry stan środowiska (GES) (wartość wskaźnika 0,223). Gatunek nie był oceniany w mniejszej skali przestrzennej ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.13. Roczne wskaźniki liczebności birginiaka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Gągoł *Bucephala clangula*

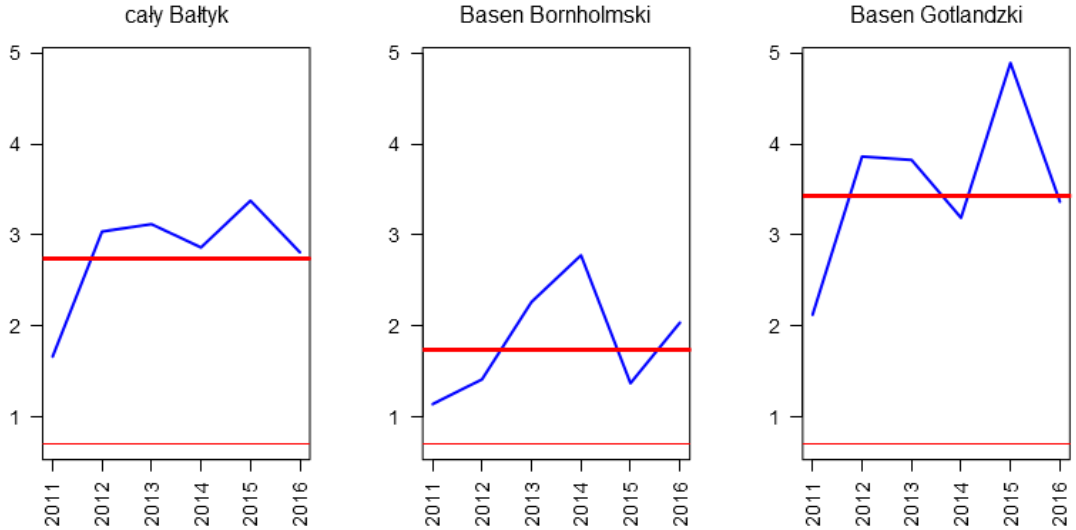
Gągoł w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,418), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,064) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,867).



Rys. 2.1.14. Roczne wskaźniki liczebności gągoła (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Bielaczek *Mergellus albellus*

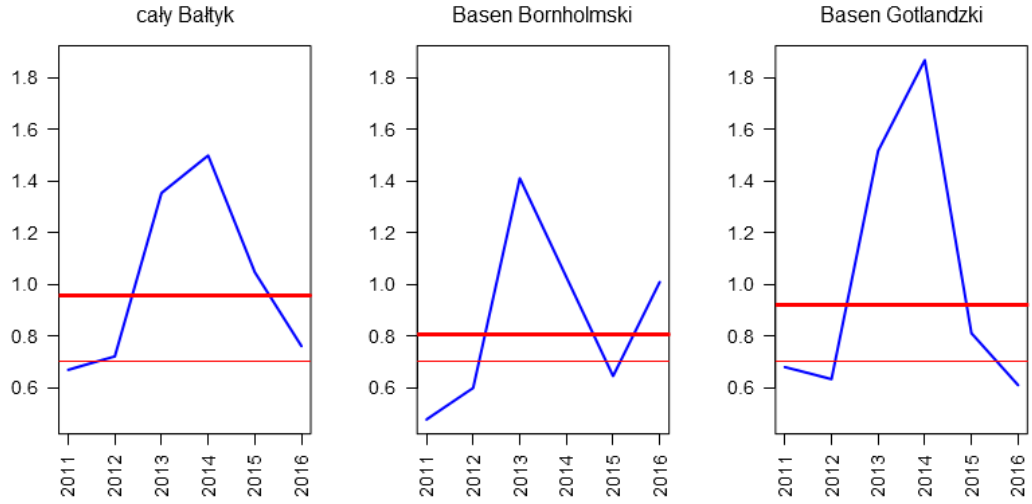
Bielaczek w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,746) jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,747) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 3,437).



Rys. 2.1.15. Roczne wskaźniki liczebności bielaczka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Nurogęś *Mergus merganser*

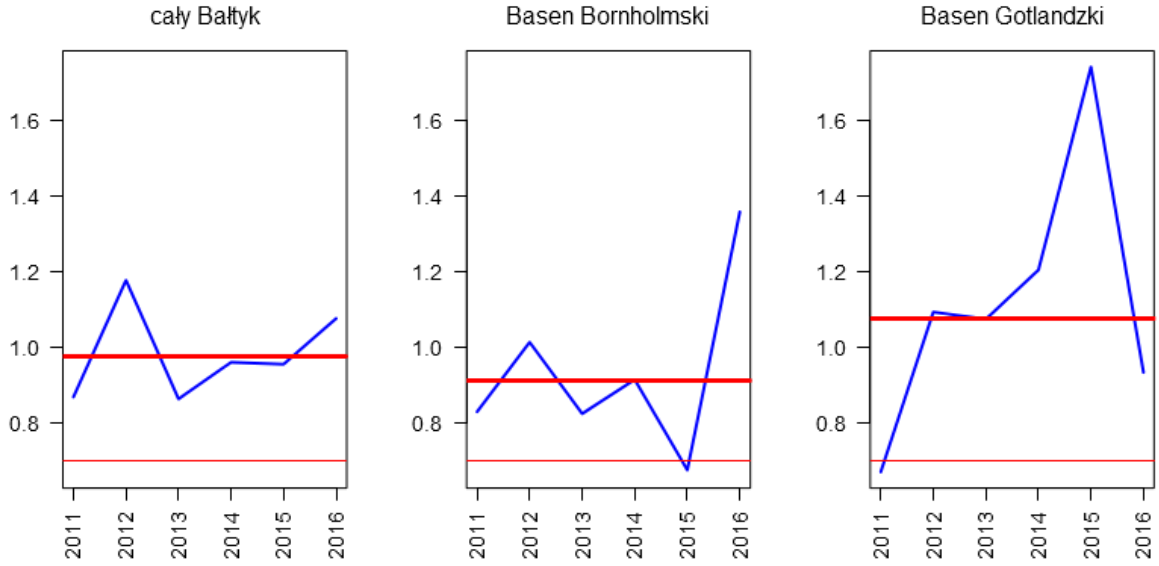
Nurogęś w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,959), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,804) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,919).



Rys. 2.1.16. Roczne wskaźniki liczebności nurogęsi (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Szlachar *Mergus serrator*

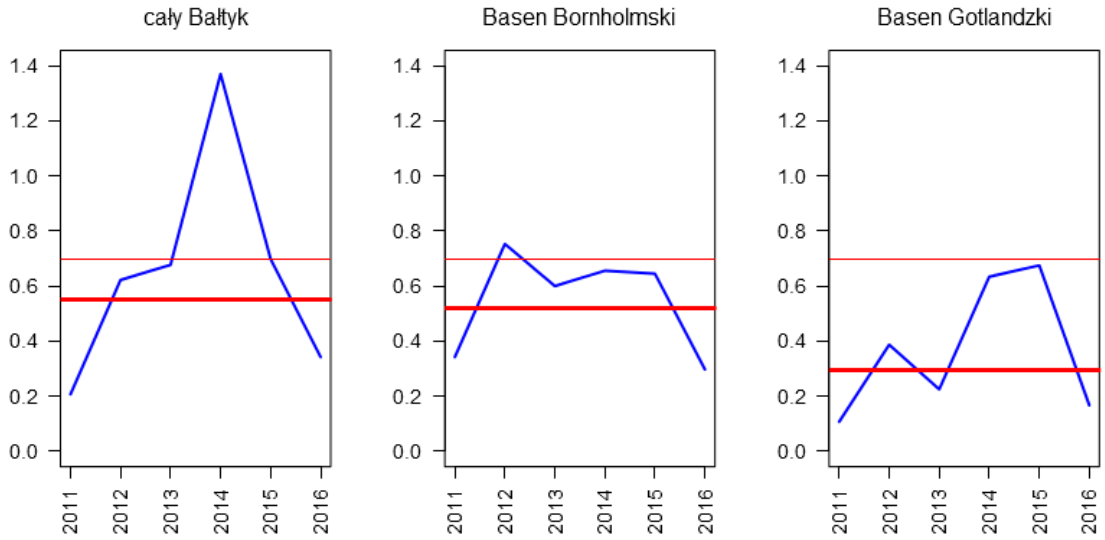
Szlachar w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,978), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,914) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,075).



Rys. 2.1.17. Roczne wskaźniki liczebności szlachara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Głowienka *Aythya ferina*

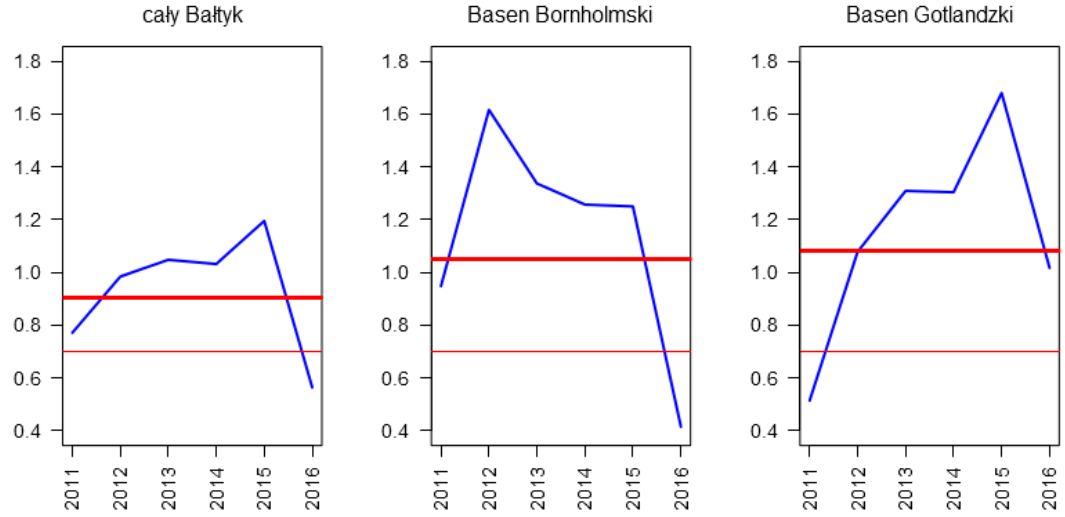
Wskaźnik liczebności głowienki w sezonie zimowym w latach 2011-2016 znajdował się poniżej poziomu wyznaczonego jako dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,553), jak i Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,519) orazGotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,295).



Rys. 2.1.18. Roczne wskaźniki liczebności głowienki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Czernica *Aythya fuligula*

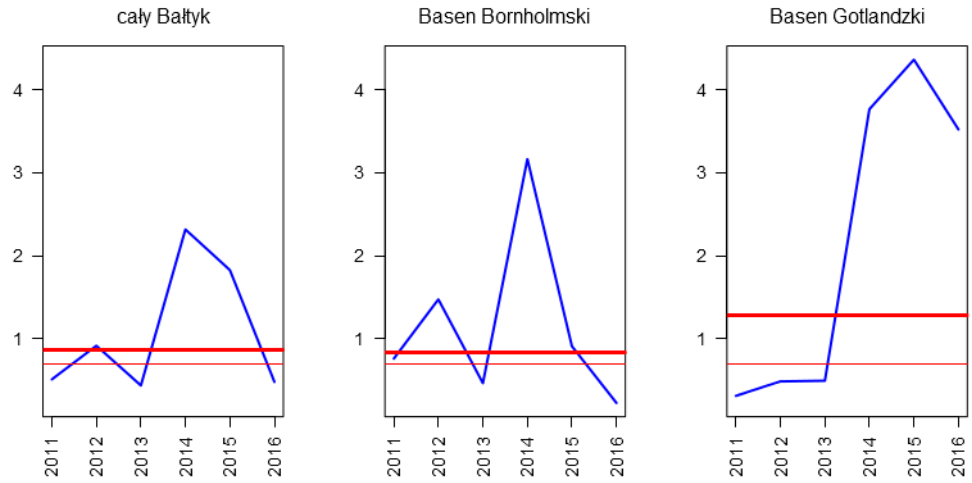
Czernica w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,906), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,05) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,083).



Rys. 2.1.19. Roczne wskaźniki liczebności czernicy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Ogorzałka *Aythya marila*

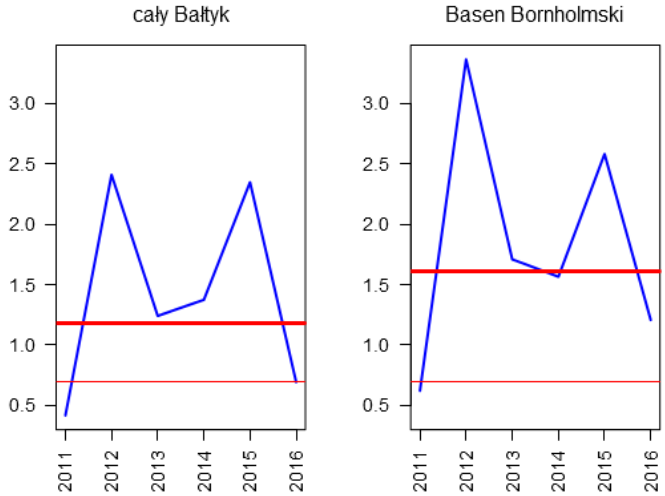
Ogorzałka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,865), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,837) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,279).



Rys. 2.1.20. Roczne wskaźniki liczebności ogorzałki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Świstun *Mareca penelope*

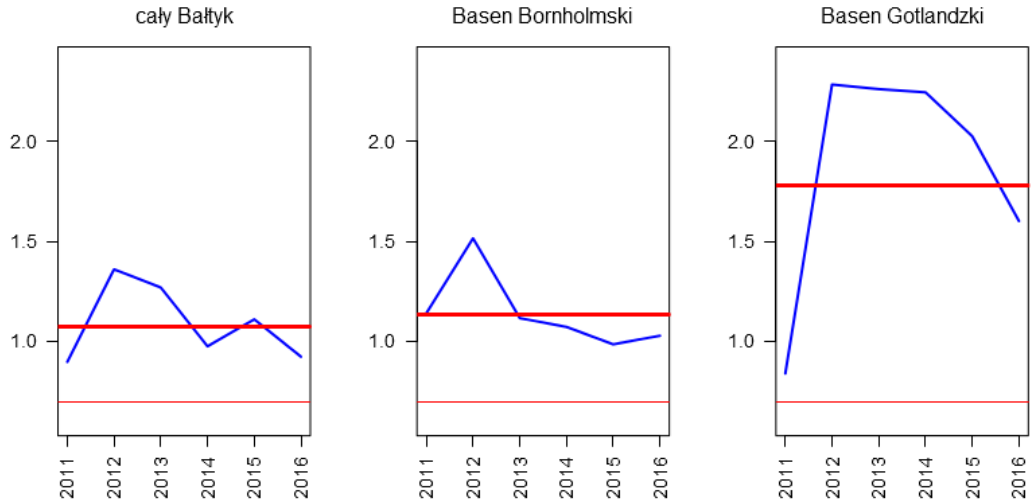
Świstun w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,186), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,61). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.21. Roczne wskaźniki liczebności świstuna (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Krzyżówka *Anas platyrhynchos*

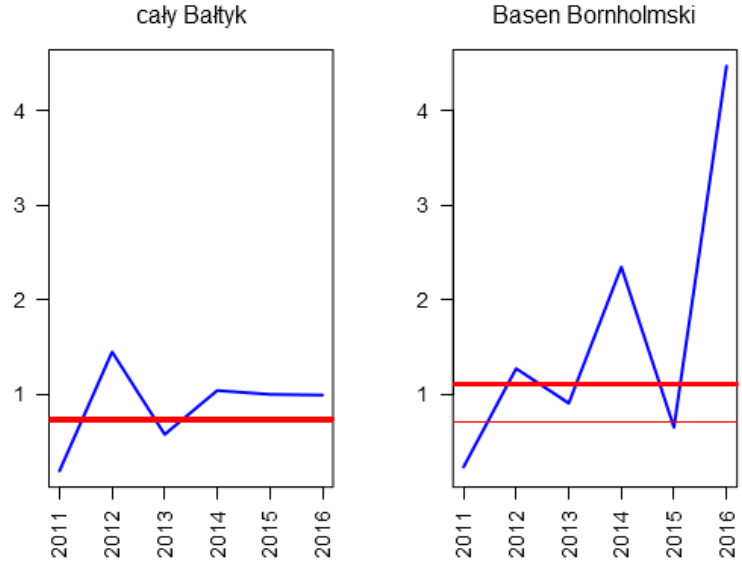
Krzyżówka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,075), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,131) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,778).



Rys. 2.1.22. Roczne wskaźniki liczebności krzyżówki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rożeniec *Anas acuta*

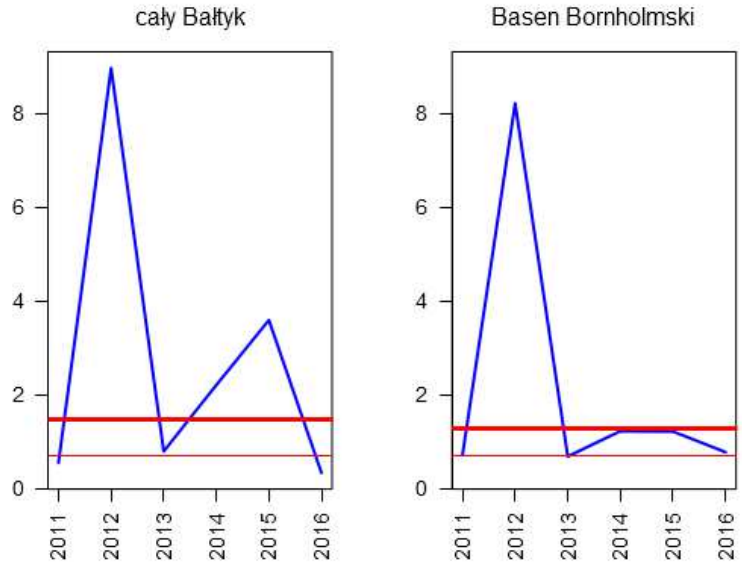
Rożeniec w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,738), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,103). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.23. Roczne wskaźniki liczebności rożeńca (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Cyraneczka *Anas crecca*

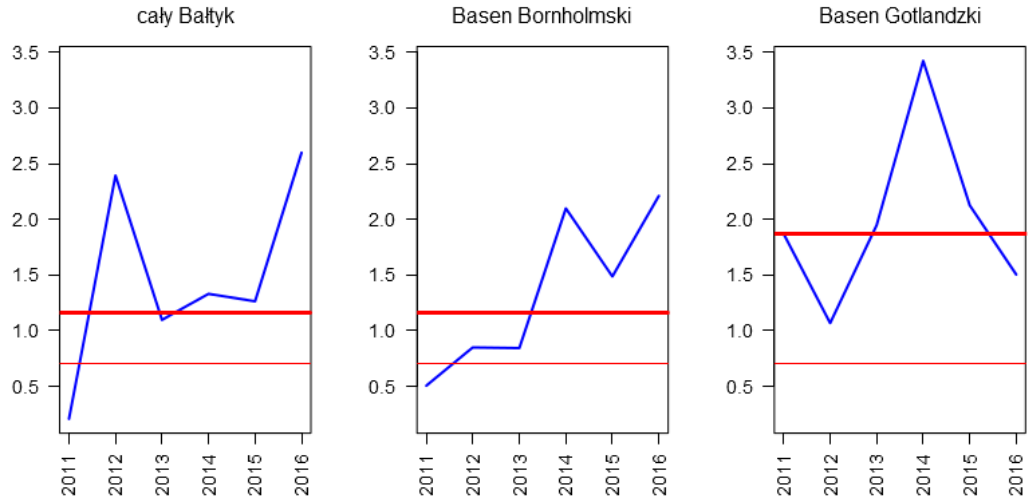
Cyraneczka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,479), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,296). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.24. Roczne wskaźniki liczebności cyraneczki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

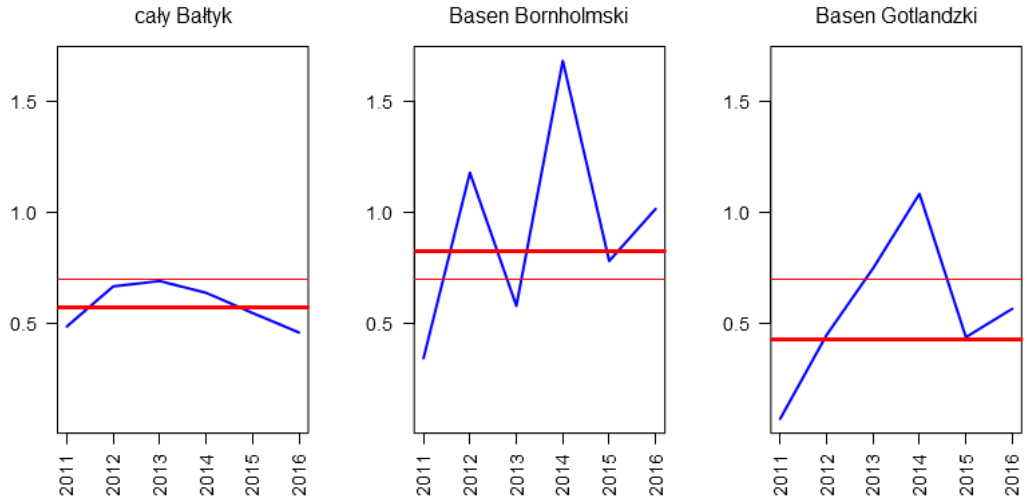
Perkoz dwuczuby w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,156), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,165) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,869).



Rys. 2.1.25. Roczne wskaźniki liczebności perkoza dwuczubego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Łyska *Fulica atra*

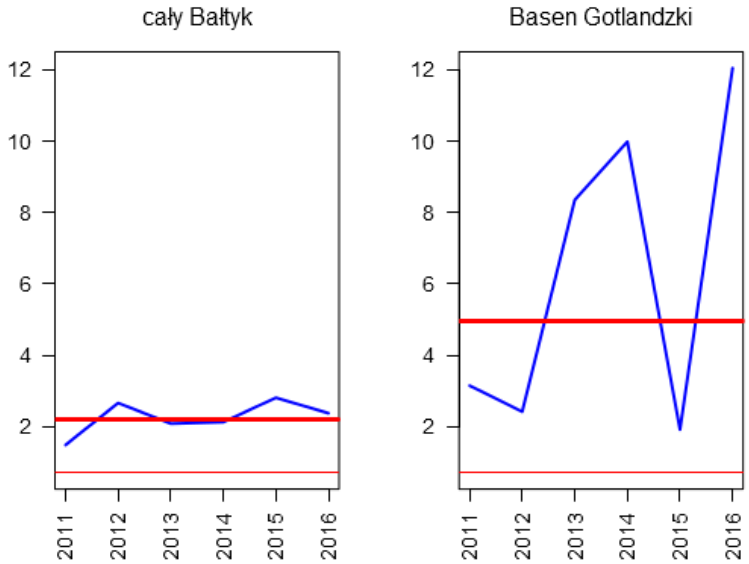
W latach 2011-2016 łyska osiągnęła dobry stan środowiska (GES) tylko w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,825). Wartości wskaźnika w skali całego Morza Bałtyckiego (0,575) oraz Basenu Gotlandzkiego (0,431) znajdowały się poniżej progu GES.



Rys. 2.1.26. Roczne wskaźniki liczebności łyski (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*

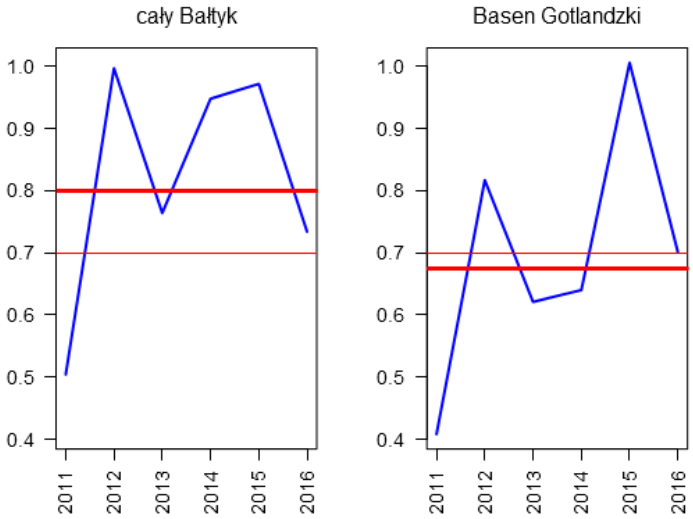
Śmieszka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,209), jak i w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 4,945). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.27. Roczne wskaźniki liczebności śmieszki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Mewa siwa *Larus canus*

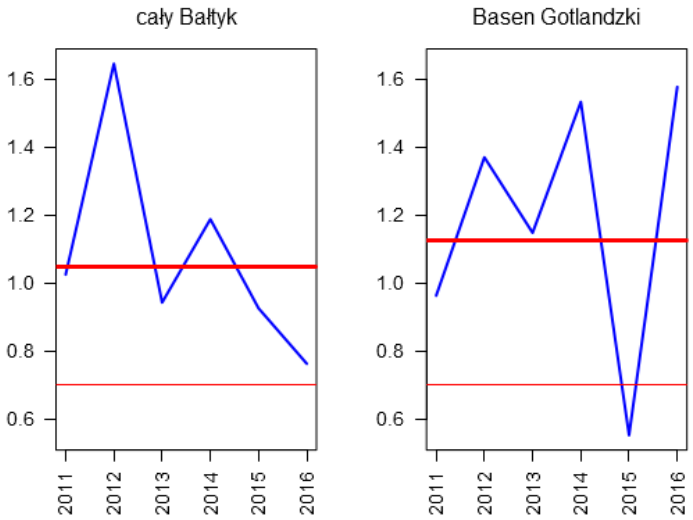
W latach 2011-2016 mewa siwa osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,799). W obrębie Basenu Gotlandzkiego liczebność mewy siwej znajdowała się poniżej granicy GES (wartość wskaźnika 0,674). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.28. Roczne wskaźniki liczebności mewy siwej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Mewa srebrzysta *Larus argentatus*

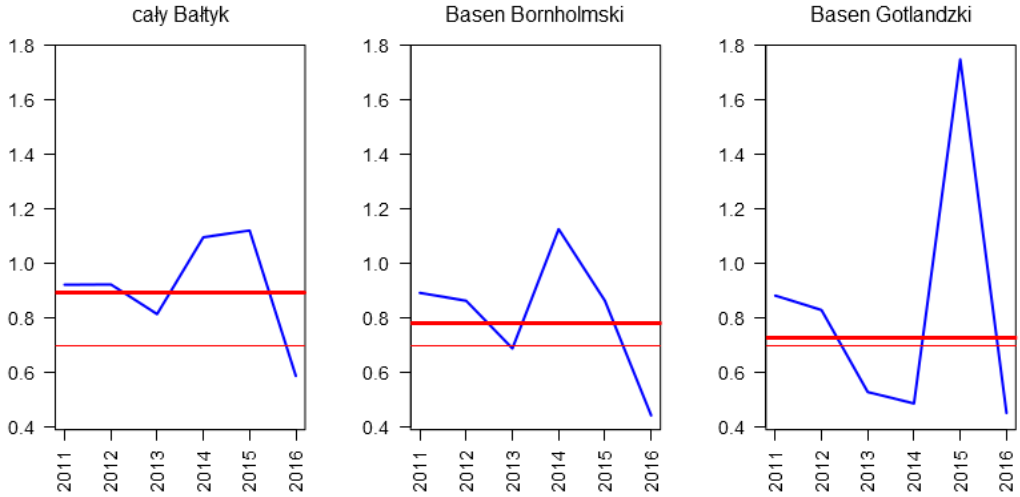
Mewa srebrzysta w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,048), jak i w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,124). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.29. Roczne wskaźniki liczebności mewy srebrzystej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Mewa siodłata *Larus marinus*

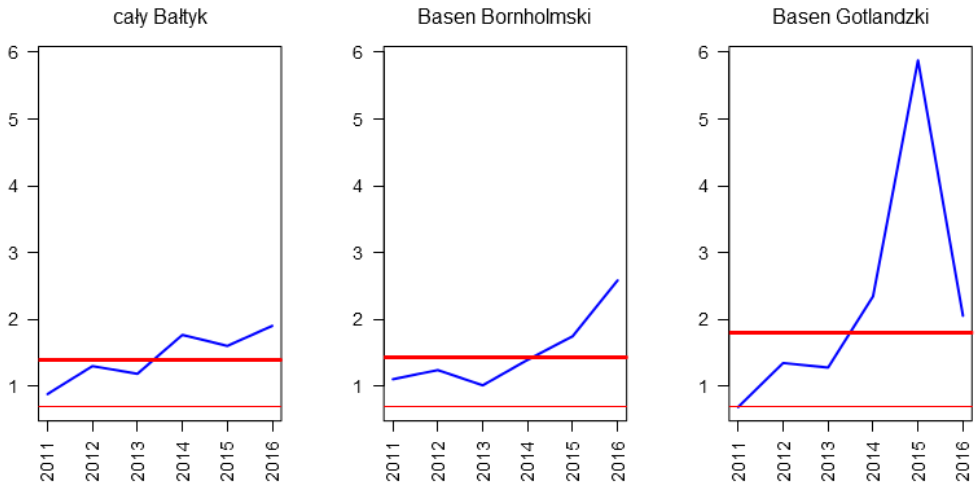
Mewa siodłata w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,891), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,781) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,727).



Rys. 2.1.30. Roczne wskaźniki liczebności mewy siodłatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Kormoran *Phalacrocorax carbo*

Kormoran w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,389), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,431) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,791).



Rys. 2.1.31. Roczne wskaźniki liczebności kormorana (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

W obrębie Basenu Bornholmskiego dobry stan środowiska osiągnęło 16 z 18 gatunków tam występujących (89%). W Basenie Gotlandzkim dobry stan uzyskało 14 z 17 gatunków (82%).

Oznacza to, że wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych w obu badanych basenach obejmujących polskie wody morskie osiągnął dobry stan (GES, wartość progowa to 75%; Tabela 2.1.23). Podobnej analizy dokonano również dla każdej z 5 grup funkcyjnych. W obu badanych basenach wskaźniki dla grup funkcyjnych osiągnęły dobry stan (Tabela 2.1.23).

W skali całego Morza Bałtyckiego badany wskaźnik również uzyskał dobry stan środowiska (GES), gdyż 18 z 22 badanych gatunków znajdowało się w dobrym stanie (82%). Ptaki brodzące (*wading feeders*), zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders*) i gatunki pelagiczne (*pelagic feeders*) osiągnęły dobry stan, natomiast gatunki bentosowe (*benthic feeders*) i roślinożerne (*grazing feeders*) znalazły się poniżej wyznaczonej granicy dobrego stanu środowiska (Tabela 2.1.23).

Tabela 2.1.23. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków zimujących w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych: na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim.

Rodzaj wskaźnika	Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
wszystkie gatunki	0,82	0,89	0,82
benthic feeders	0,60	0,75	0,75
grazing feeders	0,71	0,86	0,75
pelagic feeders	1,00	1,00	1,00
surface feeders	1,00	1,00	0,75
wading feeders	1,00	1,00	

Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość ≥0,75), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21.

Ocena ptaków lęgowych w latach 2011-2016

Ocenę dobrego stanu przeprowadzono dla 30 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych w obrębie dwóch obszarów – Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego – w których znajdują się polskie wody morskie oraz dodatkowo w obrębie całego Morza Bałtyckiego. Oceny dokonano również dla 5 grup funkcyjnych.

Dla każdego gatunku podano informacje o trendzie liczebności w latach 1991-2016 w skali całego Bałtyku oraz dwóch wyżej wymienionych basenów (Tabela 2.1.24).

Wyniki dla poszczególnych gatunków znajdują się w Tabela 2.1.25 oraz na wykresach Rys. 2.1.32-Rys. 2.1.61.

Tabela 2.1.24. Trendy zmian liczebności ptaków lęgowych na całym Bałtyku oraz w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim w latach 1991-2016. (źródło danych PMŚ, HELCOM).

		Cały Bałtyk			Basen Bornholmski			Basen Gotlandzki		
Gatunek	Grupa	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat
edredon *Somateria mollissima*	*benthic*	0.8963	0.0031	↓↓	1.0185	0.009	↑	0.9285	0.0026	↓↓
uhla *Melanitta fusca*	*benthic*	0.9639	0.0045	↓				0.963	0.0031	↓
czernica *Aythya fuligula*	***benthic***	**1.0173**	**0.0036**	↑	**0.9745**	**0.0113**	↓	**1.0072**	**0.0029**	↑
ogorzałka *Aythya marila*	*benthic*							0.9617	0.044	?
łabędź niemy *Cygnus olor*	***grazing***	**1.036**	**0.0023**	↑	**0.9893**	**0.0035**	↓	**1.0124**	**0.0017**	↓
bernikla białolica *Branta leucopsis*	*grazing*	0.9453	0.01	↓						
gęgawa *Anser anser*	***grazing***	**0.9888**	**0.0029**	↓	**1.0447**	**0.0079**	↑	**1.0124**	**0.0026**	↑
nurogęś *Mergus merganser*	***pelagic***	**0.9889**	**0.0044**	↓	**1.0647**	**0.0179**	↑	**0.9939**	**0.0021**	↓

Gatunek	Grupa	Cały Bałtyk			Basen Bornholmski			Basen Gotlandzki		
		Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat
szlachar *Mergus serrator*	*pelagic*	1.0159	0.0031	↑	0.9635	0.0045	↓	1.0085	0.0048	→
perkoz dwuczuby ***Podiceps cristatus***	***pelagic***	**1.0697**	**0.01**	**↑**	**1.0368**	**0.0121**	**↑**	**1.0576**	**0.007**	**↑**
nurnik *Cepphus grylle*	*pelagic*	0.9348	0.0202	↓				1.0432	0.0094	↑
nurzyk *Uria aalge*	*pelagic*	1.05	0.0128	↑	0.9035	0.329	?	1.0359	0.0127	↑
alka *Alca torda*	*pelagic*	1.0597	0.0051	↑	0.9744	0.0464	?	1.0085	0.0037	↑
kormoran ***Phalacrocorax carbo***	***pelagic***	**1.0531**	**0.0129**	**↑**	**1.0108**	**0.0067**	**→**	**1.0019**	**0.0035**	**→**
wydrzyk ostrosterny *Stercorarius parasiticus*	*surface*							1.011	0.0093	→
mewa siwa ***Larus canus***	***surface***	**1.0011**	**0.0025**	**→**	**0.955**	**0.0033**	**↓**	**0.9846**	**0.0034**	**↓**
mewa żółtonoga *Larus fuscus*	*surface*	0.9014	0.0136	↓↓	1.0952	0.0175	↑↑	1.0028	0.0113	→
mewa srebrzysta ***Larus argentatus***	***surface***	**0.9439**	**0.0026**	**↓↓**	**1.0055**	**0.0031**	**→**	**0.9988**	**0.0032**	**→**
mewa siodłata *Larus marinus*	*surface*	0.9352	0.0021	↓↓	1.0548	0.0177	↑	0.9439	0.0018	↓↓
rybitwa wielkodzioba *Hydroprogne caspia*	*surface*	1.0076	0.009	→	0.9037	0.0291	↓	1.0099	0.0074	→
rybitwa czubata ***Thalasseus sandvicensis***	***surface***				**0.9652**	**0.0175**	**?**	**1.016**	**0.0071**	**↑**
rybitwa rzeczna ***Sterna hirundo***	***surface***	**1.0628**	**0.0061**	**↑**	**0.9772**	**0.0052**	**↓**	**1.0614**	**0.0263**	**↑**
rybitwa popielata *Sterna paradisaea*	*surface*	1.0503	0.0042	↑	0.9407	0.0068	↓	1.0338	0.0057	↑
rybitwa białoczelna ***Sternula albifrons***	***surface***	**1.0154**	**0.0111**	**→**	**0.9921**	**0.0064**	**→**	**0.9954**	**0.0036**	**→**
ohar ***Tadorna tadorna***	***wading***	**0.962**	**0.0054**	**↓**	**1.0003**	**0.0045**	**→**	**0.9976**	**0.0027**	**→**
ostrygojad ***Haematopus ostralegus***	***wading***	**0.9979**	**0.0019**	**→**	**0.982**	**0.0033**	**↓**	**1.0148**	**0.003**	**↑**
szablodziób *Recurvirostra avosetta*	*wading*	0.9596	0.0167	↓	0.9805	0.006	↓	0.979	0.0031	↓
sieweczka obrożna ***Charadrius hiaticula***	***wading***	**1.0166**	**0.0036**	**↑**	**0.9799**	**0.0041**	**↓**	**1.0019**	**0.01**	**→**
kamusznik *Arenaria interpres*	*wading*	0.9374	0.0051	↓↓				0.9452	0.0031	↓
biegus zmienny *Calidris alpina*	*wading*	0.9116	0.0274	↓↓	0.8806	0.0117	↓↓	0.9072	0.0077	↓↓

Dla każdego gatunku podano średnie roczne tempo zmian liczebności (**Trend**) oraz błąd standardowy (**SE**). Pogrubiono gatunki regularnie gniazdujące w Polsce w badanym okresie. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Kategoria trendu liczebności (**Kat**): ↑↑ – silny wzrost, ↑ – umiarkowany wzrost, → – stabilny, ↓↓ – silny spadek, ↓ – umiarkowany spadek, ? – nieokreślony. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21.
Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

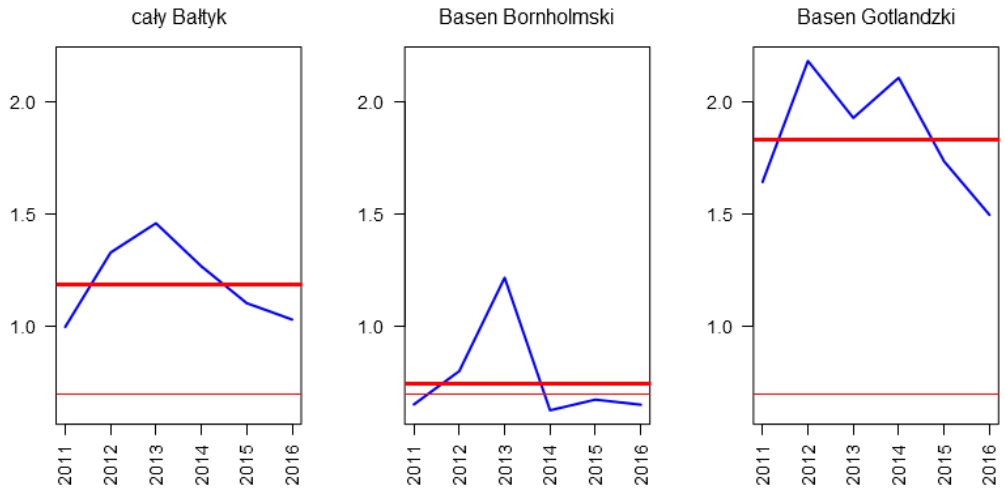
Tabela 2.1.25. Średnie wartości wskaźników liczebności w latach 2011-2016 służące ocenie dobrego stanu dla 30 gatunków lęgowych ptaków na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik dla lat 2011-2016		
		Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
edredon *Somateria mollissima*	benthic	0,973	1,442	0,131
uhla *Melanitta fusca*	benthic	0,521		0,495
czernica *Aythya fuligula*	**benthic**	**1,214**	**0,598**	**1,438**
ogorzałka *Aythya marila*	benthic	1,159		
łabędź niemy *Cygnus olor*	**grazing**	**1,188**	**0,749**	**1,834**
bernikla białolica *Branta leucopsis*	grazing			0,315
gęgawa *Anser anser*	**grazing**	**1,219**	**2,1**	**0,843**
nurogęś *Mergus merganser*	**pelagic**	**0,858**	**1,875**	**0,852**
szlachar *Mergus serrator*	pelagic	0,973	0,522	1,309
perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	**pelagic**	**2,759**	**1,791**	**3,067**
nurnik *Cepphus grylle*	pelagic	2,063		0,284
nurzyk *Uria aalge*	pelagic	1,721	0,088	2,306
alka *Alca torda*	pelagic	1,143	0,465	2,442
kormoran *Phalacrocorax carbo*	**pelagic**	**0,977**	**1,154**	**2,05**
wydrzyk ostrosterny *Stercorarius parasiticus*	surface	1,188		
mewa siwa *Larus canus*	**surface**	**0,752**	**0,423**	**1,049**
mewa żółtonoga *Larus fuscus*	surface	0,973	4,401	0,141
mewa srebrzysta *Larus argentatus*	**surface**	**0,948**	**1,097**	**0,351**
mewa siodłata *Larus marinus*	surface	0,327	1,669	0,273
rybitwa wielkodzioba *Hydroprogne caspia*	surface	1,176	0,124	1,186
rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis*	**surface**	**1,445**	**0,486**	
rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*	**surface**	**2,919**	**0,69**	**3,298**
rybitwa popielata *Sterna paradisaea*	surface	1,894	0,307	2,62
rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*	**surface**	**0,951**	**0,878**	**1,242**
ohar *Tadorna tadorna*	**wading**	**0,996**	**1,033**	**0,498**
ostrygojad *Haematopus ostralegus*	**wading**	**1,284**	**0,719**	**0,964**
szablodziób *Recurvirostra avosetta*	wading	0,623	0,677	0,523
sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*	**wading**	**1,027**	**0,699**	**1,285**
kamusznik *Arenaria interpres*	wading	0,377		0,31
biegus zmienny *Calidris alpina*	wading	0,151	0,092	0,093

Pogrubiono gatunki regularnie gniazdujące w Polsce w badanym okresie. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość ≥0,7, a dla gatunków składających rocznie 1 jajo – 0,8), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21. Gatunki w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

Łabędź niemy *Cygnus olor*

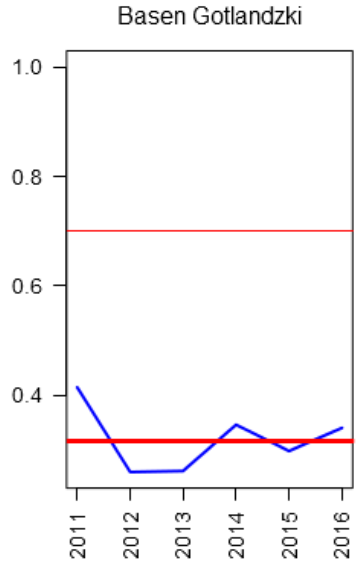
Łabędź niemy w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,188), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźników odpowiednio 0,749 oraz 1,834). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.32. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia niemego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Bernikla białolica *Branta leucopsis*

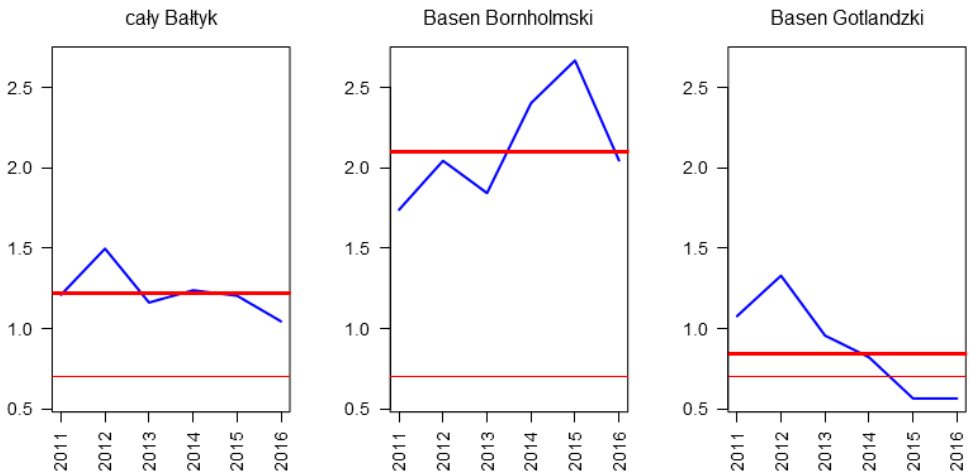
Bernikla białolica to północny gatunek gęsi, który nie odbywa lęgów w Polsce. Nad Morzem Bałtyckim jest ona lęgowa tylko na terenie Basenu Gotlandzkiego. W latach 2011-2016 nie osiągnęła tam dobrego stanu środowiska (GES), gdyż wartość wskaźnika wynosiła 0,315.



Rys. 2.1.33. Roczne wskaźniki liczebności bernikli białolicej (niebieska linia) w skali basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Gęgawa *Anser anser*

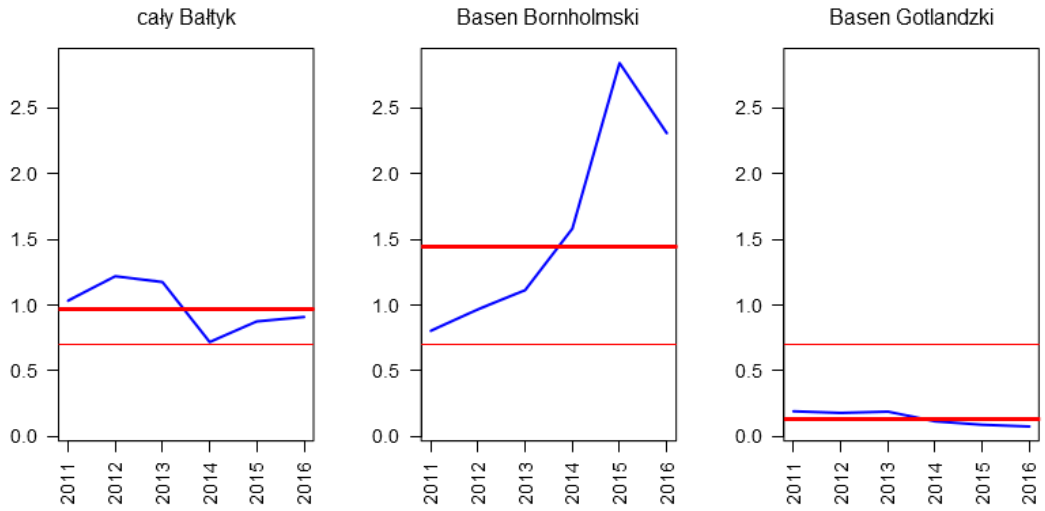
Gęgawa w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wskaźnik 1,219), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika odpowiednio 2,1 oraz 0,843). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.34. Roczne wskaźniki liczebności gęgawy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Edredon *Somateria molissima*

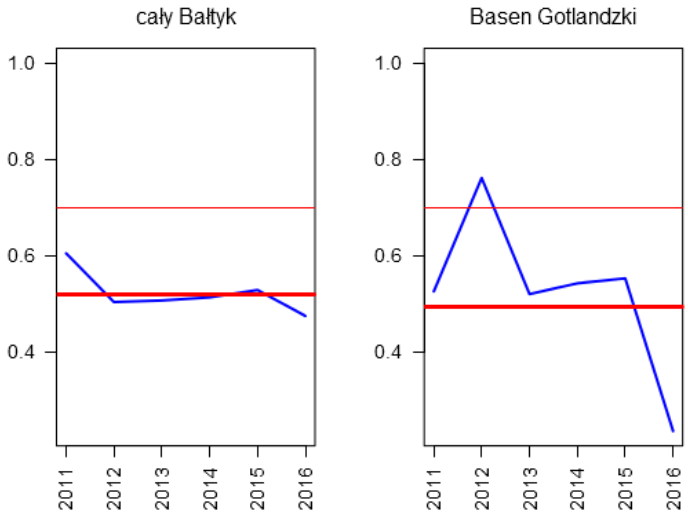
Edredon w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,973) i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,442), jednak nie osiągnął GES w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wskaźnik 0,131). Lęgi tego gatunku na polskim wybrzeżu Bałtyku stwierdzane są wyjątkowo. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.35. Roczne wskaźniki liczebności edredona (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Uhla *Melanitta fusca*

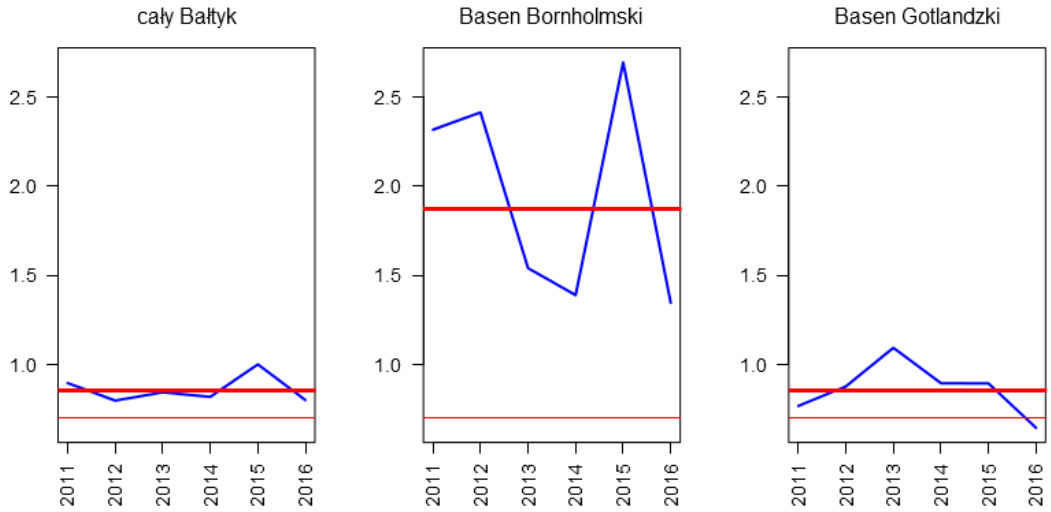
Uhla w latach 2011-2016 nie osiągnęła dobrego stanu środowiskowego (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,521), jak i w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,495). Gatunek nie odbywa lęgów w Basenie Bornholmskim oraz w Polsce. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.36. Roczne wskaźniki liczebności uhli (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Nurogęś *Mergus merganser*

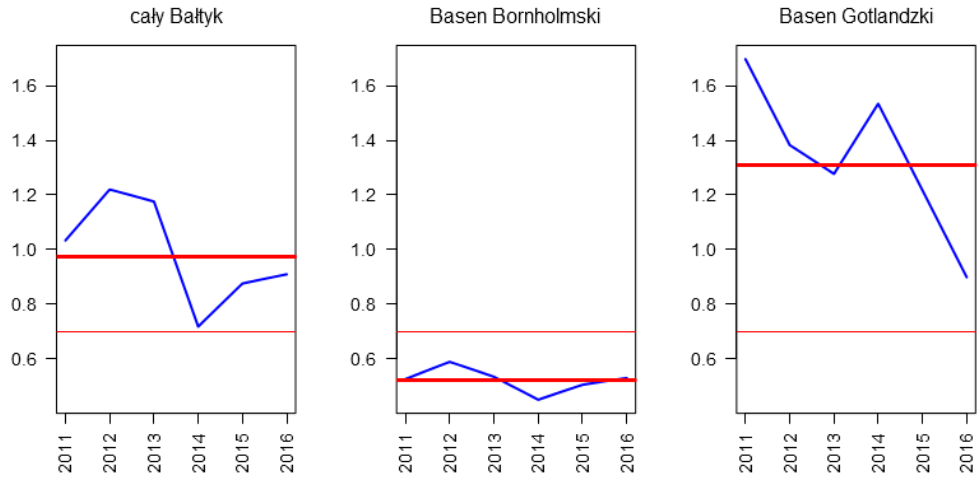
Nurogęś w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,858), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźników odpowiednio 1,875 i 0,852). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.37. Roczne wskaźniki liczebności nurogęsi (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Szlachar *Mergus serrator*

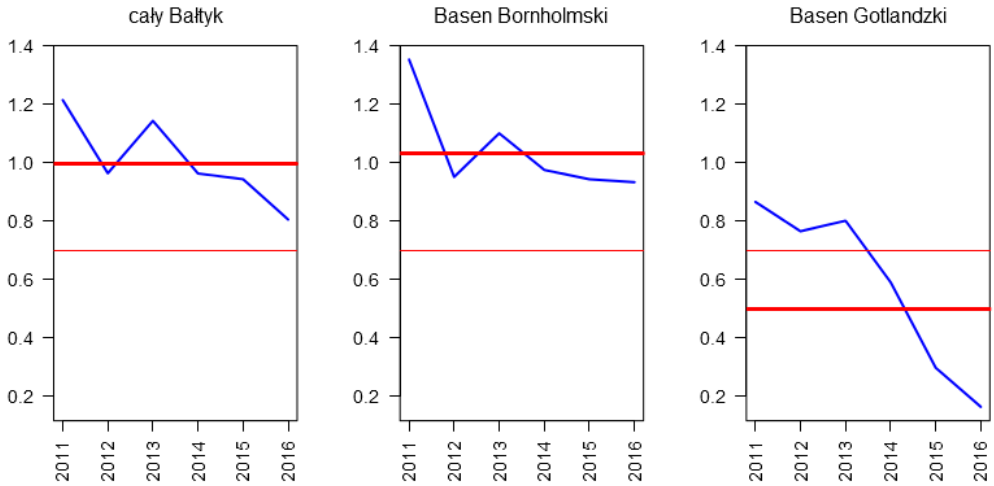
Szlachar w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,973) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,309), nie osiągnął go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,522). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.38. Roczne wskaźniki liczebności szlachara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Ohar *Tadorna tadorna*

Ohar w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,996) i Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,033), nie osiągnął go jednak w skali Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,498). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.

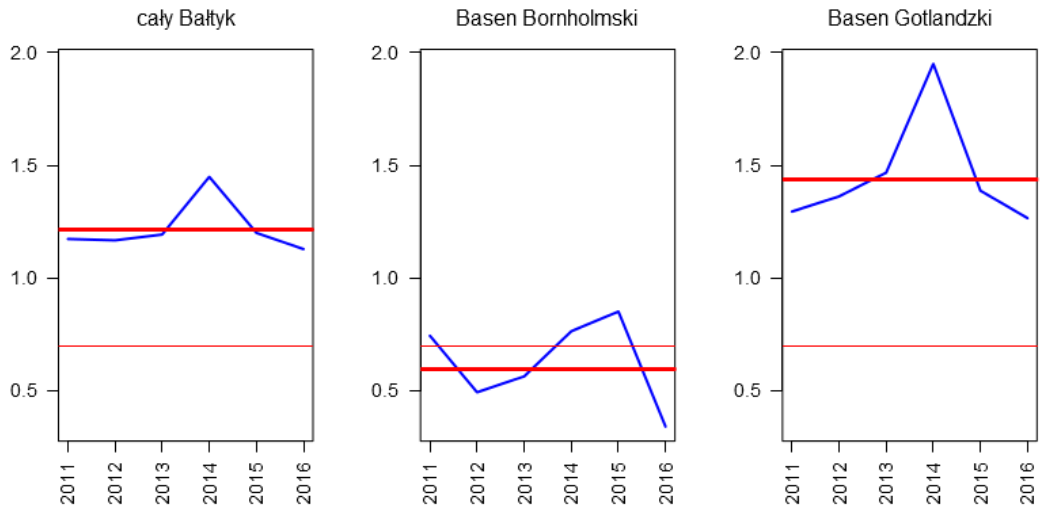


Rys. 2.1.39. Roczne wskaźniki liczebności ohara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Czernica *Aythya fuligula*

Czernica w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,214) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,438), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,598). Gatunek ten

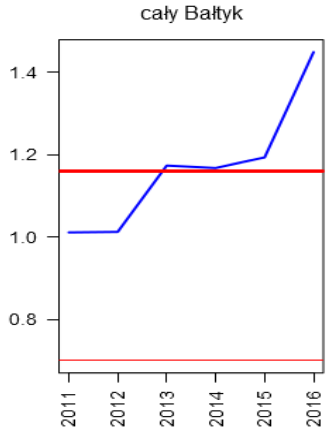
odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.40. Roczne wskaźniki liczebności czernicy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Ogorzałka *Aythya marila*

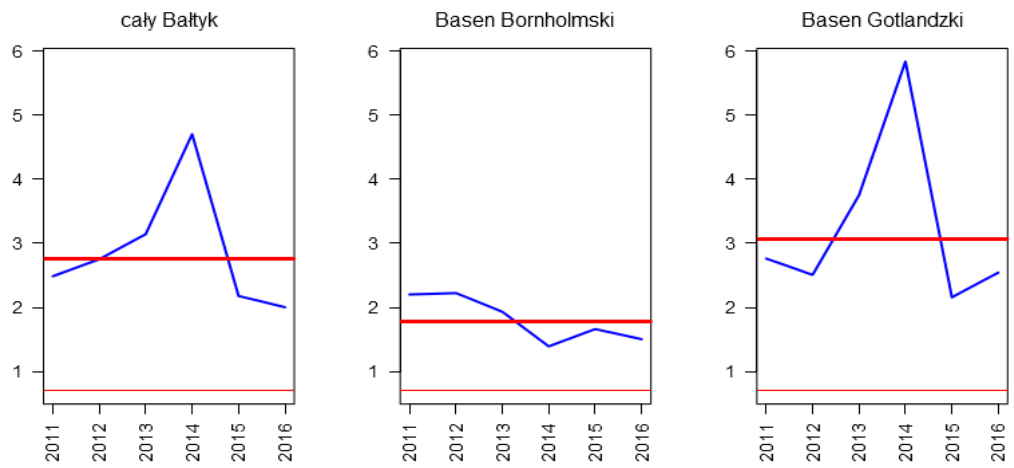
Ogorzałka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,159). Gatunek nie był oceniany w mniejszej skali przestrzennej ze względu na niewystarczającą liczebność. Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.41. Roczne wskaźniki liczebności ogorzałki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

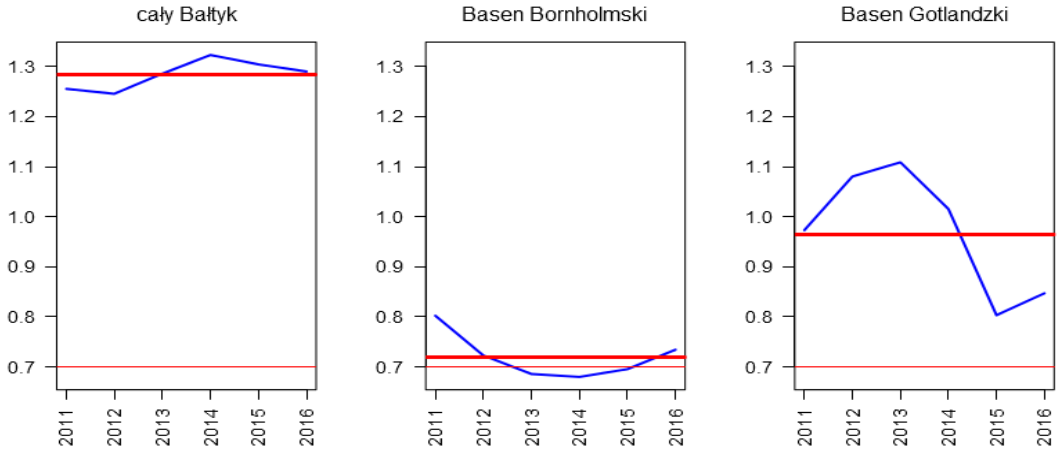
Perkoz dwuczuby w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,759), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wskaźniki odpowiednio 1,791 oraz 3,067). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.42. Roczne wskaźniki liczebności perkoza dwuczubego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Ostrygojad *Haematopus ostralegus*

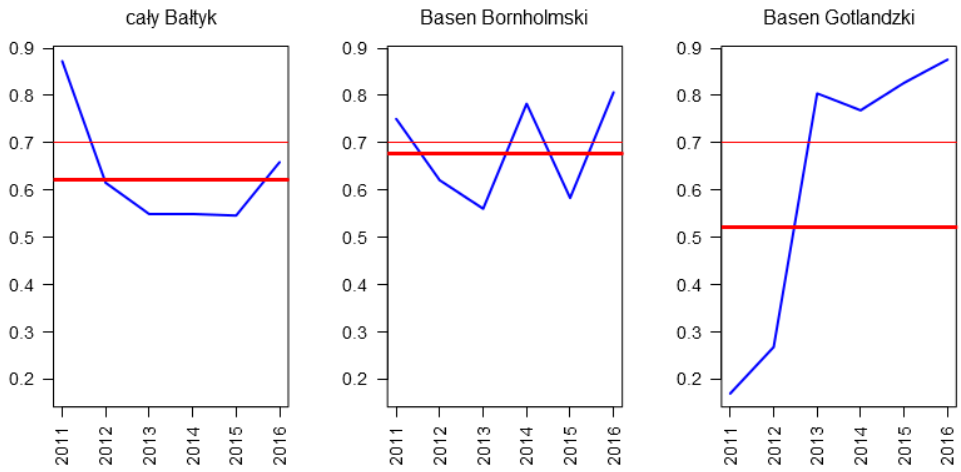
Ostrygojad w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,284), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźnika odpowiednio 0,719 oraz 0,964). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.43. Roczne wskaźniki liczebności ostrygojada (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Szablodziób *Recurvirostra avosetta*

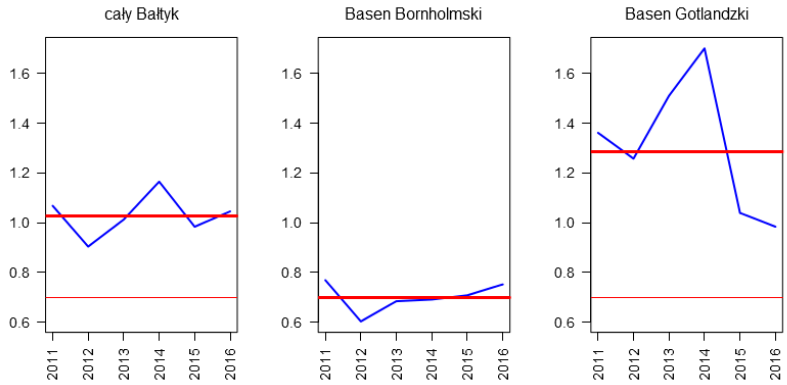
Szablodziób w latach 2011-2016 nie osiągnął dobrego stanu środowiskowego (GES) ani w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,623), ani w obrębie Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźnika odpowiednio 0,677 oraz 0,523). Lęgi tego gatunku stwierdzane są na polskim wybrzeżu Bałtyku wyjątkowo. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.44. Roczne wskaźniki liczebności szablodzioba (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*

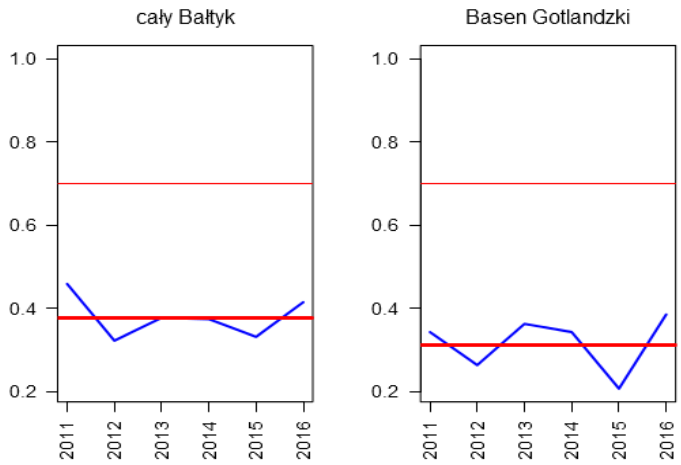
Sieweczka obrożna w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,027) i w Basenie Gotlandzkim (wartość wskaźnika 1,285), natomiast nie osiągnęła go w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,699). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.45. Roczne wskaźniki liczebności sieweczki obrożnej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona lini) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Kamusznik *Arenaria interpres*

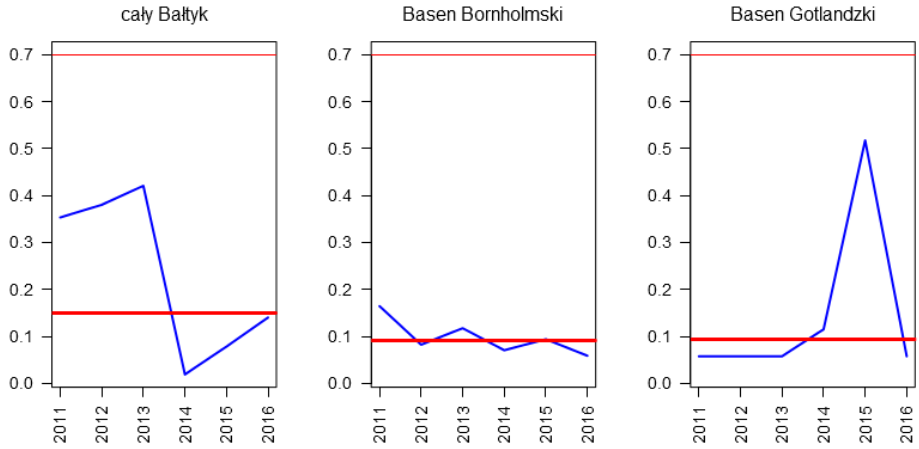
Kamusznik w latach 2011-2016 nie osiągnął dobrego stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,377) oraz w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,31). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność. Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.46. Roczne wskaźniki liczebności kamusznika (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Biegus zmienny *Calidris alpina*

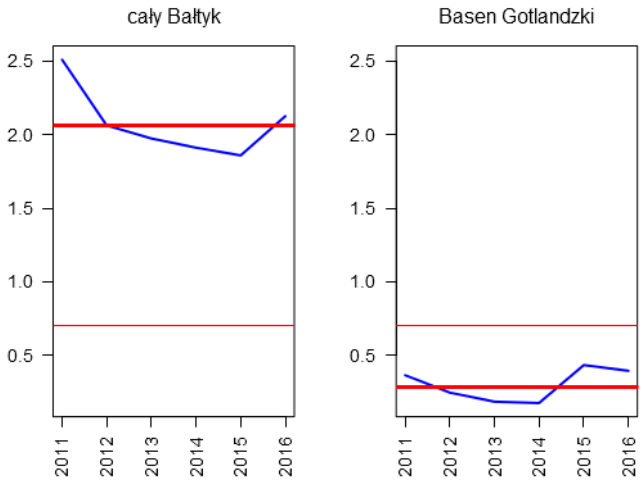
Biegus zmienny w latach 2011-2016 nie osiągnął dobrego stanu środowiska (GES) ani w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,151), ani w obrębie Basenu Bornholmskiego ani Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika odpowiednio 0,092 oraz 0,093). Obecnie gatunek ten najprawdopodobniej nie odbywa już lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku (wyniki programu MBZ). W Polsce jest objęty corocznym monitoringiem w ramach PMŚ.



Rys. 2.1.47. Roczne wskaźniki liczebności biegusa zmiennego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Nurnik *Cepphus grylle*

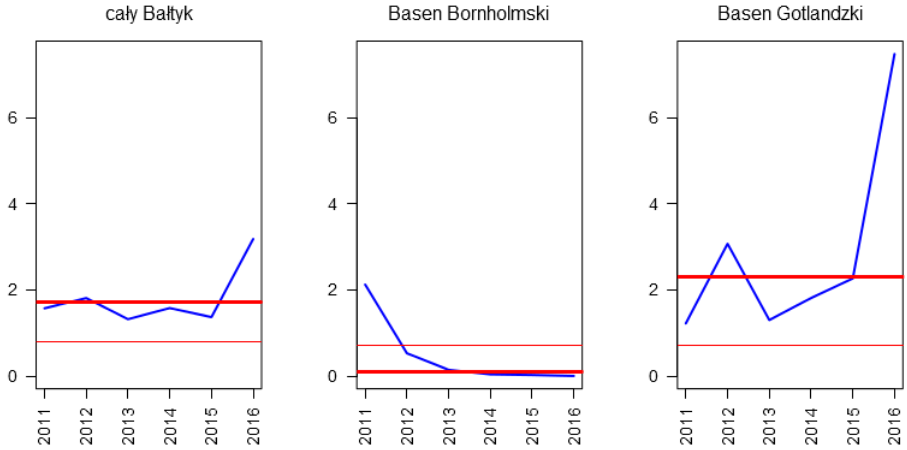
Nurnik w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,063), nie osiągnął go jednak w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,284). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność. Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.48. Roczne wskaźniki liczebności nurnika (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Nurzyk *Uria aalge*

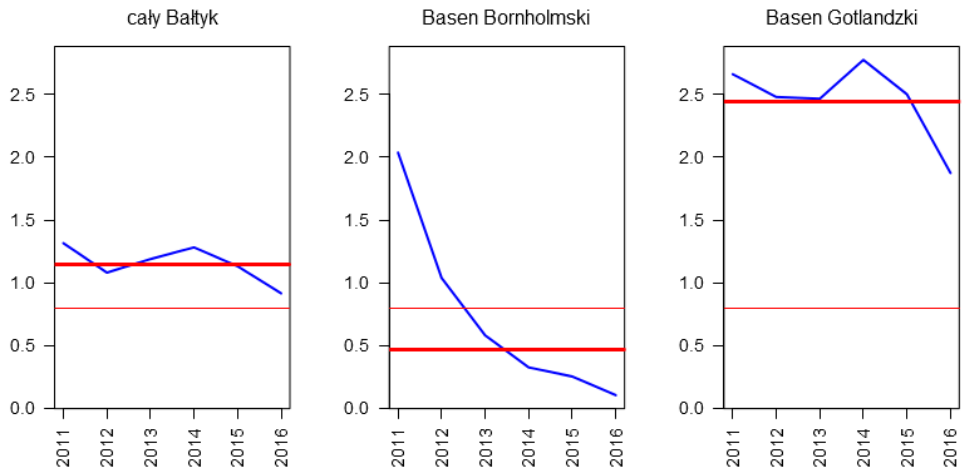
Nurzyk w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,721) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 2,306), nie osiągnął go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,088). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.49. Roczne wskaźniki liczebności nurzyka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu (cienka czerwona linia, gatunek składający 1 jajo więc równa 0,8) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Alka *Alca torda*

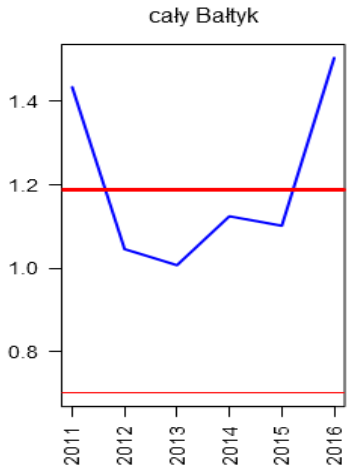
Alka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,143) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 2,442), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,465). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.50. Roczne wskaźniki liczebności alki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu (cienka czerwona linia, gatunek składający 1 jajo więc równa 0,8) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Wydrzyk ostrosterny *Stercorarius parasiticus*

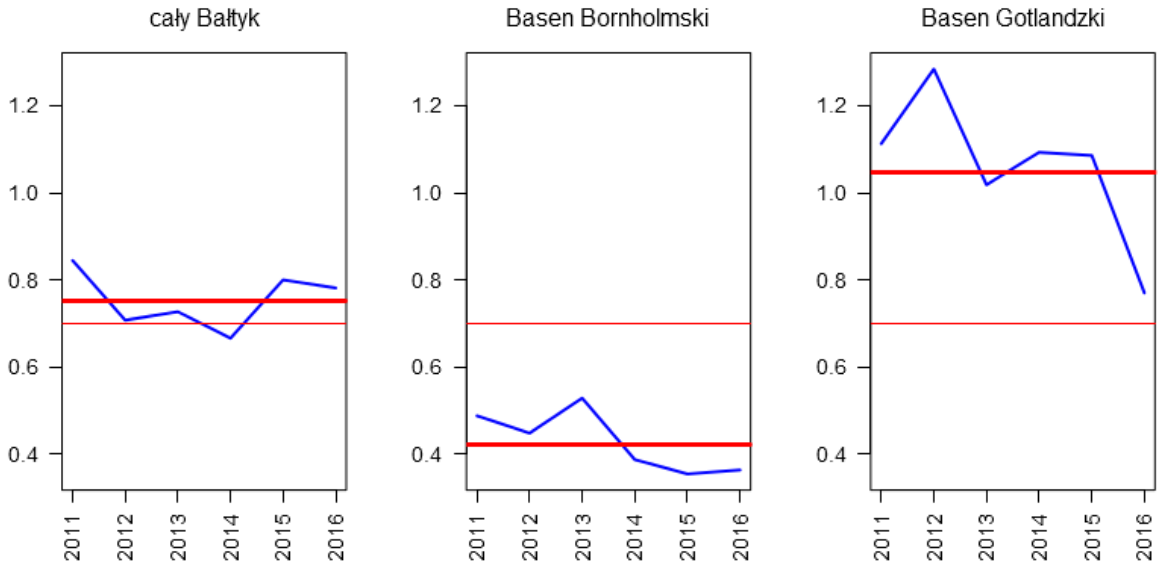
Wydrzyk ostrosterny nie odbywa lęgów w Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim, nie podlega więc tu ocenie. W latach 2011-2016 gatunek ten osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,188).



Rys. 2.1.51. Roczne wskaźniki liczebności wydrzyka ostrosternego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Mewa siwa *Larus canus*

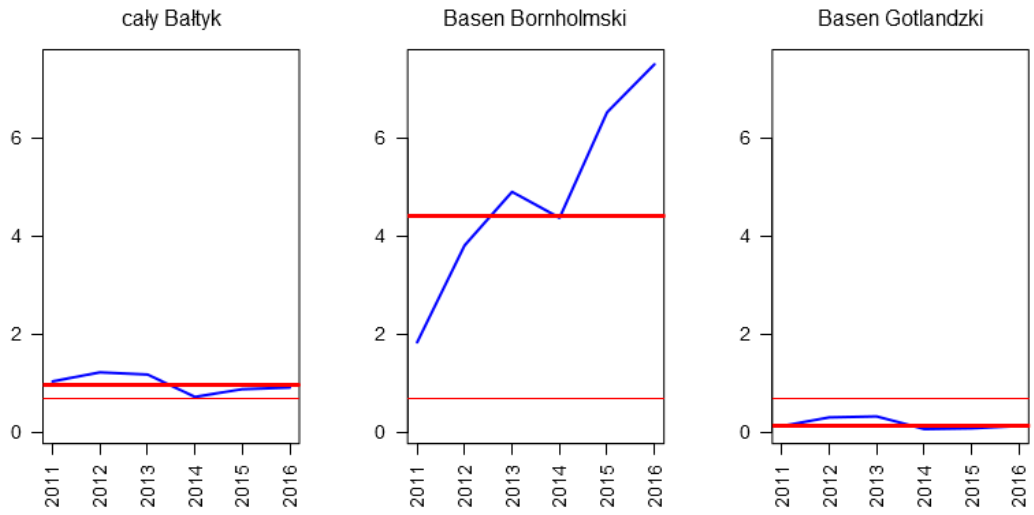
Mewa siwa w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,752) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,049), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,423). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, nie jest objęty aktualnie monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.52. Roczne wskaźniki liczebności mewy siwej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Mewa żółtonoga *Larus fuscus*

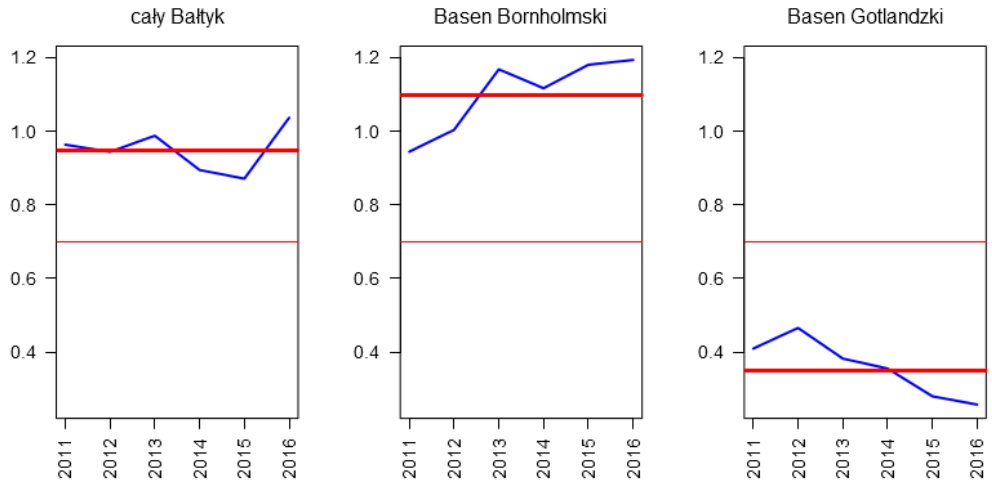
Mewa żółtonoga w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,973) i Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 4,401), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,141). Gatunek ten bardzo rzadko odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, i jako taki nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.53. Roczne wskaźniki liczebności mewy żółtonogiej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Mewa srebrzysta *Larus argentatus*

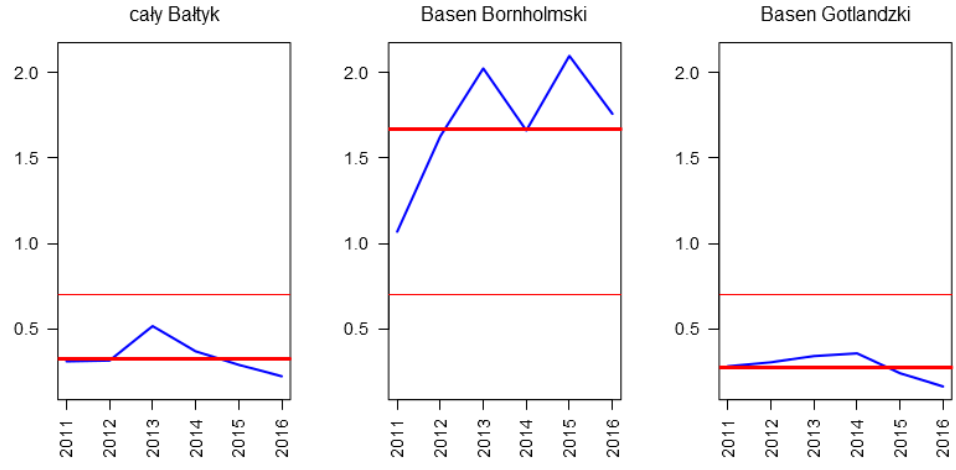
Mewa srebrzysta w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,948) i Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,097), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,351). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest obecnie objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.54. Roczne wskaźniki liczebności mewy srebrzystej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Mewa siodłata *Larus marinus*

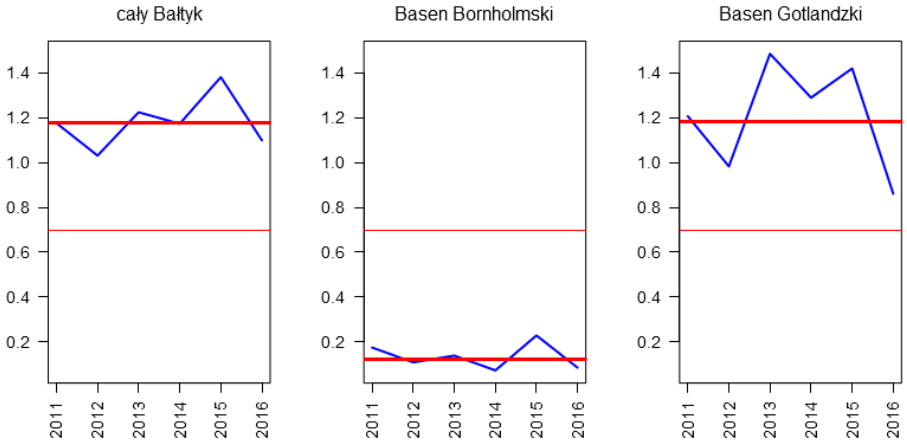
Mewa siodłata w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) jedynie w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,669), nie osiągnęła go w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,327) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,273). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.55. Roczne wskaźniki liczebności mewy siodłatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rybitwa wielkodzioba *Hydroprogne caspia*

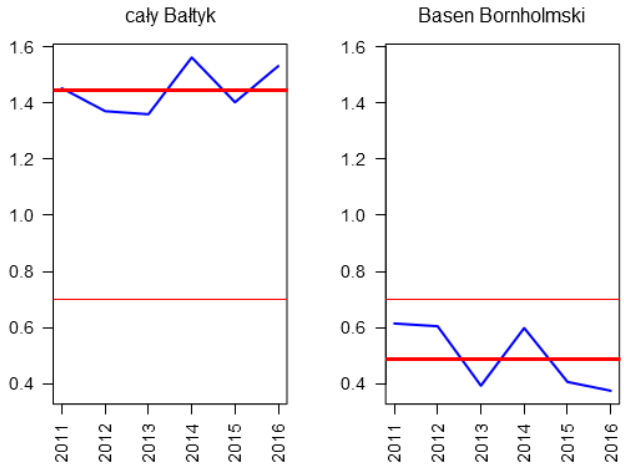
Rybitwa wielkodzioba w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,176) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,186), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,124). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.56. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy wielkodziobej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis*

Rybitwa czubata w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,445), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,486). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność. Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku i od 2015 r. jest monitorowany w ramach PMŚ.

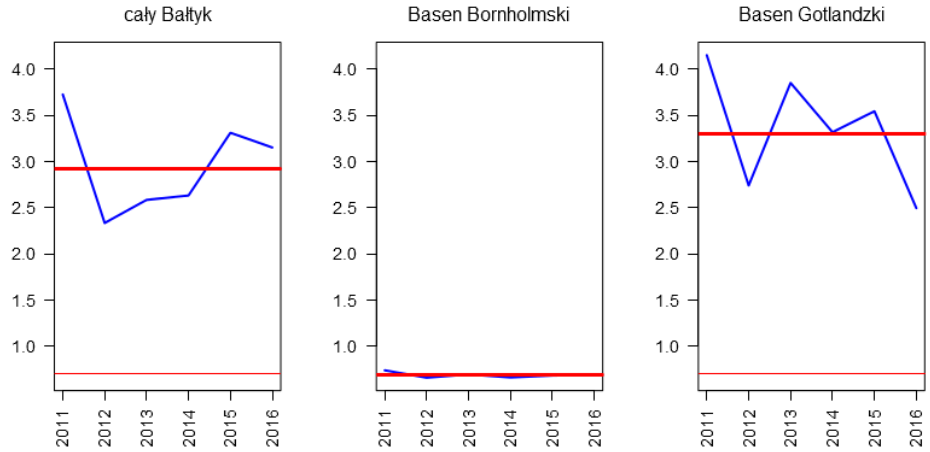


Rys. 2.1.57. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy czubatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*

Rybitwa rzeczna w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,919) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika

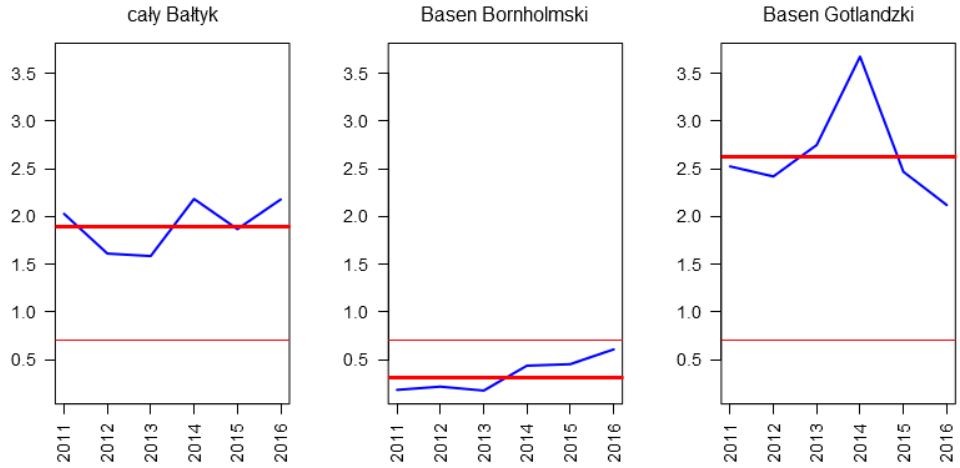
3,298), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,307). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest wciąż objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.58. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy rzecznej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rybitwa popielata *Sterna paradisea*

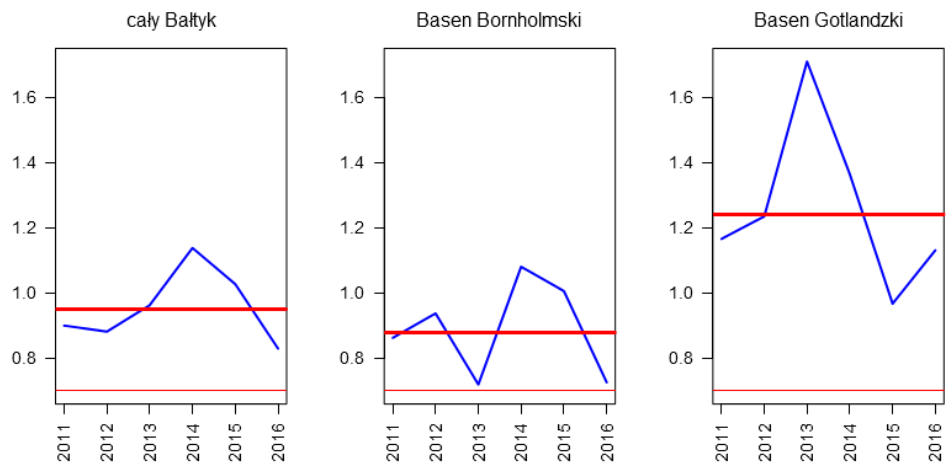
Rybitwa popielata w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,894) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 2,62), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wskaźnik 0,307). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.59. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy popielatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*

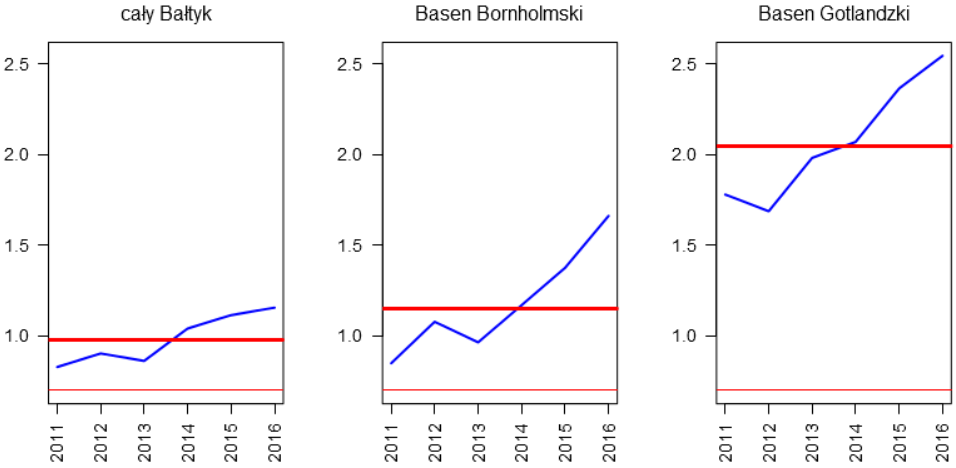
Rybitwa białoczelna w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,977), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego ioraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźników odpowiednio 0,878 i 1,242). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest obecnie objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.60. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy białoczelnej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Kormoran *Phalacrocorax carbo*

Kormoran w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,977), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźników odpowiednio 1,154 i 2,05). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane z lat 2015 i 2016 dla Polski pochodzą z Monitoringu Kormorana w PMŚ.



Rys. 2.1.61. Roczne wskaźniki liczebności kormorana (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

W Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych znalazł się poniżej dobrego stanu środowiska. Stan GES osiągnęło w tych obszarach odpowiednio 50% i 59% gatunków (progowa wartość to 75%). Zły stan środowiska stwierdzono również dla wyszczególnionych grup funkcyjnych, oprócz ptaków roślinożernych (*grazing feeders)* w Basenie Bornholmskim oraz gatunków pelagicznych (*pelagic feeders)* w Basenie Gotlandzkim.

W obszarze całego Bałtyku jedynie 5 gatunków nie osiągnęło dobrego stanu środowiska. Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych wskazuje więc na dobry stan ptaków tej grupy,

gdyż 83% gatunków osiągnęło GES (próg 75%, Tabela 2.1.26). Podobna sytuacja miała miejsce wśród pięciu wydzielonych grup funkcyjnych, wśród których cztery osiągnęły dobry stan: ptaki zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders)*, gatunki pelagiczne (*pelagic feeders)*, bentosowe (*benthic feeders*) oraz roślinożerne (*grazing feeders)*. Jedynie ptaki brodzące (*wading feeders*) znalazły się poniżej granicy GES.

Tabela 2.1.26. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków lęgowych w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rodzaj wskaźnika	Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
wszystkie gatunki	0,83	0,50	0,59
benthic feeders	0,75	0,50	0,33
grazing feeders	1,00	1,00	0,67
pelagic feeders	1,00	0,50	0,86
surface feeders	0,90	0,44	0,63
wading feeders	0,50	0,40	0,33

Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość ≥0,75), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz Tabela 2.1.20.

Zintegrowan ocena ptaków wodnych

Zintegrowaną ocenę dla ptaków wodnych dla lat 2011-2016 dokonano w oparciu o wyżej opisane wyniki wskaźników zmian liczebności w sezonie lęgowym i w okresie zimowania w dwóch obszarach: w Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim. W obu obszarach do zintegrowanej oceny trafiły wyniki dla 35 gatunków, przy czym skład gatunkowy pomiędzy basenami był różny, co wynikało z różnego rozmieszczenia gatunków w Basenie Morza Bałtyckiego. Ocenę przeprowadzono w dwóch etapach. W pierwszym etapie dokonano integracji danych pochodzących ze wskaźników liczebności ptaków wodnych w okresie lęgowym i zimowania metodą OOAO (Tabela 2.1.27 i Tabela 2.1.28). W drugim etapie dokonano oceny dla wszystkich ptaków wodnych oraz dla 5 grup funkcyjnych w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim metodą proporcjonalności zaproponowaną przez HELCOM (dobry stan w grupie można określić jeśli uzyskało go więcej niż 75% gatunków). Ostateczne wyniki zawiera tabela 2.1.27.

Tabela 2.1.27. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Bornholmskim za lata 2011-2016. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz Tabela 2.1.20. Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	Zintegrowana ocena
edredon *Somateria mollissima*	*benthic*	-	GES	GES
gągoł *Bucephala clangula*	*benthic*	GES	-	GES
głowienka *Aythya ferina*	*benthic*	subGES	-	subGES
czernica *Aythya fuligula*	*benthic*	GES	subGES	subGES
ogorzałka *Aythya marila*	*benthic*	GES	-	GES

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	Zintegrowana ocena
łabędź niemy *Cygnus olor*	*grazing*	GES	GES	GES
łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus*	*grazing*	subGES	-	subGES
łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*	*grazing*	GES	-	GES
gęgawa *Anser anser*	*grazing*	-	GES	GES
świstun *Mareca penelope*	*grazing*	GES	-	GES
krzyżówka *Anas platyrhynchos*	*grazing*	GES	-	GES
rożeniec *Anas acuta*	*grazing*	GES	-	GES
łyska *Fulica atra*	*grazing*	GES	-	GES
bielaczek *Mergellus albellus*	*pelagic*	GES	-	GES
nurogęś *Mergus merganser*	*pelagic*	GES	GES	GES
szlachar *Mergus serrator*	*pelagic*	GES	subGES	subGES
perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	*pelagic*	GES	GES	GES
alka *Alca torda*	*pelagic*	-	subGES	subGES
nurzyk *Uria aalge*	*pelagic*	-	subGES	subGES
kormoran *Phalacrocorax carbo*	*pelagic*	GES	GES	GES
mewa siwa *Larus canus*	*surface*	-	subGES	subGES
mewa żółtonoga *Larus fuscus*	*surface*	-	GES	GES
mewa srebrzysta *Larus argentatus*	*surface*	-	GES	GES
mewa siodłata *Larus marinus*	*surface*	GES	GES	GES
rybitwa wielkodzioba *Hydroprogne caspia*	*surface*	-	subGES	subGES
rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis*	*surface*	-	subGES	subGES
rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*	*surface*	-	subGES	subGES
rybitwa popielata *Sterna paradisaea*	*surface*	-	subGES	subGES
rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*	*surface*	-	GES	GES
ohar *Tadorna tadorna*	*wading*	-	GES	GES
cyraneczka *Anas crecca*	*wading*	GES	-	GES
ostrygojad *Haematopus ostralegus*	*wading*	-	GES	GES
szablodziób *Recurvirostra avosetta*	*wading*	-	subGES	subGES
sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*	*wading*	-	subGES	subGES
biegus zmienny *Calidris alpina*	*wading*	-	subGES	subGES

Tabela 2.1.28. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Gotlandzkim za lata 2011-2016. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz Tabela 2.1.20. Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	Zintegrowana ocena
edredon *Somateria mollissima*	*benthic*	-	subGES	subGES
uhla *Melanitta fusca*	*benthic*	-	subGES	subGES
gągoł *Bucephala clangula*	*benthic*	GES	-	GES

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	Zintegrowana ocena
głowienka *Aythya ferina*	*benthic*	subGES	-	subGES
czernica *Aythya fuligula*	*benthic*	GES	GES	GES
ogorzałka *Aythya marila*	*benthic*	GES	-	GES
łabędź niemy *Cygnus olor*	*grazing*	GES	GES	GES
łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*	*grazing*	GES	-	GES
bernikla białolica *Branta leucopsis*	*grazing*	-	subGES	subGES
gęgawa *Anser anser*	*grazing*	-	GES	GES
krzyżówka *Anas platyrhynchos*	*grazing*	GES	-	GES
łyska *Fulica atra*	*grazing*	subGES	-	subGES
bielaczek *Mergellus albellus*	*pelagic*	GES	-	GES
nurogęś *Mergus merganser*	*pelagic*	GES	GES	GES
szlachar *Mergus serrator*	*pelagic*	GES	GES	GES
perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	*pelagic*	GES	GES	GES
nurnik *Cepphus grylle*	*pelagic*	-	subGES	subGES
alka *Alca torda*	*pelagic*	-	GES	GES
nurzyk *Uria aalge*	*pelagic*	-	GES	GES
kormoran *Phalacrocorax carbo*	*pelagic*	GES	GES	GES
śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*	*surface*	GES	-	GES
mewa siwa *Larus canus*	*surface*	subGES	GES	subGES
mewa żółtonoga *Larus fuscus*	*surface*	-	subGES	subGES
mewa srebrzysta *Larus argentatus*	*surface*	GES	subGES	subGES
mewa siodłata *Larus marinus*	*surface*	GES	subGES	subGES
rybitwa wielkodzioba *Hydroprogne caspia*	*surface*	-	GES	GES
rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*	*surface*	-	GES	GES
rybitwa popielata *Sterna paradisaea*	*surface*	-	GES	GES
rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*	*surface*	-	GES	GES
ohar *Tadorna tadorna*	*wading*	-	subGES	subGES
ostrygojad *Haematopus ostralegus*	*wading*	-	GES	GES
szablodziób *Recurvirostra avosetta*	*wading*	-	subGES	subGES
sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*	*wading*	-	GES	GES
kamusznik *Arenaria interpres*	*wading*	-	subGES	subGES
biegus zmienny *Calidris alpina*	*wading*	-	subGES	subGES

Całe ugrupowanie ptaków wodnych nie osiągnęło dobrego stanu środowiska na wodach grupy Bornholmskiej i Gotlandzkiej. W Basenie Bornholmskim dobry stan osiągnęły jedynie ptaki brodzące (grazing feeders), natomiast w Basenie Gotlandzkim GES uzyskały gatunki pelagiczne (pelagic feeders).

Tabela 2.1.29. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim dla 5 wyróżnionych grup funkcyjnych za lata 2011-2016. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz Tabela 2.1.20.

Region	Grupa funkcyjna	Ocena
Basen Bornholmski	*wszystkie gatunki*	60%
	benthic feeders	60%
	grazing feeders	88%
	pelagic feeders	57%
	surface feeders	44%
	wading feeders	50%
Basen Gotlandzki	*wszystkie gatunki*	60%
	benthic feeders	50%
	grazing feeders	67%
	pelagic feeders	88%
	surface feeders	56%
	wading feeders	33%

Ocena produktywności bielika w latach 2011-2016

W latach 2011-2016 wszystkie trzy analizowane parametry reprodukcji bielika znajdowały się powyżej wartości granicznej dobrego stanu:

1) sukces lęgowy wynosił 59% (wartość progowa GES to 59%);
2) produktywność (liczba piskląt na zajęte gniazdo) wynosiła 1,07 (wartość progowa to 0,97);
3) liczba młodych na parę z sukcesem wynosiła 1,81 (wartość progowa 1,64).

Wszystkie trzy parametry osiągnęły dobry stan, w związku z tym ocena końcowa wskaźnika produktywności bielika również znalazła się powyżej granicy dobrego stanu (GES).

Tabela 2.1.30. Parametry reprodukcji bielika (*Haliaeetus albicilla*) w pasie 10 km do linii brzegowej Bałtyku w Polsce w poszczególnych latach w okresie 2011-2016 oraz wartości średnie trzech parametrów podlegających ocenie w całym analizowanym okresie (źródło danych PMŚ).

Rok	Liczba gniazd z określonym wynikiem lęgu	Proporcja gniazd z kontrolą wnętrza	Sukces lęgowy	Produktywność	Liczba piskląt
2011	8	0%	88%	-	-
2012	6	17%	67%	1,33	2,00
2013	5	20%	100%	1,00	1,00
2014	27	19%	67%	1,20	1,80
2015	79	42%	61%	1,10	1,81
2016	69	58%	48%	0,88	1,84
2011-2016	194	41%	59%	1,07	1,81

Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość ≥0,75), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Dane z lat 2011-2014 pochodzą z Komitetu Ochrony Orłów, a dane z lat 2015 i 2016 z Monitoringu Produktywności Bielika (GIOŚ). W 2011 r. nie przeprowadzano kontroli wnętrza gniazda, stąd możliwe było obliczenie jedynie sukcesu lęgowego.

Wiarygodność oceny

Ocenę wiarygodności oceny przedstawia Tabela 2.1.31.

Tabela 2.1.31. Ocena wiarygodności oceny wskaźników *Liczebność ptaków zimujących* i *Liczebność ptaków lęgowych* oraz *Produktywność bielika* w latach 2011-2016.

Składowe wiarygodności	Wskaźnik *„Liczebność ptaków zimujących”*	Wskaźnik *„Liczebność ptaków lęgowych”*	Wskaźnik *„Produktywność bielika”*
Wiarygodność czasowa	1	1	1
Wiarygodność przestrzenna	0	0,5	1
Wiarygodność klasyfikacji	1	1	1
Wiarygodność metodyki	0,5	0,5	1
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,63	0,75	1
Ocena wiarygodności dla obszaru oceny (WO) –2011-2016	0,79 – status wiarygodności: wysoki		

Oceny wiarygodności oceny liczebności zimujących ptaków morskich były obniżone przede wszystkim przez fakt, iż w przyjętych przez HELCOM wydzieleniach przestrzennych tylko część państw wykonywała liczenia ptaków na otwartym morzu. Polska wyróżniała się na tym tle korzystnie, wykonując corocznie liczenia zimujących ptaków morskich zarówno w strefie bezpośrednio przylegającej do wybrzeża, jak i w strefie odległej od wybrzeża (*offshore*, z jednostek pływających), ale ocena całościowa musi uwzględniać fakt, że w innych rejonach Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego liczenia z jednostek pływających nie były wykonywane. Dodatkowo, część zimujących gatunków występowała w liczebnościach na tyle niskich, że uniemożliwiających wiarygodną ocenę wskaźników składowych.

Wiarygodność oceny liczebności ptaków lęgowych była wyższa niż ptaków zimujących, ale część gatunków składowych nie była liczona na całości obszarów objętych oceną, obniżając reprezentatywność przestrzenną i stanowiąc odstępstwo od przyjętej metodyki.

Wskaźnik produktywności bielika dotyczył wyłącznie obszaru Polski i był oceniany jako wiarygodny.

Planując monitoring ptaków dla potrzeb ocen stanu wód morskich w najbliższej przyszłości należy wziąć pod uwagę niepełną liczbę gatunków lęgowych, dla których zbierane są obecnie dane w granicach Polski. Na obszarze wybrzeża nie jest prowadzony stały monitoring liczebności lęgowej sieweczki obrożnej, ostrygojada, rybitwy rzecznej, rybitwy białoczelnej, mewy srebrzystej, mewy siwej, łabędzia niemego, gęgawy, ohara, nurogęsi, czernicy i perkoza dwuczubego. Dla części z tych gatunków liczenia populacji gniazdującej w strefie wybrzeża są bardzo trudne logistycznie, z uwagi na wysoką liczebność lub trudno dostępne siedliska. Dla kilku gatunków z tej grupy możliwe jest jednak uzyskanie wiarygodnych ocen liczebności na obszarze uwzględnianym w opracowaniu przy relatywnie niskich kosztach prac (ostrygojad, sieweczka obrożna, rybitwa rzeczna, rybitwa białoczelna, ohar).

Sugerowane przez grupy eksperckie rozszerzenie wskaźników stanu populacji ptaków lęgowych poprzez uwzględnienie wyników zrealizowanej rozrodczości (B3; ICES 2015) jest dla dużej większości gatunków praktycznie niewykonalne, z uwagi na ogromną pracochłonność i wysokie wymagania metodyczne związane z uzyskaniem wiarygodnych oszacowań. Dodatkowo, pozyskiwanie tego typu danych w dużej skali przestrzennej może stanowić czynnik zagrożenia dla udatności lęgów. W konsekwencji, sugeruje się, by w najbliższej przyszłości monitoring nie obejmował wskaźników sukcesu lęgowego ptaków siewkowych i blaszkodziobych.

Porównanie z poprzednim okresem raportowania

Wskaźniki liczebności ptaków zimujących przedstawione we wstępnej ocenie stanu środowiska polskich wód morskich (GIOŚ 2014) odnosiły się do innych wydzieleń geograficznych niż przyjęte w niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich i obejmowały jedynie 3 spośród 22 gatunków ptaków ocenianych w obecnej aktualizacji wstępnej oceny. W konsekwencji, porównywanie tych wskaźników jest bezzasadne. Wskaźniki liczebności lęgowych gatunków ptaków nie były w ogóle oceniane we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich. Wskaźniki produktywności bielika przedstawione we wstępnej ocenie dotyczyły innego okresu sprawozdawczego oraz innej strefy odległości od brzegu morskiego (do 15 km). W obecnej aktualizacji strefa ta obejmuje pas o szerokości 10 km, co uniemożliwia bezpośrednie porównania wartości. Biorąc powyższe pod uwagę należy odnotować, że sukces lęgowy bielika w latach 2005-2009 był wyższy (73%) niż w latach 2011-2016 (59%), natomiast produktywność była niższa (0,99) niż obecnie (1,07). Podobnie, liczba piskląt przypadająca na parę z sukcesem lęgowym była w poprzednim okresie sprawozdawczym niższa (1,37) niż w latach 2011-2016 (1,81). Bezpośrednie porównywanie tych wskaźników jest jednak niezasadne z uwagi na to, że liczba piskląt i produktywność były w poprzedniej dekadzie zaniżane z powodu braku bezpośrednich kontroli zawartości gniazda.

Ryby

Do oceny stanu ryb wykorzystano dwa wskaźniki krajowe – Indeks wielkich ryb LFI1 oraz Indeks stanu ichtiofauny SI (Tabela 2.1.32).

Tabela 2.1.32. Wskaźniki zastosowane w ocenie krajowej (2011-2016) w „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności" w POM uwzględniające ichtiofaunę.

Element ekosystemu	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
Ichtiofauna	D1 - Bioróżnorodność	D1C3	D4C3	Właściwości demograficzne populacji	Indeks wielkich ryb (LFI1)
		D1C2*	D4C1*	Liczebność populacji	Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych
		D1C3*			

** Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych został opracowany na potrzeby RDW.*

Indeks LFI1 odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, obserwowanych w połowach badawczych, realizujących zadania związane z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS). Indeks LFI1 spełnia kryteria dla cech D1C3 i D4C3 (Tabela 2.1.32) określone w decyzji 2017/848. Indeks LFI1 dobrze rozwinięty dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego.

Pierwotnie **Indeks stanu ichtiofauny SI** dla wód przejściowych powstał na potrzeby oceny stanu ekologicznego według RDW. Waktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wykorzystany został on również w kontekście RDSM.

Elementy ekosystemu

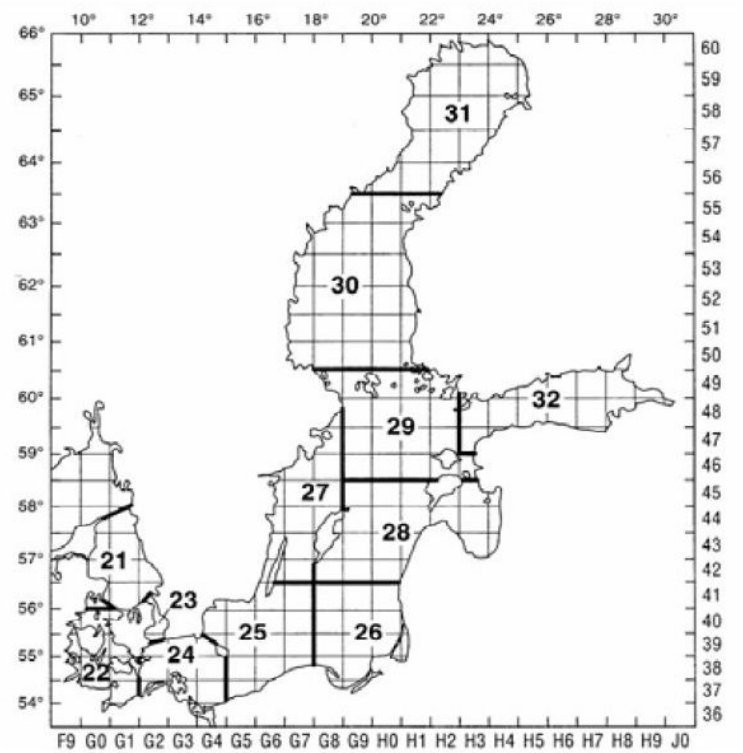
Dla Bałtyku indeks LFI1 obejmuje jedynie zbiorowość ryb dennych z wyłączeniem ryb pelagicznych, uwzględniając 5 gatunków: (dorsz, witlinek, stornia, gładzica, skarp). Natomiast Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych uwzględnia szereg gatunków ryb występujących w poszczególnych JCWP.

Obszary oceny

Indeks wielkich ryb LFI1

Zgodnie z systemem przyjętym przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES), obszar Morza Bałtyckiego został podzielony na 12 podobszarów (*ICES Subdivisions,* Rys. 2.1.62). Poszczególne części Bałtyku oznaczone zostały następującymi numerami: SD 21 – Kattegat, SD 22 i 23 – Cieśniny Duńskie, SD 24-29 – Bałtyk Właściwy, SD 30 i 31 – Zatoka Botnicka oraz SD 32 – Zatoka Fińska. POM obejmują część podobszarów 24, 25 i 26.

Ocena dla wskaźnika LFI1 dokonywana jest dla podobszarów ICES 25 i 26 w POM.



Rys. 2.1.62. Podział Morza Bałtyckiego na podobszary przyjęty przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES).

Tabela 2.1.33. Obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ichtiofauny (cecha D1) dla wskaźnika LFI1 w (POM).

Lp.	Nazwa obszaru oceny (podakwen M. Bałtyckiego) w POM	Kod obszaru oceny	Oceniany element ekosystemu
1.	Podobszar ICES 25	SD 25	Ichtiofauna
2.	Podobszar ICES 26	SD 26	Ichtiofauna

Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

W latach 2011-2016 w POM w obrębie JCWP zaliczanych do typu wód przejściowych, prowadzony był monitoring ryb zgodny z opracowanym Programem monitoringu diagnostycznego ichtiofauny. Prace te obejmowały połowy w 9 JCWP: Ujście Dziwny, Ujście Świny, Ujście Wisły Przekop, Zalew Kamieński, Zalew Pucki, Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska Wewnętrzna oraz Zatoka Pucka Zewnętrzna (Tabela 2.1.34). Ichtiofauna Zalewu Kamieńskiego, Ujścia Dziwny oraz Ujścia Świny poddawana była monitoringowi biologicznemu tylko w trakcie pierwszych, pilotażowych prac badawczych w 2011 r. Z powodu ograniczonej liczby obserwacji (jeden rok) dla trzech wyżej wymienionych JCWP nie przeprowadzono oceny za okres 2011-2016.

Tabela 2.1.34. Jednolite części wód przejściowych Polski.

Lp.	Kod jednolitej części wód	Nazwa jednolitych części wód	Powierzchnia [km^2]
1.	PLTW_I_WB_1	Zalew Wiślany*	365,8
2.	PLTW_IV_WB_4	Zatoka Gdańska Wewnętrzna*	710,5
3.	PLTW_III_WB_3	Zatoka Pucka Zewnętrzna*	285,8
4.	PLTW_II_WB_2	Zalew Pucki*	110,9
5.	PLTW_V_WB_5	Ujście Wisły Przekop*	64,8
6.	PLTW_I_WB_8	Zalew Szczeciński*	466,7
7.	PLTW_I_WB_9	Zalew Kamieński	43,6
8.	PLTW_V_WB_6	Ujście Dziwny	2,4
9.	PLTW_V_WB_7	Ujście Świny	10,5

*Przeprowadzono ocenę ichtiofauny za okres 2011-2016.

Wskaźniki

Indeks wielkich ryb LFI1

Indeks wielkich ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb[2]. Wyrażany jest w jednostce CPUE (połów na jednostkę nakładu połowowego). Wskaźnik LFI1 uznany został za wskaźnik podstawowy (*core indicator*) w opracowaniach HELCOM CORESET II. Dotychczasowe badania nad indeksem LFI1 dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Rybołówstwo, mające bezpośredni wpływ na strukturę zbiorowisk ryb, może prowadzić do zwiększenia relatywnej liczebności małych osobników i obniżenia średniej długości ryb, zmieniając tym samym wartości wskaźnika LFI1.

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

Na wartość indeksu mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura lub koncentracje substancji biogennych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI1 a presją połowową, zastosowana zostanie wyznaczona w 2011 r. granica pomiędzy subGES a GES.

Użyte w 2011 r. (na etapie rozwoju i testowania wskaźnika) dane pochodziły z rejsów dennych zrealizowanych w ramach międzynarodowego programu BITS z 1 kwartału danego roku kalendarzowego. Do obliczenia wartości wskaźnika w okresie dwunastoletnim (2000-2008 oraz 2009-2011) w polskiej strefie połowowej użyto danych z bazy DATRAS oraz własnej bazy utworzonej na potrzeby projektu. Oprócz danych polskich, użyto również danych z rejsów duńskich, które pochodziły z połowów w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej. Do obliczeń wykorzystano dane z 476 polskich oraz 261 duńskich punktów poboru prób ichtiofauny. Ze względu na niekompletność informacji o przyłowie wszystkich dennych gatunków, brak jest możliwości użycia danych sprzed 2000 r. do szacowania wskaźnika LFI1.

[2] Pojęcie „duże ryby" oznacza ryby powyżej długości całkowitej (*longitudo totalis*) określonej specyficznie dla każdego obszaru. W przypadku POM „duże ryby" to osobniki powyżej 30 cm l.t.

W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskiego wybrzeża, dokonuje się oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza (odpowiadającej podobszarowi ICES 26) i zachodniej części (odpowiadającej podobszarowi ICES 25). Kalkulacja wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24, nie została opracowana, ponieważ nie ma możliwości oceny stanu tamtejszego zespołu ryb na podstawie wyników pochodzących jedynie z leżącego w granicach POM małego wycinka podobszaru 24 (dominujący w powyższych obliczeniach dorsz, bytujący w podobszarach ICES 22-24, tworzy tam odrębne stado zachodnie).

Na forum HELCOM nie wyznaczono dotychczas granic GES dla wskaźnika dużych ryb w ichtiofaunie dennej Bałtyku. Testowanie wskaźnika wykazało, że od 2008 r. wartość indeksu wzrastała, co świadczyło o wzrastającym udziale ryb dużych. Tendencje te obserwowano zarówno dla dorsza, jak i dla pozostałych gatunków dennych Bałtyku. Wzrost wartości wskaźnika LFI1 wykazano w okresie, gdy zaczęto redukować połowy dorsza, co skutkowało zmniejszaniem śmiertelności połowowej tego gatunku.

W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, wielkości indeksu LFI1 w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) odpowiadać będą stanowi subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód otwartych, prezentować będzie poziom GES.

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w latach 2011 - 2016 przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska morskiego – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES.

Podobszar ICES 25

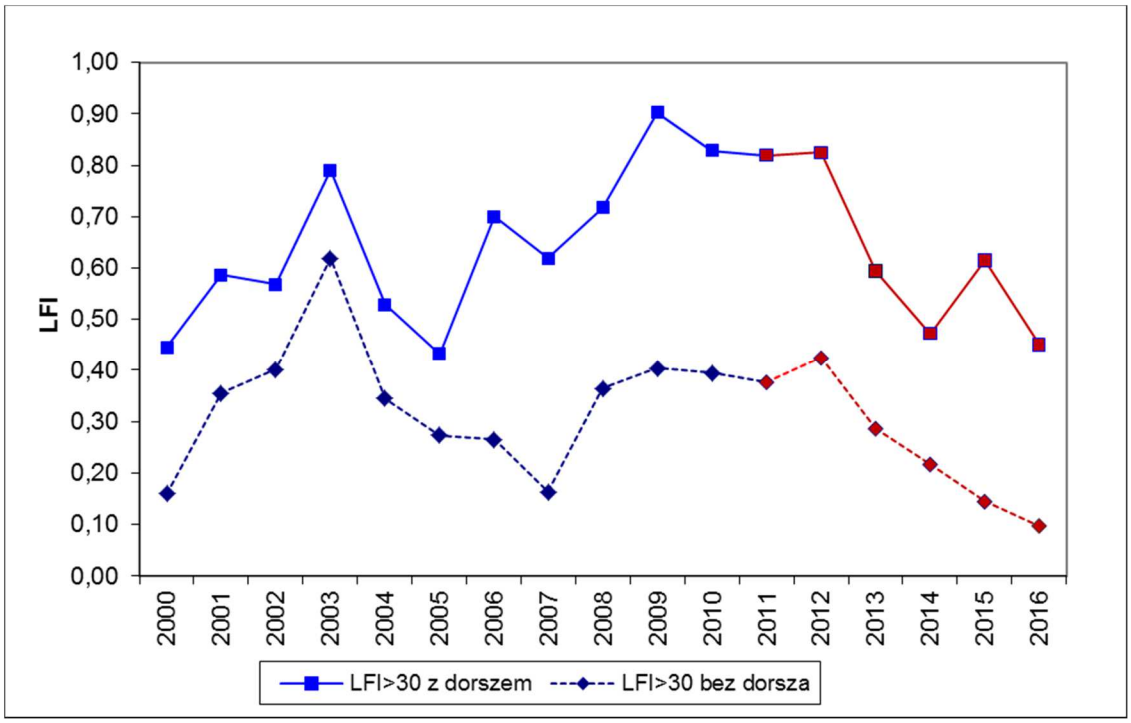
Wartość wskaźnika LFI1 w latach 2009-2011 wyniosła 0,85 (SD=0,05), i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (*threshold value*) wyznaczono na poziomie 0,8.

Wartość LFI1 w 2011 r. była wysoka i osiągnęła poziom wyższy (0,82) niż wartość progowa, która dla tego obszaru wynosi 0,8. W 2012 r. utrzymywała się na tym samym poziomie. W 2013 r. wynosiła już tylko 0,59, w kolejnym roku spadła, rok później znowu wzrosła, aby ponownie spaść w 2016 r. do wartości 0,45. Wartość wskaźnika LFI1 dla gatunków dennych z wyłączeniem dorsza najpierw wzrosła od wartości 0,38 w 2011 r. do 0,42 w 2012 r., a następnie spadła do rekordowo niskiej wartości 0,10. Oznacza to, że udział biomasy ryb płaskich w populacji, głównie storni, większych niż 30 cm znacząco się zmniejszył (Rys. 2.1.63).

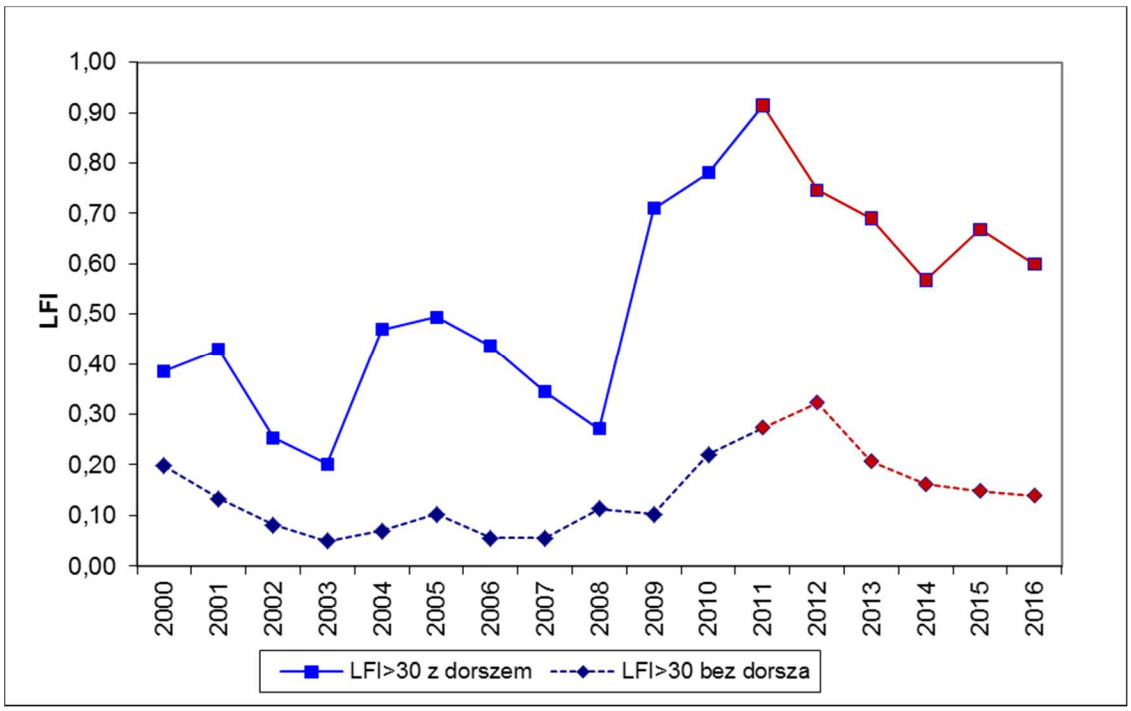
Podobszar ICES 26

Wartość wskaźnika LFI1 w latach 2009-2011 wyniosła 0,80 (SD=0,10), i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (*threshold value*) wyznaczono na poziomie 0,7.

W 2011 r. wartość wskaźnika LFI1 była znacznie wyższa od wyznaczonej wartości progowej (0,7). W 2012 r. nastąpił jej spadek, ale nadal była wyższa niż wartość progowa. W 2013 r. osiągnęła poziom poniżej wartości progowej. W kolejnym roku wynosiła już tylko 0,47. W 2015 r. nastąpił jej ponowny wzrost do wartości 0,67, a więc bliskiej wartości progowej, a w kolejnym roku spadek do wartości 0,6. Wartość wskaźnika LFI1 dla gatunków dennych z wyłączeniem dorsza począwszy od 2011 r. najpierw rosła – do poziomu 0,32 w 2012 r. - a następnie malała i w 2016 r. osiągnęła wartość 0,14 (Rys. 2.1.64).



Rys. 2.1.63. Zmiany wartości wskaźnika LFI1 (liczonego z uwzględnieniem dorsza i bez) w latach 2000-2010 oraz w latach 2011-2016 (oznaczono kolorem czerwonym) w podobszarze ICES 25.



Rys. 2.1.64. Zmiany wartości wskaźnika LFI1 (liczonego z uwzględnieniem dorsza i bez) w latach 2000-2010 oraz w latach 2011-2016 (oznaczono kolorem czerwonym) w podobszarze ICES 26.

Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

Do oceny stanu ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb sformułowany został indeks stanu ichtiofauny (SI). Indeks wyliczany jest na podstawie szeregu wskaźników cząstkowych, wskazanych dla każdej JCWP.

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

1) skład gatunkowy;
2) liczebność gatunków lub grup gatunków kluczowych;
3) struktura wielkościowa gatunku lub gatunków kluczowych;
4) struktura wiekowa gatunku lub gatunków kluczowych.

Ocenę stanu i potencjału ekologicznego poddanych monitoringowi JCWP wykonano w oparciu o metodykę przedstawioną w „Przewodniku metodycznym do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji wód przejściowych", sporządzonym w ramach realizacji zadania „Monitoring ichtiofauny w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych" w latach 2010-2012, biorąc pod uwagę wskaźniki odnoszące się do danych połowowych z okresu letniego (w roku 2014, 2015 i 2016, zgodnie z zaleceniami HELCOM, połowy badawcze odbywały się tylko w okresie letnim). Do końcowej oceny wykorzystano zestaw wskaźników cząstkowych, uwzględniających zakres niezbędnych danych ustalonych wymogami RDW i prawa polskiego. Dla prawidłowej interpretacji wyników, w nawiasach podano nazwy skrótowe poszczególnych wskaźników cząstkowych:

1) liczba gatunków stwierdzonych w połowach o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności połowu w sezonie letnim (**Liczba gatunków**);
2) średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: okonia w połowach w sezonie letnim (**CPUE okoń**);
3) średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: stornia, w połowach w sezonie letnim (**CPUE stornia**);
4) średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb drapieżnych w połowach w sezonie letnim (**CPUE drapieżniki**);
5) średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb dużych (o długości powyżej 30 cm l.t) w połowach w sezonie letnim (**CPUE duże ryby**);
6) średni udział okoni w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach w sezonie letnim **(% okoń >3**);
7) średni udział okoni w wieku powyżej 2 grupy wieku w połowach w sezonie letnim **(% okoń >2**).

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

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

gdzie:

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

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

Referencyjna wartość wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) dla wszystkich JCWP w latach 2011-2016 została określona jako SI=5. Jednocześnie stanowi ona maksymalną wartość jaką może uzyskać indeks stanu ichtiofauny SI obliczany w oparciu o wyskalowane wskaźniki cząstkowe. W celu dokonania końcowej oceny stanu jakości środowiska wodnego w oparciu o elementy ichtiofauny, posłużono się zakresami wartości wskaźnika ichtiofauny (SI) oraz odpowiadającym im wartościom wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) przedstawionym w poniższej tabeli (Tabela 2.1.35).

Tabela 2.1.35. Zakresy wartości indeksu SI i EQR dla poszczególnych ocen stanu ekologicznego wód przejściowych lub potencjału ekologicznego wód silnie zmienionych.

Ocena stanu ekologicznego	Ocena potencjału ekologicznego	Zakres wartości SI	Zakres wartości EQR
Bardzo dobry	Maksymalny	4,4-5	0,88- 1,0
Dobry	Dobry	3,4-4,3	0,68-0,87
Umiarkowany	Umiarkowany	2,4-3,3	0,48-0,67
Słaby	Słaby	1,4-2,3	0,28-0,47
Zły	Zły	1-1,3	Mniej niż 0,28

Należy mieć na uwadze fakt, iż ze względu na brak długiej serii danych monitoringowych, odnoszących się do ichtiofauny wód przejściowych, stosowane obecnie granice klas poszczególnych wskaźników cząstkowych są propozycją wstępną i podczas kolejnych lat badań powinny zostać zweryfikowane.

„Zintegrowana ocena bioróżnorodności - ryby"

Indeks wielkich ryb LFI1

W przypadku wskaźnika LFI1, w ciągu sześciu lat na całym badanym obszarze wód otwartych stan wód określony na podstawie indeksu LFI1 stopniowo się pogarszał. Z analizy indeksu LFI1 wynika, że biomasa dorszy większych niż 30 cm w okresie sześcioletnim stopniowo się zmniejszała. Wskaźnik LFI1 początkowo wskazywał na dobry stan środowiska, ale już od 2013 r. spadł poniżej wartości progowej. W rozpatrywanym okresie zmniejszył się udział biomasy dużych ryb płaskich. Pod koniec tego okresu w 2016 r. nastąpił spadek udziału biomasy dużych dorszy w populacji w obu podobszarach ICES. Wskazuje to na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb.

Zgodnie z powyższym opisem stan środowiska wód morskich w odniesieniu do wskaźnika LFI1 oceniono jako subGES (Tabela 2.1.36, Rys. 2.1.69).

Tabela 2.1.36. Ocena według wskaźnika LFI1 dla podobszarów ICES 25 i 26 w poszczególnych latach.

Podobszar ICES	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Ocena łączna za okres 2011-2016
Otwarte morze - część wschodnia (ICES 26)	GES	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES
Otwarte morze - część zachodnia (ICES 25)	GES	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES

Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

Zmiany wartości wskaźników cząstkowych zaprezentowane zostały w formie wykresu liniowego (Rys. 2.1.65). Tendencją, która daje się zauważyć we wszystkich jednolitych częściach wód do 2015 r. jest spadek liczebności drapieżników oraz spadek liczebności okonia w połowach. Jednak, wyniki monitoringu ichtiofauny przeprowadzonego w 2016 r. w obszarze Zalewu Puckiego, Zalewu Wiślanego i Zatoki Puckiej Zewnętrznej wskazują na nieznaczny wzrost

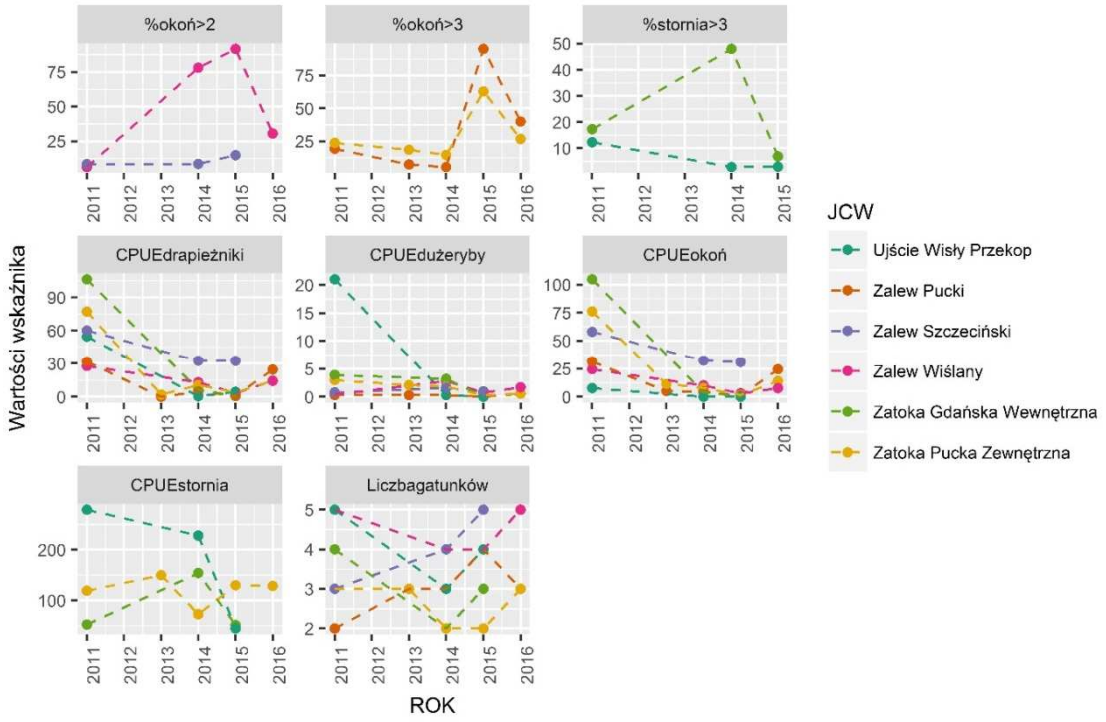
liczebności drapieżników i okonia. W ocenianym okresie w obrębie JCWP Ujście Wisły Przekop odnotowano spadek liczebności dużych ryb, związany ze specyficznymi warunkami hydrologicznymi obserwowanymi w obrębie stanowisk monitoringowych w trakcie realizacji połowów. W zaciągach trałowych wykonanych w Ujściu Wisły Przekop w latach 2014 i 2015 dominowały ryby pelagiczne (śledź, szprot, stynka), zaś liczebność dużych ryb (w tym dużych ryb drapieżnych) była niska. Podobnie liczebność storni na stanowiskach zlokalizowanych w Ujściu Wisły Przekop była niska w porównaniu do lat wcześniejszych.

Do 2015 r. obserwowano również spadek liczebności dużych ryb w Zalewie Wiślanym, Zalewie Puckim i Zatoce Puckiej Zewnętrznej. Wartości tego wskaźnika dla wymienionych jednolitych części wód wzrosła nieznacznie w 2016 r. W latach 2014 i 2015 w połowach monitoringowych zrealizowanych na Zalewie Wiślanym odnotowana została silna grupa okoni, należących do grup wieku powyżej 2. Wartość tego wskaźnika na Zalewie Wiślanym w 2016 r. zmalała w stosunku do roku 2015. Podobnie, w roku 2015 wysoki udział okonia, należącego do grup wieku powyżej 3 obserwowano na Zalewie Puckim oraz Zatoce Puckiej Zewnętrznej. Liczba gatunków o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności całego połowu w analizowanym okresie nie wykazuje znaczących trendów i waha się w granicach od 2 do 5.

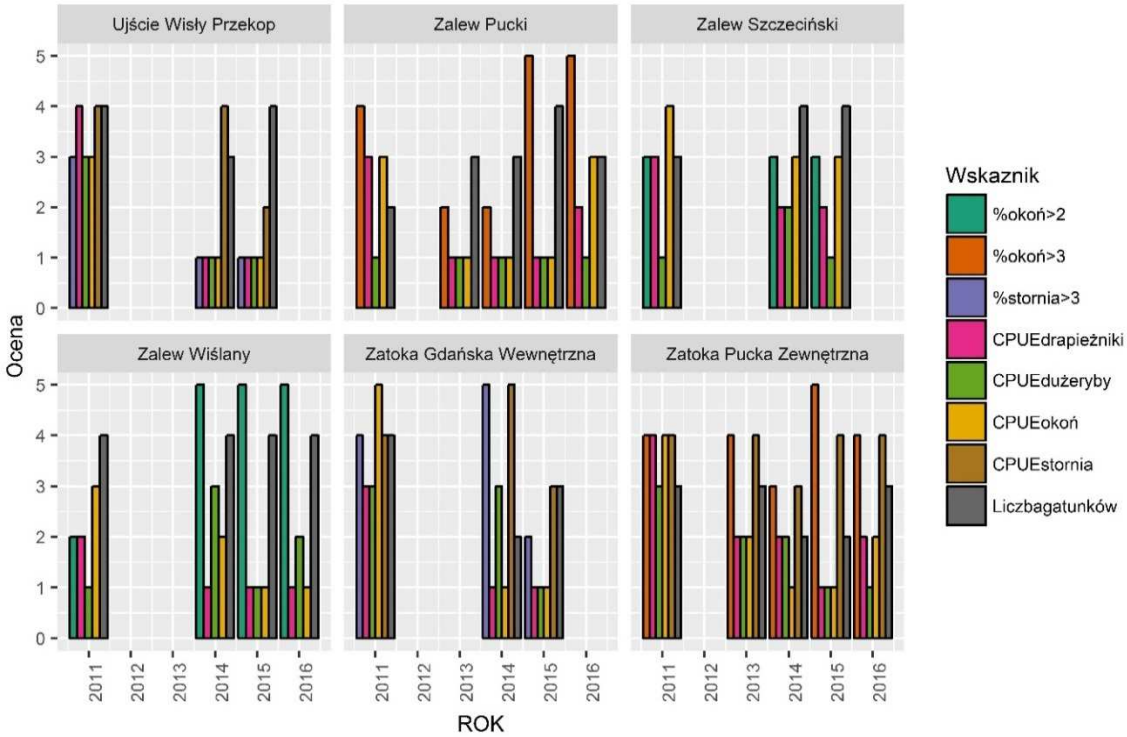
Należy mieć na uwadze, że obserwowane zmiany wartości wskaźników mogą mieć charakter krótkich (kilkuletnich) fluktuacji, związanych z naturalną dynamiką populacji ryb występujących w wodach przejściowych. Zatem, przewidywanie długoterminowych istotnych trendów w zakresie struktury i funkcjonowania ichtiofauny na bazie ograniczonych danych wydaje się niemożliwe.

Wartości prezentowanych wskaźników cząstkowych w latach 2011-2016 odzwierciedlone zostały w postaci ocen cząstkowych indeksu stanu ichtiofauny (SI) w obrębie monitorowanych JCWP (Rys. 2.1.66). Zmiany ocen cząstkowych z kolei miały znaczenie w kontekście ostatecznej wartość indeksu SI (Rys. 2.1.67) oraz oceny stanu wód przejściowych opartej o występujące tam zbiorowiska ryb. W latach 2011-2015 zaobserwowano spadek wartości indeksu SI w obrębie większości jednolitych części wód. Był on szczególnie widoczny w przypadku Ujścia Wisły Przekop, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej. Wartość indeksu wzrastała w latach 2013-2016 w przypadku Zalewu Puckiego. Obliczona na podstawie danych z 2016 r. wartość indeksu SI wzrosła w odniesieniu do 2015 r. również dla Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego.

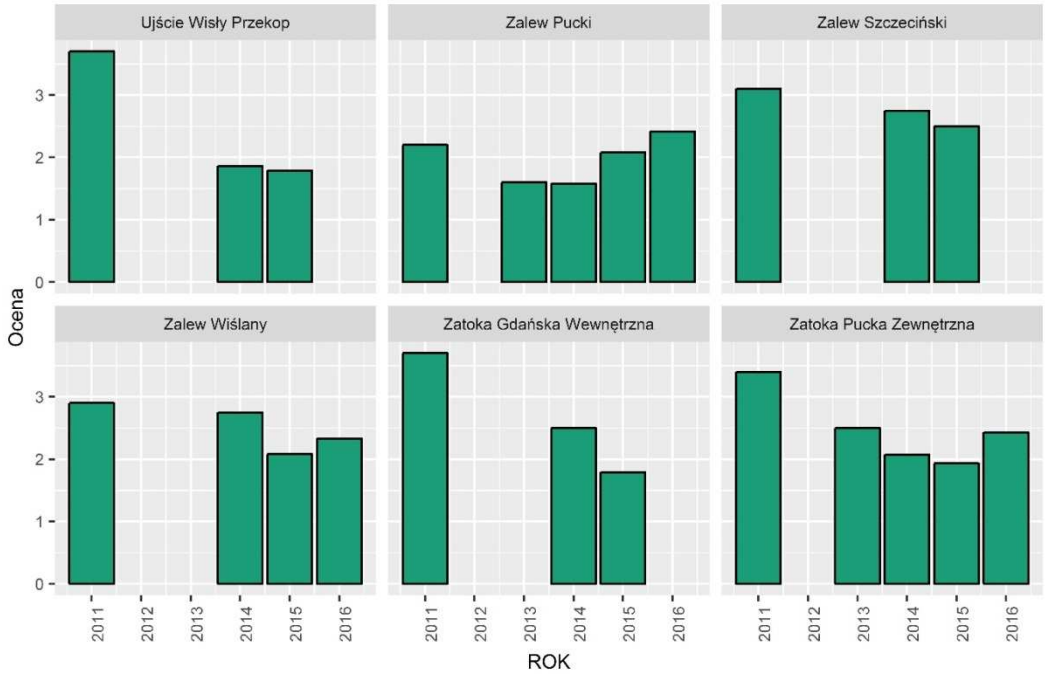
W badaniach ichtiologicznych istnieje niepewność wyników związana z wysoką mobilnością ryb i ich behawiorem, a także trudnościami w dostosowaniu metodyki badawczej do zróżnicowanych warunków środowiskowych. Nie zaleca się jednoznacznej interpretacji przedstawionych wyników jako dowodów na pogorszenie stanu ekologicznego omawianych jednolitych części wód. Konieczne jest uzyskanie odpowiedniej serii danych, umożliwiających przetestowanie używanych metod oceny stanu ekologicznego w skali czasowej oraz prześledzenie długotrwałych zmian zachodzących w środowisku. Prezentowane wyniki powinny być rozpatrywane w zestawieniu ze wskaźnikami opartymi o pozostałe elementy biologiczne, wykorzystywane do oceny stanu ekologicznego ekosystemów wodnych.



Rys. 2.1.65. Zmiany wartości wybranych wskaźników cząstkowych w ramach indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód (źródło danych PMŚ).



Rys. 2.1.66. Zmiany oceny wybranych wskaźników cząstkowych w ramach indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód (źródło danych PMŚ).



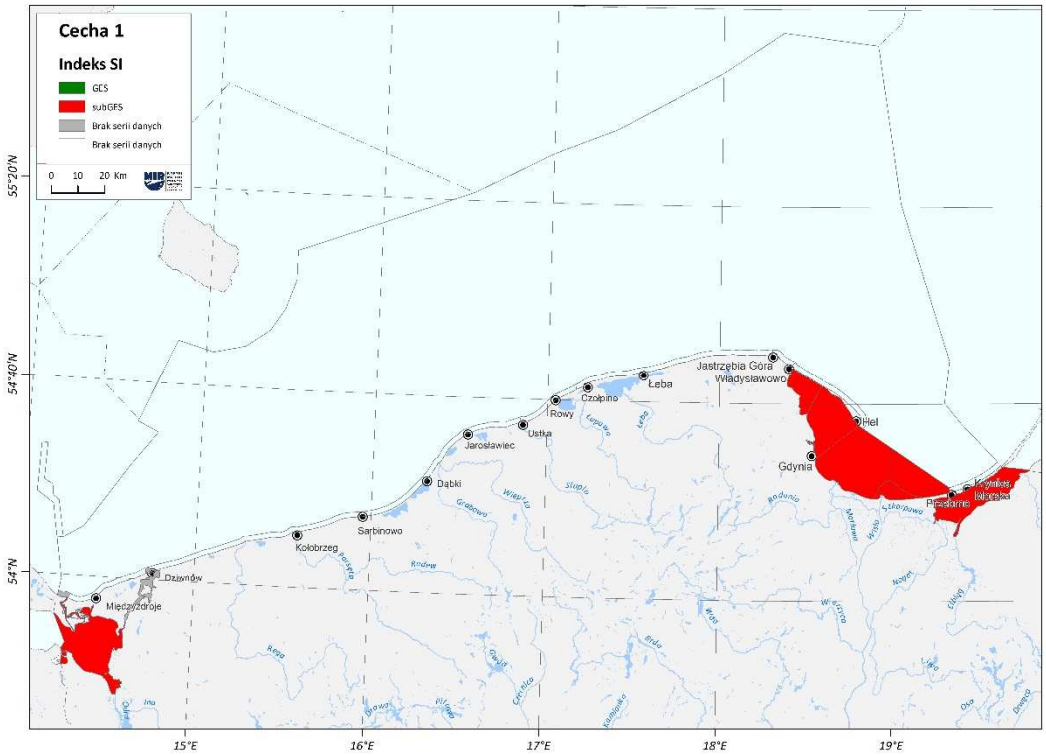
Rys. 2.1.67. Zmiany wartości indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód (źródło danych PMŚ).

Ocena stanu ekologicznego na podstawie ichtiofauny w latach 2011-2016 dla jednolitych części wód przejściowych dokonana została z uwzględnieniem zasady „one-out-all-out". Oznacza to, że w ocenie końcowej za lata 2011-2016 wzięto pod uwagę najniższą ocenę odnotowaną w rozpatrywanym okresie (Tabela 2.1.37). Ocena na podstawie wskaźnika SI została również wykorzystana do oceny cechy D1 (założenia wskaźnika SI odpowiadają następującym kryteriom RDSM D1C2 „population abundance" i D1C3 „population demographic"). W przypadku 3 JCWP łącznej oceny nie dokonano ponieważ dostępne dane dotyczą jedynie prób zebranych w 2011 r.

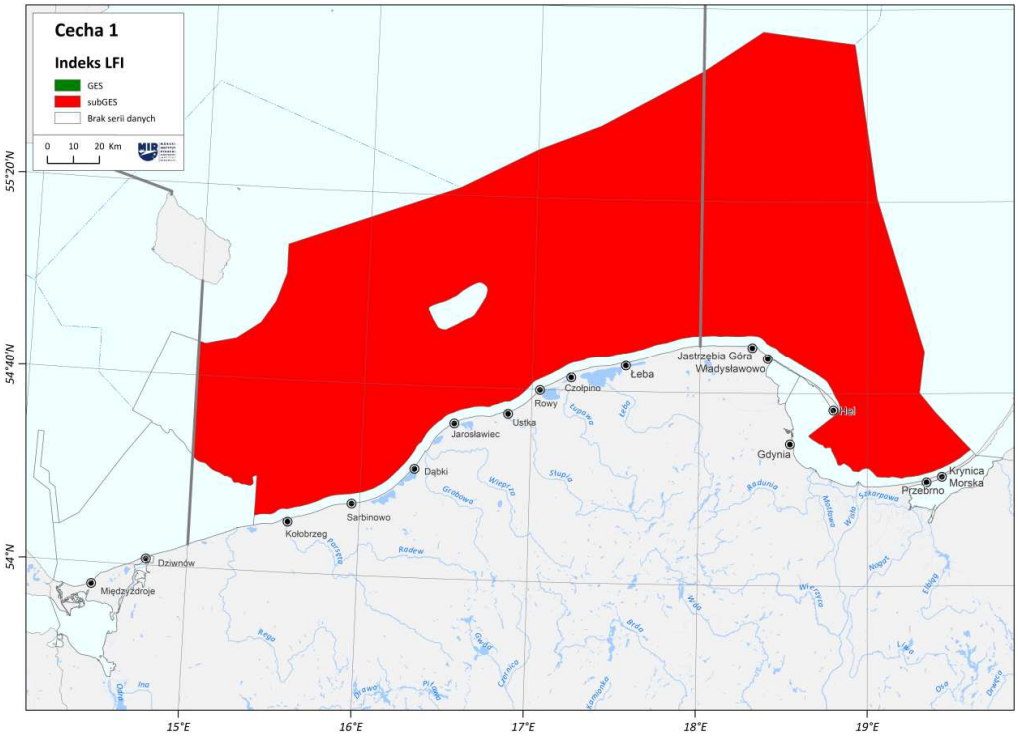
Tabela 2.1.37. Wartość indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód przejściowych w latach 2011-2016. Kolorami przedstawiona została ocena stanu ekologicznego w kolejnych latach oraz łączna ocena w latach 2011-2016: czerwony – zły, żółty – umiarkowany, zielony – dobry, biały (Bd) – brak danych, szary – brak oceny łącznej.

Nazwa jednolitej części wód	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Średnia SI z okresu 2011-2016	Ocena łączna według RDSM
Ujście Dziwny	3,6	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,60	*
Ujście Świny	3,4	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,40	*
Ujście Wisły Przekop	3,7	Bd	Bd	1,86	1,79	Bd	2,45	
Zalew Kamieński	3,0	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,00	*
Zalew Pucki	2,2	Bd	1,6	1,58	2,08	2,42	1,97	
Zalew Szczeciński	3,1	Bd	Bd	2,75	2,5	Bd	2,78	
Zalew Wiślany	2,9	Bd	Bd	2,75	2,08	2,33	2,51	
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	3,7	Bd	Bd	2,5	1,79	Bd	2,66	
Zatoka Pucka Zewnętrzna	3,4	Bd	2,5	2,07	1,93	2,43	2,47	

* W przypadku 3 JCWP łącznej oceny nie dokonano ponieważ dostępne dane dotyczą jedynie prób zebranych w 2011 r.



Rys. 2.1.68. Ocena stanu środowiska morskiego wód przejściowych według RDW w latach 2011-2016.



Rys. 2.1.69. Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie LFI1 dla ichtiofauny w latach 2011-2016.

Wiarygodność oceny

Indeks wielkich ryb LFI1

Ocena stanu środowiska wód otwartych została dokonana w oparciu o dane pochodzące z kilkunastu lat badań. W każdym roku próby były pozyskiwane z kilkudziesięciu stacji, które dosyć dobrze pokrywają podobszary ICES 25 i 26. Metody połowu ryb na stacjach co roku były takie same. Z tego względu wiarygodność oceny stanu środowiska wód otwartych w oparciu o indeks LFI1 należy uznać za wysoką.

Zastrzeżenie można mieć jedynie do przyjętych obecnie wartości progowych pomiędzy dobrym, a złym stanem środowiska. Mają one charakter tymczasowy i mogą ulec zmianie. Wtedy obecna interpretacja wyników i wynikająca z nich ocena stanu wód otwartych może ulec zmianie. Niemniej jednak nawet przy zmianie wartości progowych już teraz wyraźnie widać trend malejący wartości wskaźnika LFI1 wskazujący na pogarszanie się stanu środowiska od 2011 r.

Tabela 2.1.38. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika dla jednego obszaru oceny.

Wiarygodność obszaru oceny	LFI1	
Obszar oceny	SD25	SD26
Czasowa	1	1
Przestrzenna	1	1
Klasyfikacji	0,5*	0,5*
Metodyki	1	1
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,875	0,875

**Obniżona ocena w przypadku klasyfikacji wynika z arbitralnego przyjęcia wartości progowych.*

Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

W latach 2011-2016 połowy badawcze ukierunkowane na monitoring stanu ichtiofauny prowadzone były w 18 JCWP w obrębie POM. Większość obszarów, należących do typu wód przybrzeżnych zbadana była tylko w jednym roku (2011), zaś JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w dwóch latach (2011 i 2015). Pozostałe JCWP, należące do typu wód przejściowych, poddane były badaniom w okresie od 1 roku do 5 lat, z przerwami (Tabela 2.1.37). Zgodnie z RDSM oraz ustaleniami HELCOM (FISH-PRO II) w ocenie stanu środowiska morskiego w ramach cechy D1 zastosowanie mają dwa wskaźniki: *Abundance of coastal fish key functional groups* i *Abundance of key coastal fish species*, obejmujące kluczowe grupy funkcjonalne ryb przybrzeżnych (drapieżniki i karpiowate) oraz kluczowe gatunki ryb przybrzeżnych (stornia lub okoń). Ocena dokonywana jest osobno dla poszczególnych stanowisk monitoringu, dzięki czemu minimalizuje się wpływ warunków środowiska (np. zasolenie wód, temperatura wód) oraz narzędzi połowu na ocenę stanu. Może być ona przeprowadzona dwoma metodami, zaś wybór metody zależy od dostępności danych. Jeżeli dostępne są dostatecznie długie serie czasowe, reprezentujące wartości tych wskaźników (15 i więcej lat nieprzerwanej serii), możliwe jest wykorzystanie podstawowego podejścia opartego o porównanie aktualnych wartości wskaźników z wartościami obserwowanymi w okresie referencyjnym (tzw. „baseline approach"). Jeżeli wymagania te nie są spełnione (np. seria czasowa <15 lat), możliwe jest zastosowanie zastępczej metodyki, opartej o analizę trendu. Dlatego przeprowadzenie oceny nie jest możliwe dla danych obejmujących wyniki z jednego lub dwóch lat badań ichtiofauny dla dwóch ww. wskaźników. Z kolei, użycie krótkiej serii czasowej związane jest z niską mocą statystyczną testu z powodu małej liczby obserwacji (wartości wskaźnika w poszczególnych latach) i nie jest rekomendowane w ocenie stanu środowiska morskiego na podstawie ichtiofauny strefy przybrzeżnej. Zgodnie z założeniami

metodycznymi HELCOM FISH PRO II ocena przeprowadzona na serii danych o długości nieprzekraczającej 10 lat posiada niską wiarygodność (HELCOM, in prep.).

Biorąc pod uwagę powyższe informacje i argumenty, ocena na podstawie wskaźników HELCOM (*Abundance of coastal fish key functional groups* i *Abundance of key coastal fish species*) nie była możliwa. Do oceny cechy D1 według RDSM został wykorzystany jednak wskaźnik SI (założenia wskaźnika SI odpowiadają następującym kryteriom RDSM D1C2 „population abundance" i D1C3 „population demographic"), co pozwoliło dokonać oceny dla sześciu JCWP przejściowych (tabela 2.1.39, Rys. 2.1.68).

Tabela 2.1.39. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika SI dla jednego obszaru oceny.

Wiarygodność obszaru oceny	Ujście Wisły Przekop	Zalew Pucki	Zalew Szczeciński	Zalew Wiślany	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Zatoka Pucka Zewnętrzna
Czasowa	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Przestrzenna	1	1	1	1	1	1
Klasyfikacji	0	0	0	0	0	0
Metodyki	0	0	0	0	0	0
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375

W przypadku ichtiofauny, wiarygodność dla obszaru oceny (WO), a więc całego POM, jest średnią arytmetyczną wiarygodności wskaźników (WW). Dla wskaźnika LFI1 uzyskano wiarygodność wysoką (0,875) a w przypadku wskaźnika SI niską (0,375).

W rezultacie w ocenie bioróżnorodności dla ichtiofauny uzyskano wynik wiarygodności (WO) średni (0,625) zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w Tabela 2.1.40.

Tabela 2.1.40. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności.

Wartość średniej wiarygodności w obszarze oceny (WO)	Status wiarygodności
≥ 0,75	wysoka
0,5 – 0,74	średnia
< 0,5	niska

Siedliska bentosowe

Wskaźniki

W pierwszej wersji oceny holistycznej HELCOM HOLAS II zostały wykorzystane nie wszystkie wskaźniki, które były w ostatnich latach opracowywane przez odpowiednie grupy realizujące projekty HELCOM (HELCOM 2017a), ponieważ nadal wymagają doprecyzowania metody obliczania, wyznaczenia wartości progowych we wszystkich obszarach oceny oraz przetestowania wskaźników w oparciu o odpowiednie dane monitoringowe. Tym samym nie zostały wykorzystane w ocenie krajowej w POM.

W II ocenie holistycznej za lata 2011–2015, w raporcie „State of the Baltic Sea: The second HELCOM holistic assessment of the ecosystem health of the Baltic Sea – first version" (HELCOM 2017a), siedliska bentosowe oceniono stosując jednocześnie:

1) W wodach otwartych:

a) wskaźnik „*Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego*" – BQI ponad haloklinią, której położenie ustalono arbitralnie na głębokości około 60 m;
b) wskaźnik eutrofizacji – „*Dług tlenowy*" określający deficyt tlenu, dla strefy głębszej niż 60 m.

2) W wodach przejściowych i przybrzeżnych:
a) krajowe wskaźniki stanu makrobezkręgowców bentosowych oraz krajowe wskaźniki oceny stanu makrofitów;
b) wskaźnik eutrofizacji „*Przezroczystość wody morskiej – widzialność krążka Secchiego*";
c) wskaźnik eutrofizacji „*Tlen rozpuszczony przy dnie*".

Natomiast, w niniejszej ocenie krajowej w POM, stan siedlisk bentosowych w wodach otwartych, jak i w jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych w obszarze POM został oceniony na podstawie trzech krajowych wskaźników: B, SM_1 i ESMIz. Do oceny siedliska dna miękkiego użyto wskaźnika B określającego stan organizmów bentosowych oraz wskaźnika SM_1 określającego stan makrofitów. Ocenę stanu siedliska dna twardego oraz stanu siedliska dna mieszanego przeprowadzono tylko za pomocą wskaźnika SM_1. Stan siedliska dna miękkiego porośniętego makrofitami w zalewach: Wiślanym, Szczecińskim i Kamieńskim oceniono na podstawie wskaźnika ESMIz.

Wskaźnik SM_1 opracowano w 2009 r. (Osowiecki i in. 2009, GIOŚ 2014), szczegółowo uzasadniając jego zastosowanie w POM oraz podkreślając specyficzny charakter środowiska POM. Wskaźnik ten zastosowano do oceny wstępnej stanu środowiska polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku za lata 2005-2010 (GIOŚ 2014). Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. poz. 1187) wskaźnik ten stosowany jest do oceny stanu makrofitów w wodach przejściowych (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna) i przybrzeżnych POM. W pozostałych częściach wód przejściowych, takich jak: Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński i Zalew Kamieński stosowany jest wskaźnik ESMIz (Ciecierska i Kolada 2014, Bociąg 2016). Wskaźnik ESMIz został wdrożony do systemu klasyfikacji i ocen stanu wód przejściowych i przybrzeżnych w POM decyzją Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, zawartą w dokumencie „Wytyczne dla wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska do przeprowadzenia oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz oceny spełnienia dodatkowych wymagań dla wód stanowiących obszary ochronne" w maju 2017 r.

Koncepcja zastosowania jednego, uniwersalnego wskaźnika do oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie zoobentosu, na dnie miękkim w wodach otwartych Bałtyku dla celów II oceny holistycznej wypracowana została w wyniku realizacji projektu HELCOM CORESET II. Wybrano zmodyfikowany multimetryczny wskaźnik BQI (ang. *Benthic Quality Index*), który obecnie jest synonimem wskaźnika „*Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego*" (ang. *State of the soft-bottom macrofauna community*). Oznaczało to wyłączenie z oceny wskaźników bentosowych opracowanych w większości krajów nadbałtyckich (BQI, DKI, MarBIT, ZKI, BBI i B).

Wskaźnik podstawowy „*Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego*" – BQI nie uzyskał akceptacji wszystkich krajów bałtyckich (m.in. Danii, Niemiec i Szwecji) i nie wykorzystano go do oceny we wszystkich podakwenach wód otwartych w POM. Decyzją projektu HELCOM TAPAS wskaźnik miał mieć zastosowanie w ocenie stanu makrozoobentosu wyłącznie na stacjach o głębokości nie przekraczającej 60 m, co oznacza wyłączenie z oceny akwenów reprezentowanych przez stacje monitoringowe na głębokościach większych niż 60 m. Dla tych ostatnich obszarów zarekomendowano użycie wskaźnika zapożyczonego z oceny eutrofizacji – „*Dług tlenowy*" (ang. *Oxygen debt*). Natomiast w ocenie krajowej oceniono stan siedliska bentosowego w wodach otwartego morza wyłącznie na podstawie wskaźnika B w oparciu o dane ze stacji znajdujących się zarówno nad jak i pod haloklinią, dzięki czemu dodatkowe zastosowanie w ocenie krajowej wskaźnika „*Dług tlenowy*" jest zbędne.

W zastosowaniu wskaźnika BQI przyjęto założenie, że wrażliwości poszczególnych gatunków makrozoobentosu, które są składową algorytmu wskaźnika i w istotny sposób wpływają na wyliczoną wartość, są zależne od różnorodności biologicznej (taksonomicznej), która jest pochodną od zasolenia. W POM stwierdzenie to należy uznać za uproszczenie, gdyż różnorodność taksonomiczną i obecność gatunków wrażliwych kształtuje wiele innych czynników. Do najważniejszych zaliczyć należy czynniki będące następstwem eutrofizacji: niska jakość osadów dennych wynikająca z nadmiaru materii organicznej oraz warunki tlenowe w naddennej warstwie wody. W rejonie południowobałtyckich głębi zasolenie zwiększa się wraz ze wzrostem głębokości, a gatunków zoobentosu – w tym szczególnie wrażliwych – ubywa.

Wartości wrażliwości zostały wyznaczone przez Schiele i in. (2016 r.) dla 329 gatunków makrozoobentosu w 19 podjednostkach geograficznych Bałtyku, uwzględniając różnice zasolenia, głębokości oraz narzędzia poboru próbek. Nie wyznaczono wartości progowych wskaźnika dla podakwenów w granicach POM, tj. Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego, a dla Wschodniego Basenu Gotlandzkiego wartość progowa została wyznaczona wstępnie. Stan siedlisk bentosowych w wodach otwartych POM w II ocenie holistycznej (HELCOM 2017a), tj. Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego został oceniony jedynie przy użyciu wskaźnika „*Dług tlenowy*", ponieważ dla tych podakwenów nie zostały wyznaczone wartości progowe dobrego stanu środowiska dla BQI.

Wybór zestawu wskaźników zastosowanych w raporcie II oceny holistycznej (HELCOM 2017a) dla oceny stanu siedlisk bentosowych w wodach przybrzeżnych i przejściowych jest dyskusyjny. Proponowane przez zespół ekspercki projektu BalticBOOST i SPICE wskaźniki: „*Tlen rozpuszczony przy dnie*" oraz „*Przezroczystość wody morskiej – Widzialność krążka Secchi'ego*" nie zostaną wykorzystane w ocenie krajowej stanu siedlisk bentosowych. Wskaźniki te stanowią obiektywne narzędzie do określenia stanu siedlisk pelagicznych, jednak ich wykorzystanie do oceny siedlisk dna morskiego i bentosu budzi merytoryczne wątpliwości.

Wskaźnik „*Przezroczystość wody morskiej – Widzialność krążka Secchi'ego*" dotyczy wyłącznie przypowierzchniowej warstwy wody (do około 6–7 m), ma więc pośredni i ograniczony związek z jakością siedlisk dna morskiego. Przezroczystość wody cechuje się naturalną zmiennością w czasie i przestrzeni (chwilowe posztormowe zmętnienie wody, intensywne spływy wód rzecznych, przemieszczające się zakwity fitoplanktonu, itp.). Zwiększone koncentracje zawiesiny i planktonu w dynamicznej, przypowierzchniowej warstwie wody – ograniczające jej przezroczystość – oddziałują na siedliska dna morskiego i zasiedlający je zoobentos w sposób, co najwyżej, pośredni.

Wskaźnik „*Tlen rozpuszczony przy dnie*" w przydennej warstwie wody należy do grupy czynników mających istotne znaczenie dla bentosu. Jednak w wodach przybrzeżnych i przejściowych tlen w naddennej warstwie wody nie jest czynnikiem limitującym stan zbiorowisk zoobentosu, gdyż płytkość akwenów umożliwia pionowe mieszanie mas wody i dobrą bezpośrednią wymianę z atmosferą, dzięki czemu w strefie przydennej nie występują deficyty tlenu. Tlen jest czynnikiem limitującym występowanie zespołów zoobentosu zasiedlającego głębsze dno, poniżej warstwy halokliny (50–60 m), gdzie w wyniku mineralizacji opadającej materii organicznej może dochodzić do wyczerpywania tlenu w przydennej warstwie wody. Wadą wskaźnika jest to, że pokazuje stan w momencie pomiaru *in situ* i nie odzwierciedla retrospektywnie skutków zmian warunków środowiskowych, które ukształtowały aktualnie występujący zespół bentosu. Przykładem może być sytuacja panująca na dnie południowobałtyckich głębi. Utrzymujący się stan hipoksji (lub anoksji) powoduje stopniową eliminację zoobentosu, jednak po wlewie natlenionych wód z Morza Północnego, chwilowy wzrost stężenia tlenu w przydennej warstwie wody sprawia, że warunki bytowania zoobentosu w momencie pomiaru tlenu mogą mieć wartości optymalne, co nie oznacza, że organizmy bentosowe będą obecne, ponieważ ponowne zasiedlenie dna nie odbywa się natychmiast po poprawie warunków tlenowych. Stan ten trwa do czasu wyczerpania tlenu w procesie mineralizacji opadającej z toni wodnej materii organicznej. Wskaźnik tlenowy bezpośrednio po wlewie natlenionych wód wykazuje dobry stan siedliska, podczas gdy wskaźniki biotyczne oceniające bezpośrednio stan bentosu mogą dawać wynik niekorzystny.

Przyjmując, że stan jakości zbiorowisk zoobentosu jest pochodną stanu jakości siedlisk dna morskiego, za najbardziej odpowiednią miarę oceny siedlisk dennych uznać należy wskaźniki biotyczne oparte na charakterystyce struktury jakościowej i ilościowej zoobentosu, z uwzględnieniem wrażliwości taksonów na czynniki presji, a nie na ocenie zestawu wybranych czynników fizyczno-chemicznych. Uzyskana wartość wskaźnika biotycznego zoobentosu odzwierciedla skumulowane skutki oddziaływania wszystkich, a nie tylko wybranych, czynników fizyczno-chemicznych. W państwach nadbałtyckich od kilkunastu lat powszechnie stosuje się wskaźniki biotyczne dedykowane bezpośrednio ocenie stanu siedlisk dennych i zasiedlających je zespołów bentosu.

Koncepcja oceny stanu siedlisk bentosowych w II ocenie holistycznej w zakresie wykorzystania wskaźnika „*Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego*" – BQI – dla wód otwartych nie została dotychczas przeanalizowana w kontekście spójności ocen dokonywanych wskaźnikami krajowymi *versus* BQI. Również pod względem merytoryczności zasad oceny proponowanym wskaźnikiem obawy budzić mogą ewentualne skutki niekonsekwencji metodycznych w stosowaniu wskaźników, z których do najważniejszych zaliczyć należy:

1) podział na wody morskie znajdujące się w domenie RDW i wody otwarte będące przedmiotem oceny w RDSM jest podziałem sztucznym, typowo administracyjnym (JCWP i podakweny HELCOM są podstawowymi jednostkami zarządzania „*basic management unit*" podlegającym odrębnym ocenom i wynikającym z niej konsekwencjom); podział ten nie uwzględnia ciągłości siedlisk dna morskiego, które zachowują te same cechy i właściwości biotyczne i fizyczno-chemiczne, mimo że zostały rozdzielone na terytorialne jednostki oceniane różnymi metodami;
2) wskaźnik BQI bazuje na innych wartościach wrażliwości gatunków zoobentosu niż wskaźniki krajowe, co może skutkować odmienną wartością oceny;
3) wartości referencyjne dla wskaźnika BQI zostały określone w odmienny sposób niż dla wskaźników krajowych, co może skutkować pojawieniem się różnic między ocenami;
4) podział na klasy jakości (wartość progowa stan dobry – GES/stan poniżej dobrego – subGES) dla wskaźnika BQI został określony w odmienny sposób niż dla wskaźników krajowych.

W II ocenie holistycznej za lata 2011–2015, w ocenie stanu siedlisk bentosowych w wodach otwartych zastosowano wskaźnik biotyczny BQI oraz wskaźnik *„Dług tlenowy*", natomiast dla potrzeb oceny krajowej użyto wskaźnika B opracowanego w Polsce na potrzeby krajowej oceny stanu ekologicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach wdrażania RDW (Osowiecki i in. 2012, rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych). Metodę tę stosuje się obecnie również w PMŚ w ocenie stanu środowiska wód otwartych na potrzeby RDSM. Wskaźnik B został przetestowany i wykorzystany do oceny stanu środowiska wód otwartych w ocenie wstępnej stanu środowiska polskich wód morskich (Osowiecki i in. 2012, GIOŚ 2014). Wskaźniki BQI i B, mimo że oparte są na tych samych kryteriach, różnią się metodyką w zakresie ich zastosowania (Tabela 2.1.41 i tTabela 2.1.42).

Tabela 2.1.41. Charakterystyka kryteriów zastosowanych w ocenie krajowej i w II ocenie holistycznej z wykorzystaniem wskaźników B i BQI.

Lp.	Kryteria	Ocena krajowa wskaźnik B	Ocena holistyczna wskaźnik BQI
1.	Zasięg terytorialny	Dno miękkie POM w całym zakresie głębokości	Dno miękkie do głębokości 60 m (średnia głębokość halokliny)
2.	Określenie stopnia wrażliwości/tolerancji taksonów (w tym gatunków obcych)	Metoda ekspercka (w oparciu o wiedzę na temat ekologii i występowania taksonów)	Kalkulacja matematyczna (indeks Hulberta)
3.	Sposób wyznaczania wartości referencyjnej	Najwyższa wartość wskaźnika w terytorialnej jednostce oceny	Mediana najwyższych 10% wartości BQI w terytorialnej jednostce zasoleniowej według Schiele i in. (2016)
4.	Metoda określania wartości progowej - granicy GES/subGES	Metoda statystyczna Jenks-Caspal (1971)	Metoda zależna od obszaru oceny: - wyznaczona metodą statystyczną lub metodą ekspercką, - wyznaczonych jako 0,6 wartość 10. percentyla (górnych 10% wszystkich wartości BQI) w terytorialnej jednostce zasoleniowej

Tabela 2.1.42. Analiza porównawcza zastosowania wskaźników B i BQI dla poszczególnych kryteriów zastosowanych w ocenie krajowej i w II ocenie holistycznej wraz z rekomendacjami.

Kryterium	Wskaźnik B	Wskaźnik BQI	Komentarz	Rekomendacja
Uzasadnienie możliwości zastosowania	Wskaźnik B był interkalibrowany w ramach typu wód przybrzeżnych BC7.	W chwili obecnej nie ma ustalonych granic stanu wskaźnika BQI dla 2 z 3 jednostek oceny w POM, w związku z czym nie ma możliwości wykorzystania wskaźnika w ocenie krajowej.		
Zasięg terytorialny	Ocena krajowa wykonana w oparciu o wskaźnik B uwzględniać będzie wszystkie wyniki PMŚ w zakresie badań makrozoobentosu zebrane w okresie oceny (lata 2011–2016), na wszystkich stacjach, na których badano zoobentos, w całym zakresie głębokości POM.	Ocena holistyczna wykonana w oparciu o wskaźnik BQI uwzględniać będzie wyniki PMŚ w zakresie badań makrozoobentosu do głębokości 60 m (średnia głębokość położenia halokliny), w wyniku czego wyłączone będą z oceny duże fragmenty dna morskiego POM, na których wykonywany jest monitoring zoobentosu i pozyskiwane są dane.	Granica głębokości zalegania halokliny, 60 m, nie jest naturalną granicą różnicującą siedliska denne pod względem charakteru, właściwości i integralności. Zastosowanie kryterium głębokości – w przypadku wskaźnika BQI – skutkuje wyeliminowaniem z oceny Basenu Bornholmskiego stacji monitoringowych zlokalizowanych na większych głębokościach, niż określona na 60 m głębokość halokliny, w tym stacji P5 (91 m) oraz stacji P3 (89–90 m), która usytuowana jest na zachodnim progu Rynny Słupskiej i której dno zasiedla zróżnicowany i cenny zespół makrozoobentosu; cyt.: „W 2015 r., podobnie jak rok wcześniej, pobrano próbki fauny dennej w rejonie Rynny Słupskiej (st. P2 oraz P3), przy czym stacja P3 zaliczana jest do obszaru Basenu Bornholmskiego, a stacja P2 do obszaru Basenu Gotlandzkiego. Uzyskane wartości wskaźnika B wskazywały na dobry (P3), a nawet bardzo dobry (P2) stan środowiska, pomimo znacznej głębokości tych stacji (P2 – 74 m; P3 – 89 m)" (Łysiak-Pastuszak i in. (red.) 2016).	Do oceny włączono dane w zakresie badań makrozoobentosu pozyskanych w PMŚ z całości obszaru POM.

Kryterium	Wskaźnik B	Wskaźnik BQI	Komentarz	Rekomendacja
			Arbitralne ustalenie głębokości halokliny na 60 m negatywnie weryfikują wyniki badań monitoringowych. Dane z PMŚ w 2012 r. (źródło: IMGW-PIB) wskazują, że: „Najbliżej powierzchni morza, na poziomie około 40 m, haloklina znajdowała się w Głębi Bornholmskiej w listopadzie, a w pozostałych okresach pomiarowych występowała na głębokości około 45 m…" (Kamińska 2013).	
Określenie stopnia wrażliwości/ tolerancji taksonów (w tym gatunków obcych)	W ocenie krajowej, wykonanej w oparciu o wskaźnik B, stopień wrażliwości/tolerancji taksonów zoobentosu na czynniki presji określono metodą oceny eksperckiej na podstawie danych literaturowych oraz wyników badań własnych nad stałością występowania taksonów w poszczególnych typach biotycznych. Gatunkom obcym/inwazyjnym nadano najniższą wartość wrażliwości.	W ocenie holistycznej wykonanej w oparciu o wskaźnik BQI stopień wrażliwości/tolerancji taksonów zoobentosu wyznacza się z wykorzystaniem indeksu Hulberta. Metoda przyznaje gatunkom oportunistycznym i inwazyjnym wysokie wartości wrażliwości. [w:] (Kownacka i Warzocha 2015): Tab. 1. kolumna „class4_all. Gatunkom typowym dla czystego, piaszczystego dna (*Cerastoderma glaucum* 4,17, *Bathyporeia pilosa* 4,77, *Pygospio elegans* 4,36) przypisano wartości wrażliwości zbliżone lub niższe niż oportunistycznym gatunkom wskaźnikowym dna zdegradowanego (*Hediste diversicolor* 4,17, *Corophium volutator* 6,41). Wysokie wartości mają również gatunki obce – inwazyjne (np.: *Marenzelleria spp*. 7,61)".	Stopień wrażliwości/tolerancji gatunków, według autorów metody opartej na wskaźniku BQI zależy od zasolenia (Schiele i in. 2016). Zatem ten sam osobnik danego gatunku, w tym samym akwenie, uzyskuje inną wartość wrażliwości wraz ze zmianą zasolenia, np. po wlewie wód słonych.	Przyjęto metodę ekspercką w określaniu wrażliwości taksonów zoobentosu. Gatunkom inwazyjnym i oportunistycznym przypisano najniższy stopień wrażliwości.

Kryterium	Wskaźnik B	Wskaźnik BQI	Komentarz	Rekomendacja
Sposób wyznaczania wartości referencyjnej	Wartość referencyjna wskaźnika B jest tożsama z najwyższą wartością wskaźnika wyliczoną w danym okresie oceny.	Ocena holistyczna wykonana w oparciu o wskaźnik BQI zakłada, że wartością referencyjną wskaźnika jest mediana najwyższych 10% wartości BQI w terytorialnej jednostce zasoleniowej według Schiele i in. (2016).	Zaproponowany w przypadku oceny wskaźnikiem BQI sposób określania wartości referencyjnej oznacza to, że około 5% najwyższych wartości wskaźnika przekroczy wartość referencyjną, a EQR (będący ilorazem wyliczonej wartości wskaźnika i wartości referencyjnej) dla tych wartości przekroczy wartość 1. Jest to sprzeczne z definicją, która określa EQR jako standaryzowaną niemianowaną wartość, będącą ułamkiem wartości referencyjnej wskaźnika, mieszczącą się w przedziale 0–1.	Wartość referencyjną określono na poziomie najwyższej wartości wskaźnika zmierzonej w okresie oceny.
Metoda określania wartości progowej - granicy GES/subGES	W ocenie krajowej wykonanej w oparciu o wskaźnik B granice liczbowe wskaźnika, określające poszczególne stany jakości ekologicznej, zgodnie z przepisami RDW, wyznaczono metodą naturalnego grupowania (natural breaks), (Jenks i Caspall 1971). Jest to metoda oparta na optymalizacji podziału danych na grupy ze względu na ich podobieństwo wewnątrz grupy i zróżnicowanie pomiędzy nimi. Wartość progową według RDSM – granicę między dobrym stanem środowiska a stanem poniżej dobrego (GES/subGES) – przyjęto na poziomie wartości granicznej między stanem dobrym a umiarkowanym definiowanym dla potrzeb oceny RDW.	W ocenie holistycznej, wykonanej w oparciu o wskaźnik BQI granicę GES/subGES wyznacza iloczyn 0,6 i wartość 10. percentyla (górnych 10% wszystkich wartości BQI) w terytorialnej jednostce zasoleniowej według Schiele i in. (2016).		W celu określenia granicy stanu GES/subGES w ocenie stanu siedlisk bentosowych zastosowano metodę naturalnego grupowania.

Przeprowadzono testowanie wskaźników B i BQI na podstawie danych PMŚ oraz wartości wskaźnika BQI wyliczonych przez ekspertów grupy HELCOM TAPAS z uwzględnieniem metodyki zastosowanej w II ocenie holistycznej, tj. wrażliwości gatunków zależnej od zasolenia w akwenach określonych przez Schiele i in. (2016), dla stacji usytuowanych ponad halokliną. Jedynymi stacjami, które spełniały powyższe kryteria w POM, i dla których wyliczono wskaźniki BQI były stacje Ł7 i Z, zlokalizowane we Wschodnim Basenie Gotlandzkim. W celach porównawczych, ze zbioru tych samych danych wyliczono wskaźniki B, osobno dla każdej z analizowanych 3 próbek zoobentosu pobranych na stacjach Ł7 i Z w latach 2011–2015.

Na stacji Z wartości wskaźników B i BQI wykazały, że stan zoobentosu na tej stacji scharakteryzowany obydwoma wskaźnikami określono jako dobry – GES. Na stacji Ł7 Wskaźnik BQI we wszystkich latach i we wszystkich próbkach wskazał na dobry stan środowiska (GES), natomiast średnia wartość wskaźnika B w okresie oceny wykazała stan zoobentosu poniżej dobrego (subGES).

Zależność wskaźników B i BQI od czynników presji, tj. wskaźników eutrofizacji, zbadano dla serii danych z okresu oceny holistycznej (lata 2011–2016). Analizowano zależności wskaźników multimetrycznych z następującymi wskaźnikami eutrofizacji (stężenia substancji biogennych odnoszą się do powierzchniowej warstwy morza 0–10 m; stężenie chlorofilu-a do warstwy 0–20 m):

1) średnia przejrzystość wody morskiej w miesiącach letnich (widzialność krążka Secchi'ego); Secchi (VI–IX);
2) przejrzystość wody morskiej w rozdzielczości rocznej – średnia roczna; Secchi (rok);
3) średnie stężenie fosforanów [PO_4^{3-}] w miesiącach zimowych; DIP (I–III);
4) średnie roczne stężenie fosforanów; DIP (rok);
5) średnie stężenie fosforu ogólnego w miesiącach letnich; TP (VI–IX);
6) średnie roczne stężenie fosforu ogólnego; TP (rok);
7) średnie stężenie azotu mineralnego w miesiącach zimowych; DIN (I–III) [DIN=NO_3^- +NO_2^-+NH_4^+];
8) średnie roczne stężenie azotu mineralnego; DIN (rok);
9) średnie stężenie azotu ogólnego w miesiącach letnich; TN (VI–IX);
10) średnie roczne stężenie azotu ogólnego; TN (rok);
11) średnie stężenie chlorofilu-a w miesiącach letnich; Chl-a (VI–IX);
12) średnie roczne stężenie chlorofilu-a; Chl-a (rok);
13) średnie minimalne stężenie tlenu w warstwie przydennej w miesiącach letnich; O_2 (VI–IX).

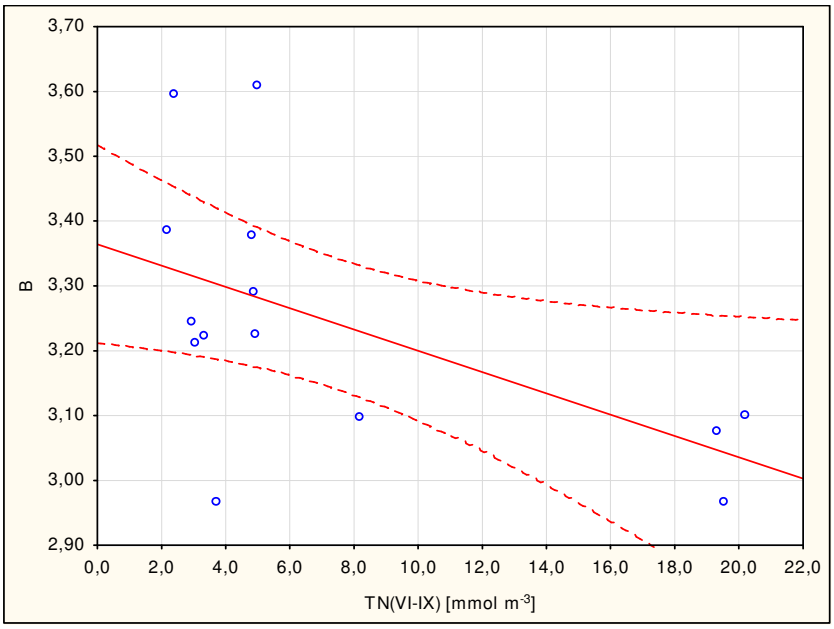
Wykonano także analizę zmienności wskaźników B i BQI w czasie (np. wskaźnik B vs czas).

W pięcioletniej serii danych nie udało się ustalić praktycznie żadnej statystycznie istotnej zależności, z wyjątkiem zależności pomiędzy BQI i zawartością azotu ogólnego (TN). Mając na uwadze, że stacje Ł7 i Z usytuowane są na płytkim dnie (głębokość odpowiednio: 21 m i 17 m) zależność tę uznać należy za przypadkową. Brak korelacji z pozostałymi czynnikami presji może wynikać z korzystnych dla zoobentosu warunków środowiskowych w tej strefie głębokości, ale przede wszystkim z ubogiego zbioru danych i bardzo krótkiej analizowanej serii pomiarowej. W tak krótkim okresie, żaden z czynników presji, potencjalnie oddziałujących na zespoły zoobentosu, nie okazał się czynnikiem limitującym ich rozwój.

Dalszą analizę korelacji dla tego rejonu POM wykonano wyłącznie dla wskaźnika B, z uwagi na brak danych w zakresie BQI. Testowano zależność wskaźnika B w następujących układach danych:

1) zależność od chwilowych stężeń czynników eutrofizacji w warstwie przydennej;
2) zależność od wskaźników eutrofizacji.

W układzie chwilowych stężeń substancji biogennych i tlenu w wodzie przydennej dla puli wyników uzyskanych na stacjach Ł7 i Z w dłuższym okresie (lata 1999–2016), podobnie jak dla okresu oceny (lata 2011–2016), nie udało się wykazać żadnych istotnych statystycznie zależności między wskaźnikiem B, a czynnikami eutrofizacji (Rys. 2.1.70).



Rys. 2.1.70. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością azotu ogólnego w wodzie morskiej w miesiącach letnich (TN(VI-IX)) w obszarze płytkowodnym POM (stacje Ł7, Z), dane z lat 1999-2016.

W ramach badania zależności wskaźnika B od wskaźników eutrofizacji, w serii danych z lat 1987–2016, jedyną statystycznie istotną zależność stwierdzono pomiędzy wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego, który traktuje się często jako aproksymator zawartości materii organicznej. Zatem nawet w tym płytkim i dynamicznym obszarze morza, zaznacza się wpływ nadmiaru materii organicznej na zbiorowisko organizmów żyjących na dnie.

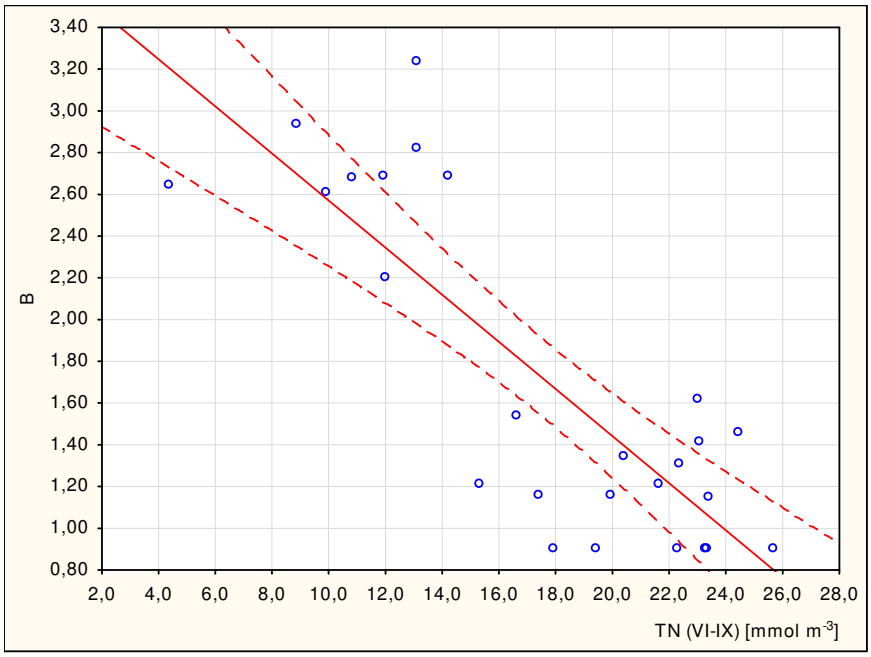
Jedyna istotna zależność wystąpiła między wskaźnikiem B i czynnikiem presji – azotem całkowitym (w okresie wegetacyjnym – miesiące VI-IX), co oznacza, że stan zoobentosu w strefie płytkiego dna limituje przede wszystkim dostępność materii organicznej dla organizmów filtrujących i odżywiających się materią organiczną zdeponowaną na powierzchni osadów dna morskiego.

Zoobentos obszaru głębokowodnego (pod haloklinią) w polskiej części Wschodniego Basenu Gotlandzkiego reprezentuje zbiorowisko badane na stacji P140. Generalnie, na stacjach głębokowodnych warunki środowiskowe dla bytowania zoobentosu są mniej korzystne niż w strefie dna płytkiego. Ponadto ulegają one zmianom o nieprzewidywalnej częstotliwości wywołanej, przede wszystkim, wlewami natlenionych i gęstych wód z Morza Północnego. Czynniki presji oddziałują na zespoły makrozoobentosu z różnym nasileniem. W tej strefie głębokości czynniki presji oddziałują na zoobentos w sposób zdecydowanie limitujący, zatem zależności między wartościami pomiarów a wartością wskaźnika B zaznaczają się znacznie silniej.

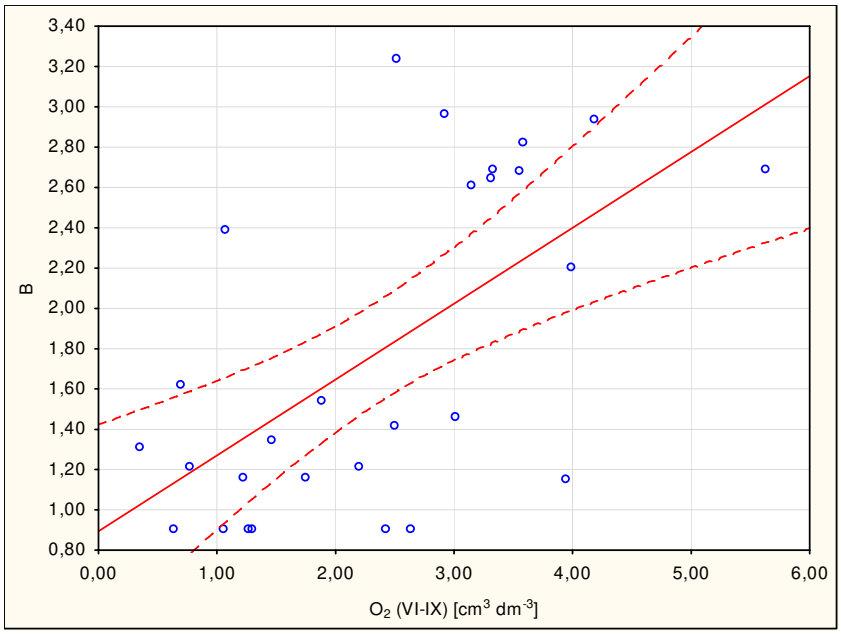
Badanie korelacji wskaźnika B z obszaru głębokowodnego z czynnikami eutrofizacji wykonano w analogicznym układzie jak w przypadku strefy płytkowodnej. Badano zależność od chwilowych stężeń czynników eutrofizacji w warstwie wody przydennej oraz zależność od wskaźników eutrofizacji. Dane pomiarowe z warstwy przydennej stężeń substancji biogennych i tlenu z lat 1999–2016 nie obejmowały okresu 2011–2013.

Badanie korelacji wskaźnika B (zoobentosu) z czynnikami presji – wskaźnikami eutrofizacji – wykazało kilka istotnych zależności, z których najsilniejsze to zależność między wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego w miesiącach letnich (TN VI–IX; r=-0,82; n=28; p=0,000) (Rys.

2.1.70), jak i w przedziale całego roku (TN-rok; r=-0,690, n=27, p=0,000), a także korespondującą z azotem ogólnym jako aproksymatorem obecności materii zawieszonej w kolumnie wody – widzialnością krążka Secchi w miesiącach letnich (Secchi VI–IX; r=-0,600, n=28, p=0,000). Nieco słabszą, niemniej istotną statystycznie, zależność wskaźnika B stwierdzono względem natlenienia warstwy przydennej (r=0,610, n=28, p=0,0018) (Rys. 2.1.72). Natomiast zależności wskaźnika B od stężeń azotu mineralnego w miesiącach zimowych (DIN I–III) należy uznać za słabe. Przeprowadzone badanie zależności korelacyjnych wykazało jednoznacznie, że stan zoobentosu w obszarze głębokowodnym jest zależny od czynników eutrofizacji – nadmiar materii organicznej, aproksymowanej przez zawartość azotu ogólnego, jest czynnikiem niekorzystnym. Analogicznie działa niedobór tlenu w wodzie przydennej również związany z nadmiarem materii organicznej.



Rys. 2.1.71. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością azotu ogólnego w wodzie morskiej w miesiącach letnich (TN(VI-IX)) w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (stacja P140), dane z lat 1987-2016.



Rys. 2.1.72. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością tlenu w wodzie przydennej w miesiącach letnich (O_2(VI-IX)) w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (stacja P140), dane z lat 1987-2016.

Podsumowując, analiza porównawcza ocen stanu środowiska z wykorzystaniem wskaźników B i BQI wykazała, że wskaźnik B jest bardziej selektywny niż BQI, tj. w przeciwieństwie do wskaźnika BQI różnicuje stan zoobentosu na stacjach w strefie płytkowodnej polskiej strefy Bałtyku. Ponadto, wskaźnik B wykazuje silne powiązania z czynnikami presji, szczególnie w strefie głębokowodnej. Z powyższych stwierdzeń wynika, że multimetryczny wskaźnik B dobrze charakteryzuje stan zbiorowisk makrozoobentosu w polskiej strefie Bałtyku, zarówno w strefie płytkowodnej, jak i głębokowodnej. Z tego względu wskaźnik B jest wykorzystany w ocenie siedlisk bentosowych.

Do oceny stanu siedliska dna miękkiego w zalewach, oprócz wskaźnika B, zastosowano również nowy, krajowy wskaźnik – „*Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach*", tzw. ESMIz, dostosowany do oceny stanu jakości środowiska Zalewu Szczecińskiego, Zalewu Kamieńskiego i Zalewu Wiślanego, na podstawie makrofitów (Ciecierska i Kolada 2014, Bociąg 2016).

Wskaźnik stanu makrofitów – SM_1

Charakterystyka i wzór

Wskaźnik SM_1 do oceny stanu środowiska na podstawie makrofitów w POM określa stosunek biomasy taksonów pozytywnych (*Bp*) (Tabela 2.1.43.) do całkowitej biomasy makrofitów (*Bc*). Wzór uwzględnia wartości procentu pokrycia dna przez te taksony (*pd*), a także wskazuje miesiące, z których zaciągane są dane (Osowiecki i in. 2012a). We wzorze wskaźnika SM_1, zastosowanym w ocenie wstępnej dla lat 2005-2010 (GIOŚ 2014), składowa „procent pokrycie dna" oraz informacje o miesiącach z których zaciągane są dane, nie były zaznaczone we wzorze, a jedynie w opisie wskaźnika i metodzie jego wyliczania. Dla jednoznaczności, w poniższym wzorze wskaźnika SM_1 zaznaczono ww. składową i informacje o miesiącach.

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n (B_p * pd_p)_{V\,I} + \sum_1^n (B_p * pd_p)_{I\,X}}{\sum_1^z (B_t * pd_t)_{V\,I} + \sum_1^z (B_t * pd_t)_{I\,X}}$$

gdzie:

B_p – biomasa [g s.m.] taksonu pozytywnego (takson 1÷n)

pd_p – pokrycie dna taksonu pozytywnego (takson 1÷n) (Tabela 2.1.43.)

B_t – biomasa [g s.m.] każdego stwierdzonego taksonu (takson 1÷z)

pd_t –pokrycie dna przez każdy stwierdzony takson (takson 1÷z)

VI – dane z czerwca

IX – dane z września

Tabela 2.1.43. Wykaz taksonów pozytywnych makrofitów uwzględnianych we wskaźniku SM_1.

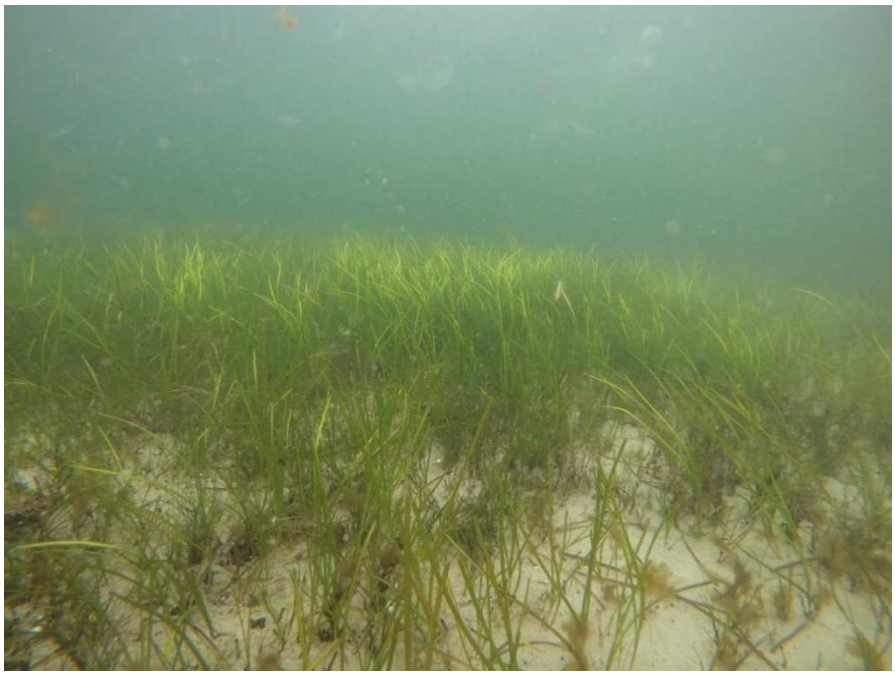
Taksony pozytywne dla SM_1 (VI, IX)
Chara sp.
Tolypella nidifica
Desmarestia viridis
Dictyosiphon foeniculaceus
Sphacelaria cirrosa
Delesseria sanguinea
Ceramium diaphanum
Ceramium tenuicorne
Ceramium virgatum
Coccotylus truncatus
Furcellaria lumbricalis
Polysiphonia elongata
Vertebrata fucoides-(Polysiphonia fucoides)
Rhodomela confervoides
Ceratophyllum demersum
Myriophyllum spicatum
Potamogeton filiformis
Potamogeton perfoliatus
Ranunculus baudotii
Ruppia maritima
Potamogeton pectinatus -(Stuckenia pectinata)
Zannichellia palustris
Zostera marina

Ocena stanu dla lat 2011-2016 przy zastosowaniu wskaźnika SM_1 to średnia ze wszystkich wartości wskaźnika SM_1 wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, dla danego obszaru oceny.

Wskaźnik SM_1 zastosowano na etapie oceny wstępnej stanu środowiska w POM, z wyjątkiem zalewów przymorskich za lata 2005-2010 (GIOŚ 2014) i wykorzystano także do oceny stanu POM dla lat 2011-2016.

Wskaźnik SM_1 spełnia kryterium D6C5 (Tabela 2.1.2) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego zgodnie z wytycznymi decyzji 2017/848, a także BSAP w zakresie celów ekologicznych – dobrze rozwijające się i pozostające w równowadze

populacje roślin i zwierząt oraz naturalny krajobraz morski, a przede wszystkim stosowany jest do oceny stanu ekologicznego wód przejściowych w POM, w ramach realizacji zaleceń RDW.



Rys. 2.1.73. Makrofity w Zatoce Puckiej (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Wartość progowa, czyli granica między stanem dobrym – GES a stanem poniżej dobrego – subGES określanym na podstawie wskaźnika SM_1 wynosi 0,80 (Tabela 2.1.44).

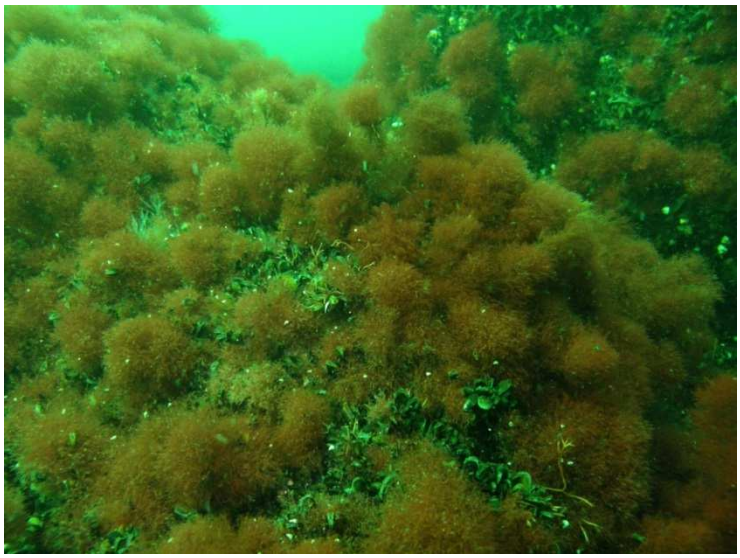
Tabela 2.1.44. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1 według RDW i RDSM.

Przedziały wartości wskaźnika SM_1	Stan ekologiczny	
	według RDW	według RDSM
$0,95 < SM_1 \leq 1,0$	bardzo dobry (1)	GES
$0,80 < SM_1 \leq 0,95$	dobry (2)	
$0,57 < SM_1 \leq 0,80$	umiarkowany (3)	subGES
$0,20 < SM_1 \leq 0,57$	słaby (4)	
$0 \leq SM_1 \leq 0,20$	zły (5)	

Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Wskaźnik SM_1 bazuje na dynamice wzajemnych zależności między biomasą taksonów pozytywnych, a biomasą całkowitą, w tym biomasą taksonów oportunistycznych (także powierzchni jaką porastają), co odzwierciedla stan ekologiczny ekosystemu. Do gatunków pozytywnych zaliczane są gatunki siedliskotwórcze, wrażliwe na zmiany jakości wody, związane z dnem, np. *Furcellaria lumbricalis*, porastające dno kamieniste, czy też *Zostera marina* oraz ramienice rosnące na dnie piaszczystym. Ich biomasa i powierzchnia porastania dna jest tym większa, im lepszy jest stan ekologiczny akwenu (wartości wskaźnika SM_1 są wówczas bliskie 1). Zmiany w występowaniu gatunków pozytywnych mogą nastąpić pod wpływem czynników bezpośrednich, takich jak np. zmiany fizyczne i chemiczne w osadach lub zmiany przezroczystości wody oraz z przyczyn pośrednich – występowanie gatunków oportunistycznych (negatywnych), takich jak gatunki jednoroczne o szerokiej tolerancji na zmianę warunków środowiskowych, w

tym na pogarszanie stanu ekologicznego środowiska (wzrost eutrofizacji). Gatunki te, np. *Pylaiella littoralis*, *Ectocarpus siliculosus* czy *Chaetomorpha linum*, występują najczęściej w postaci nieprzytwierdzonej do dna i mogą zalegać na różnych typach osadów. W reakcji na zwiększone stężenia substancji biogennych w wodzie, gatunki te zwiększają swoją biomasę i powierzchnię pokrywania dna, kosztem gatunków pozytywnych. Ich masowe występowanie, np. w postaci mat glonowych zalegających na dnie, stanowi poważne zagrożenie dla innych składników biocenozy, powodując między innymi zmniejszanie przezroczystości wody, zacienianie, czy deficyty tlenowe w wodach naddennych, a nawet występowanie siarkowodoru w osadach dennych w wyniku ich masowego rozkładu. Takie zmiany stanu środowiska niekorzystnie wpływają na rozwój wieloletnich i wrażliwych gatunków makrofitów. Większy udział procentowy gatunków jednorocznych w całkowitej biomasie makrofitów (wartości wskaźnika SM_1 są bliskie 0) świadczy o pogarszaniu się warunków troficznych środowiska.



Rys. 2.1.74. Dno twarde siedliska bentosowego z makrofitami na głazowisku Ławicy Słupskiej (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

Multimetryczny wskaźnik B

Charakterystyka i wzór

Multimetryczny wskaźnik B określa stan ekologiczny miękkiego dna morskiego na podstawie makrozoobentosu (Osowiecki i in. 2012). W swoim algorytmie zawiera najbardziej istotne kryteria oceny walorów zbiorowiska, tj. różnorodność taksonomiczną i liczebność poszczególnych taksonów oraz jakościową informację o ekologicznej wrażliwości/tolerancji poszczególnych taksonów. Wskaźnik przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest różnorodność taksonomiczna i udział taksonów wrażliwych, a udział taksonów w strukturze całkowitej liczebności wyrównany. Wskaźnik wyznacza się wg równania:

$$B = \frac{\sum_{i=1}^{3}(w_i Q_i sn_i)}{\sum_{i=1}^{3} D_i} - log\left(1 + \sum_{i=1}^{3} D_i\right)$$

gdzie:

w_i – waga klas dominacji,
D_i - liczba taksonów należących do poszczególnych klas dominacji D_1, D_2, D_3,
$sn_i = \Sigma sensi$,
współczynnik $Q_i=0$ jeżeli $D_i=0$; $Q_i=1$ jeżeli $D_i \neq 0$,

sensi – współczynnik wrażliwości/tolerancji taksonów na stres wywołany antropopresją (3 – taksony wrażliwe, 2 – taksony pośrednie, 1 – taksony tolerancyjne) (tabela 2.1.45).

W zależności od liczby klas dominacji, w_i może przyjmować wartości:

$w_1 = 3$ dla klasy dominacji D_1 (udział > 10%),
$w_2 = 2$ dla klasy dominacji D_2 (5% ≤ udział ≤ 10%),
$w_3 = 1$ dla klasy dominacji D_3 (udział < 5%).

Stan zbiorowisk makrozoobentosu mierzony wskaźnikiem B określa się dla każdej stacji. W przypadku poboru kilku próbek lub dokonania powtórzeń na stacji wartość wskaźnika uśrednia się.

Zakres tolerancji i wrażliwości taksonów na stres wywołany nadmierną zawartością materii organicznej w osadzie, będącej wynikiem postępującej eutrofizacji, określono metodą oceny eksperckiej, na podstawie danych literaturowych (Leppäkoski 1975, Pearson i Rosenberg 1978, Ostrowski 1985, Okołotowicz 1985, Żmudziński 1990, Rumohr i in. 1996, Janas 1998, Rosenberg i in. 2004, Blomqvist i in. 2006, Osowiecki i in. 2008) oraz wyników badań własnych nad stałością występowania taksonów w poszczególnych typach biotycznych w polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Gatunkom obcym lub inwazyjnym nadano najniższą wartość wrażliwości. Nie wszystkie gatunki wchodzące w skład biocenozy jednakowo kształtują jej charakter i funkcjonowanie (Odum 1982). W związku z tym, podstawą algorytmu wskaźnika jest założenie, że gatunki dominujące w większym stopniu kształtują stan jakości zoocenoz dennych, niż gatunki występujące nielicznie. We wskaźniku zastosowano klasyfikację dominacji Trojana (1980), według której gatunki występujące w danym zespole podzielono na: dominanty (D1) – najliczniejsze, influenty (D2) – średnioliczebne oraz gatunki akcesoryczne (D3) – małoliczebne. Każdej z klas dominacji przypisano wagę odpowiadającą roli, jaką pełnią w środowisku. Dominantom (stanowiącym więcej niż 10% całkowitej liczebności w próbce) nadano wagę 3, gdyż to one w największym stopniu kształtują charakter zoocenoz dennych. Influentom, stanowiącym od 5 do 10% całkowitej liczebności w próbce, nadano wagę odpowiednio niższą – 2, a gatunkom akcesorycznym, najmniej licznym (stanowiących mniej niż 5% całkowitej liczebności) – przypisano wagę 1.



Rys. 2.1.75. Dno miękkie siedliska bentosowego (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

Zastosowano trzystopniową skalę tolerancji i wrażliwości, według której podzielono taksony notowane w polskiej strefie Bałtyku (Tabela 2.1.45) na:

1) taksony o wąskim zakresie tolerancji, tzw. Gatunki wskaźnikowe dna czystego (Sensi=3);
2) taksony pośrednie, których występowanie nie jest ściśle skorelowane z zawartością materii organicznej w osadach dennych (Sensi=2);
3) taksony o szerokim zakresie tolerancji, odporne na znaczną zawartość materii organicznej w osadzie (Sensi=1).

Tabela 2.1.45. Wrażliwości taksonów zoobentosu stosowanych w wyliczaniu wskaźnika B.

Taksony wrażliwe (Sensi = 3)	Taksony wrażliwe (Sensi = 2)	Taksony wrażliwe (Sensi = 1)
Anodonta anatina	Ampharete	*Bylgides sarsi*
Astarte borealis	*Ampharete finmarchica*	*Capitella capitata*
Astarte elliptica	*Ampharete baltica*	Chironomidae
Astartidae	*Apocorophium lacustre*	Chironomini
Bathyporeia pilosa	Aricidea	*Chironomus plumosus*
Cerastoderma glaucum	*Aricidea cerrutii*	Corophium
Cyathura carinata	*Acmira cerrutii*	*Corophium multisetosum*
Ecrobia ventrosa	Bezzia	*Corophium volutator*
Eurydice pulchra	Bithynia	*Crassicorophium crassicorne*
Fabricia stellaris	*Bithynia tentaculata*	*Gammarus tigrinus*
Heterotanais oerstedii	Chelicerata	*Hediste diversicolor*
Hydrozoa	*Cyanophthalma obscura*	Insecta
Idotea	Dendrocoelum	*Limecola balthica*
Idotea balthica	*Diastylis rathkei*	*Marenzelleria neglecta*
Idotea chelipes	Diptera	*Marenzelleria viridis*
Idotea granulosa	*Dreissena polymorpha*	Marenzelleria
Jaera albifrons	*Dyopedos monacanthus*	*Mya arenaria*
Jaera	*Ephydatia fluviatilis*	Oligochaeta
Leptocheirus pilosus	Gammarus	*Pholoe minuta*
Monoporeia affinis	*Gammarus duebeni*	*Rangia cuneata*
Nymphon brevirostre	*Gammarus inaequicauda*	*Rhithropanopeus harrisii*
Piscicola	*Gammarus oceanicus*	*Saduria entomon*
Pontoporeia femorata	*Gammarus salinus*	*Scoloplos armiger*
Priapulus caudatus	*Gammarus zaddachi*	*Streblospio shrubsolii*
Pygospio elegans	*Halicryptus spinulosus*	*Trochochaeta multisetosa*
Travisia forbesii	*Halitholus cirratus*	–
Unio	Hydrobia	–
–	*Lekanesphaera hookeri*	–
–	*Manayunkia aestuarina*	–
–	*Mytilus edulis*	–
–	*Mytilus trossulus*	–
–	Nemertea	–
–	*Peringia ulvae*	–
–	Pisidium	–
–	*Planaria torva*	–
–	Potamopyrgus	–
–	*Potamopyrgus antipodarum*	–
–	*Praunus flexuosus*	–
–	*Procerodes littoralis*	–
–	*Radix labiata*	–
–	Sphaerium	–

Taksony wrażliwe (Sensi = 3)	Taksony wrażliwe (Sensi = 2)	Taksony wrażliwe (Sensi = 1)
–	Tanypodinae	–
–	Tanytarsini	–
–	*Terebellides stroemii*	–
–	*Theodoxus fluviatilis*	–
–	*Valvata piscinalis*	–
–	*Viviparus viviparus*	–

Źródło: opracowanie własne; nazwy taksonów przyjęto za: World Register od Marine Species, http://www.marinespecies.org, data wejścia na stronę: 11.08.2017.

Wskaźnik B spełnia kryterium D6C5 (Tabela 2.1.2.) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego oraz kryterium D4C1 w ramach cechy D4 – łańcuchy pokarmowe zgodnie z decyzją 2017/848, a także jest stosowany na potrzeby oceny stanu ekologicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach RDW (Osowiecki i in. 2012, Anon. 2016).

Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Wartość referencyjna wskaźnika B jest tożsama z najwyższą wartością wskaźnika wyliczoną w serii danych historycznych. W przypadku, gdy w kolejnym okresie oceny zostanie uzyskana wyższa wartość wskaźnika B, staje się ona nową (zaktualizowaną) wartością referencyjną. Zalecane jest wówczas zaktualizowanie klasyfikacji stanu jakości ekologicznej metodą Jenks i Caspall (1971).

Wartość progową według RDSM – granicę między dobrym stanem środowiska a stanem poniżej dobrego (GES/subGES) – przyjęto na poziomie wartości granicznej między stanem dobrym a umiarkowanym definiowanym dla potrzeb oceny RDW.

Stosuje się pięciostopniową klasyfikację, która została wprowadzona do systemu prawnego w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Tabela 2.1.46).

Tabela 2.1.46. Klasyfikacja stanu jakości zbiorowisk zoobentosu dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B według RDW i RDSM (GIOŚ 2014).

Wartość wskaźnika B	Wartość EQR	Stan ekologiczny	
		według RDW	według RDSM
> 3,72	> 0,765	bardzo dobry (1)	GES
≥ 3,18	≥ 0,647	dobry (2)	
≥ 2,70	≥ 0,546	umiarkowany (3)	subGES
≥ 1,91	≥ 0,395	słaby (4)	
< 1,91	< 0,395	zły (5)	

Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Wskaźnik B dobrze charakteryzuje stan zbiorowiska makrozoobentosu w polskiej strefie Bałtyku – wykazuje zróżnicowanie między obszarami płytkowodnymi i głębokowodnymi oraz silniej i słabiej narażonymi na wpływ eutrofizacji. Wykazuje także silne powiązanie z czynnikami presji – stężeniami substancji biogennych i natlenieniem wód przydennych.

W strefie płytkowodnej Bałtyku w POM, w ramach badania zależności wskaźnika B od wskaźników eutrofizacji, w serii danych z lat 1987–2016, statystycznie istotną zależność stwierdzono pomiędzy wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego, który traktuje się często jako

aproksymator zawartości materii organicznej. Zatem nawet w tym płytkim i dynamicznym obszarze morza, zaznacza się niekorzystny (zależność jest odwrotnie proporcjonalna) wpływ nadmiaru materii organicznej na zbiorowisko organizmów żyjących na dnie. Stan zoobentosu w strefie płytkiego dna limituje przede wszystkim dostępność materii organicznej dla organizmów filtrujących i odżywiających się materią organiczną zdeponowaną na powierzchni osadów dna morskiego (Łysiak-Pastuszak i Osowiecki 2017).

Wskaźnik B wykazuje silne powiązania z czynnikami presji szczególnie w strefie głębokowodnej Morza Bałtyckiego. Badanie korelacji wskaźnika B z czynnikami presji – wskaźnikami eutrofizacji – wykazało kilka istotnych zależności, z których najsilniejsza to zależność między wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego w miesiącach letnich, a także korespondującą z azotem ogólnym jako aproksymatorem obecności materii zawieszonej w kolumnie wody – widzialnością krążka Secchi w miesiącach letnich. Nieco słabszą, niemniej istotną statystycznie zależność wskaźnika B stwierdzono względem natlenienia warstwy przydennej. Nadmiar materii organicznej oraz niedobór tlenu w wodzie przydennej są czynnikami niekorzystnymi (Łysiak-Pastuszak i Osowiecki 2017).

Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach – ESMIz

Charakterystyka i wzór

Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach, tzw. ESMIz jest zmodyfikowanym wskaźnikiem ESMI (oceniającym stan ekologiczny jezior polskich), dostosowanym do oceny stanu jakości środowiska zalewów, takich jak Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński i Zalew Wiślany, na podstawie makrofitów (Ciecierska i Kolada 2014, Bociąg 2016).

$$ESMIz = 1 - \exp\left[-\frac{H}{H_{maks.}} \times Z \times \exp\left(\frac{N}{P} \right) \right]$$

Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego jest wskaźnikiem multimetrycznym, skonstruowanym z dwóch wskaźników:

1. Wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego (H) uwzględniający skład gatunkowy, wyliczany ze wzoru Shannona-Wienera (1946), gdzie cechą ilościową są powierzchnie poszczególnych zbiorowisk:

$$H = -\sum \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N}$$

gdzie:

H – wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego,

$\mathbf{n_i}$ – powierzchnia płatów konkretnego zbiorowiska roślinnego, wyrażona w procentach ogólnej powierzchni fitolitoralu,

N – powierzchnia fitolitoralu jeziora przyjęta za 100%.

Wartość wskaźnika H uzależniona jest od liczby zbiorowisk roślinnych w fitolitoralu oraz ich wzajemnego stosunku ilościowego. W warunkach braku czynników ograniczających możliwości rozwoju szaty roślinnej (brak lub bardzo mała antropopresja) udział poszczególnych zbiorowisk roślinnych w fitolitoralu jest zrównoważony, a współczynnik H osiąga wysokie wartości. W sytuacji zachwiania równowagi fitocenotycznej, np. na skutek presji, układy roślinne wykazują tendencje do upraszczania się, niektóre zbiorowiska wycofują się, inne zaczynają dominować, a wartość H spada.

Miarą strukturalnych uproszczeń roślinności pod wpływem antropopresji jest stosunek rzeczywistego zróżnicowania fitocenotycznego (H) do teoretycznie możliwego maksymalnego zróżnicowania $H_{maks.}$, obliczanego ze wzoru:

$$H_{\text{maks.}} = \ln S$$

gdzie:

$H_{maks.}$ – współczynnik teoretycznego maksymalnego zróżnicowania fitocenotycznego

S – liczba zbiorowisk tworzących fitolitoral.

2. Wskaźnik zasiedlenia (Z) uwzględniający obfitość makrofitów, wyrażający stosunek powierzchni rzeczywiście zajmowanej przez makrofity (powierzchni fitolitoralu) do powierzchni potencjalnie dostępnej dla roślin:

$$Z = \frac{N}{P - izob.2{,}5}$$

gdzie:

Z – wskaźnik zasiedlenia,

izob. 2,5 – powierzchnia wody ograniczona izobatą 2,5 m (odczytywana z karty batymetrycznej),

N – powierzchnia fitolitoralu,

P – powierzchnia całego zalewu.

Wskaźnik zasiedlenia przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest maksymalna głębokość występowania roślin.

Dodatkowo, we wzorze ESMIz wprowadzona została wielkość, uwzględniająca różnice typologiczne zbiorników, tj. iloraz powierzchni fitolitoralu (N) do powierzchni całego zbiornika (P).

Dane do oceny wskaźnika ESMIz dla zalewów uzyskuje się w oparciu o obserwacje w transektach, służących ocenie stanu ochrony siedliska przyrodniczego *Zalewy i jeziora przymorskie, laguny* (1150) zgodnie z wymogami dyrektywy siedliskowej.

Wskaźnik ESMIz spełnia kryterium D6C5 (Tabela 2.1.2) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymogi RDW stawiane wskaźnikom jakości ekologicznej.

Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Wartość progowa ESMIz jest obniżona w stosunku do wartości oryginalnej wyznaczonej dla wskaźnika ESMI. Na podstawie teoretycznego modelu wartości wskaźnika ESMI układów referencyjnych dla zalewów (0,306), wartości graniczne klas stanu ekologicznego na podstawie ESMI, obowiązujące w PMŚ na podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, zostały odpowiednio zmodyfikowane. Przyjęto współczynnik przeliczeniowy do kalibracji granic klas stanu ekologicznego równy 0,3 (Bociąg 2016). Klasyfikacja ta dobrze odzwierciedla zróżnicowanie układów roślinnych w zalewach.



Fot. 2.1.76. Tatarak zwyczajny *Acorus calamus* wśród zanurzonych i o liściach pływających w rezerwacie Zatoka Elbląska – Zalew Wiślany (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

Wartość progową według RDSM – granicę między dobrym stanem środowiska a stanem poniżej dobrego (GES/subGES) przyjęto na poziomie wartości granicznej między stanem dobrym a umiarkowanym definiowanym dla potrzeby oceny RDW, która wynosi 0,123 (Tabela 2.1.47). Taka wartość progowa została wyznaczona jako obniżony dla tego typu wód cel środowiskowy.

Tabela 2.1.47. Klasyfikacja stanu ekologicznego wskaźnika ESMIz według zmodyfikowanej skali (Bociąg 2016), dostosowanej w RDSM (opracowanie autorskie).

Wartość wskaźnika ESMIz	Stan ekologiczny	
	według RDW	według RDSM
≥ 0,204	bardzo dobry (1)	GES
0,203 – 0,123	dobry (2)	
0,122 – 0,060	umiarkowany (3)	subGES
0,059 – 0,002	słaby (4)	
< 0,002	zły (5)	

Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach wyraźnie i w sposób kierunkowy reaguje na antropopresję. Zastosowanie tego wskaźnika pozwala na oszacowanie wpływu presji, takich jak degradacja, zanieczyszczenie substancjami organicznymi i przekształcenia strefy brzegowej (Hering i in. 2014) i przede wszystkim eutrofizacja (Hobot i in. 2013, Chilińska 2015).

Zarówno sam kumulatywny indeks, jak i poszczególne wskaźniki, uwzględniające skład taksonomiczny i obfitość makrofitów, wchodzące w jego skład, wyraźnie korelują ze stanem troficznym zbiornika, czyli ze wskaźnikami trofii: średnią koncentracją chlorofilu-a, widzialnością krążka Secchiego, zawartością fosforu całkowitego czy azotu oraz klasą czystości według SOJJ

(Ciecierska i in. 2006, Ciecierska i Kolada 2014, Chilińska 2015). ESMIz najsilniej koreluje z widzialnością krążka Secchiego - im lepsza widzialność, tym wyższy wskaźnik, nieco słabiej z zawartością związków azotu i fosforu - im wyższa zawartość, tym niższy wskaźnik (Ciecierska i Kolada 2014). Współczynnik H wchodzący w skład multimetriksu ESMIz wykazuje niewielką, choć istotną statystycznie korelację z punktacją SOJJ i równie niską lub nawet nieistotną statystycznie korelację z innymi analizowanymi parametrami presji. Natomiast wskaźnik zasiedlenia Z wykazuje silną korelację ze wszystkimi analizowanymi wskaźnikami presji i przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest maksymalna głębokość występowania roślin (Ciecierska i in. 2006).

Metoda oceny stanu siedlisk bentosowych

Ocenę stanu siedlisk bentosowych wykonuje się na podstawie pojedynczych wskaźników, a także na zasadzie integracji wskaźników. Metodą integracji między wskaźnikami jest średnia ważona uwzględniająca przypisane im wagi. Zgodnie z rekomendacją HELCOM, wagi wskaźników w obrębie obszaru oceny są równe (HELCOM SPICE 2017). Integrację między wskaźnikami należy przeprowadzić w ramach jednego obszaru oceny i tych samych ogólnych typów siedliska wskazanych w decyzji 2017/848, w oparciu o klasyfikację EUNIS zmodyfikowaną przez Evans i in. (2016) na potrzeby RDSM. Zgodnie z przewodnikiem przeprowadzenia oceny stanu środowiska morskiego na potrzeby raportu z art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) nie integruje się wskaźników oceniających różne typy siedliska w jednym obszarze oceny.

W warunkach panujących w POM oznacza to, że oddzielną ocenę należy wykonać dla siedliska bentosowego dna miękkiego przy zastosowaniu wskaźnika B i w jednym przypadku w integracji ze wskaźnikiem SM_1 (Zalew Pucki) oraz dla siedliska bentosowego dna twardego (głazowisko Ławicy Słupskiej i głazowisko Rowy), a także siedliska bentosowego dna mieszanego (rejon Kilfu Orłowskiego) przy użyciu jedynie wskaźnika SM_1.

Ocena stanu siedlisk bentosowych w zalewach: Szczecińskim, Kamieńskim i Wiślanym przeprowadzono za pomocą wskaźnika B oraz oddzielnie za pomocą wskaźnika ESMIz bez uwzględnienia integracji między tymi wskaźnikami. Makrofity w zalewach związane są z występującymi tam piaskami infralitoralu (Tabela 1.4.4), dlatego wskaźnik ESMIz oceniający stan środowiska w zalewach na podstawie makrofitów nie może być zintegrowany ze wskaźnikiem B oceniającym stan dna miękkiego na podstawie makrozoobentosu w tych samych obszarach ocenyzwiązanym przede wszystkim z mułami infralitoralu (Tabela 1.4.4).

Strukturę zintegrowanej oceny uwzględniającą zastosowane wskaźniki i ich wagi w POM dla siedlisk bentosowych podano w Tabela 2.1.48.

Tabela 2.1.48. Struktura zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016.

Obszar oceny		Wskaźnik zastosowany w krajowej „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności”	Status wskaźnika	Waga wskaźnika	Integracja między znormalizowanymi wskaźnikami (jeśli w obszarze oceny występują 2 wskaźniki)	Ocena wieloletnia
Podział M. Bałtyckiego na akweny - 4. poziom według HELCOM	Podakweny w POM					
wody otwarte	Basen Gdański, Wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski – dno miękkie	B	krajowy	1	brak integracji	jeśli ocena niezintegrowana (1 wskaźnik) – wynik na podstawie klasyfikacji tego wskaźnika; jeśli ocena zintegrowana – wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. *Biological Quality Ratio*)
	Basen Bornholmski – dno twarde	SM_1	krajowy	1	brak integracji	
wody przejściowe i przybrzeżne	17 jednolitych części wód – dno miękkie	B	krajowy	1	brak integracji	jeśli ocena niezintegrowana (1 wskaźnik) – wynik na podstawie klasyfikacji tego wskaźnika; jeśli ocena zintegrowana – wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. *Biological Quality Ratio*)
	Zalew Pucki – dno miękkie	SM_1	krajowy	0,5	średnia ważona	
		B	krajowy	0,5		
	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński – dno miękkie	ESMIz	krajowy	1	brak integracji	
		B	krajowy	1	brak integracji	
	Rowy – Jarosławiec Wschód – dno twarde	SM_1	krajowy	1	brak integracji	
	Zatoka Pucka Zewnętrzna – dno mieszane	SM_1	krajowy	1	brak integracji	

Do integracji co najmniej dwóch wskaźników w obszarze oceny, należy stosować wartości znormalizowane wskaźników. W celu uzyskania wartości wskaźnika w przedziale od 0 do 1, należy przeprowadzić jego normalizację uwzględniającą wartości minimalne i maksymalne danego wskaźnika oraz uwzględnienie wartości granicznej dla BQR równej 0,6.

W ocenie siedlisk bentosowych należy znormalizować wartość wskaźnika B w przypadku wystąpienia integracji z wartością wskaźnika SM_1. Metoda normalizacji została opracowana na podstawie metody zastosowanej w II ocenie holistycznej (narzędzie informatyczne BEAT 3.0) (HELCOM 2017a) (Tabela 2.1.49 i Tabela 2.1.50).

Tabela 2.1.49. Metoda normalizacji wskaźnika B.

Wartość wskaźnika B (WB)	Granica BQR	Normalizacja
0 – 1,90	0,2	0,2*(WB/1,91)
1,91 – 2,69	0,4	0,2 + 0,2*((WB-1,91)/0,79)
2,7 – 3,17	0,6	0,4 + 0,2*((WB-2,7)/0,48)
3,18 – 3,72	0,8	0,6 + 0,2*((WB-3,18)/0,54)
3,73 – 4,9	1	0,8 + 0,2*((WB-3,72)/1,18)

Tabela 2.1.50. Metoda normalizacji wskaźnika SM_1.

Wartość wskaźnika SM_1	Normalizacja
jeśli SM_1 (2011-2016) < wartość progowa	0,6*(SM_1 – wartość min.)/(wartość progowa – wartość min.)
jeśli SM_1 (2011-2016) > wartość progowa	0,6+0,4*(SM_1 – wartość progowa)/(wartość max. – wartość progowa)

Jeśli do oceny stanu w danym obszarze oceny wykorzystano co najmniej dwa wskaźniki, wyliczono dla nich BQR (ang. *Biological Quality Ratio)* i wykonano ich integrację, to wynik takiej zintegrowanej oceny należy sklasyfikować w sposób następujący (Tabela 2.1.51):

Tabela 2.1.51. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności".

Wartość graniczna BQR	Wynik BQR	Status „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" – siedliska bentosowe
≥ 0,6	0,6 – 1,0	dobry – GES
< 0,6	0 – 0,59	poniżej dobrego – subGES

Jeśli ocena stanu danego obszaru zostanie przeprowadzona za pomocą tylko jednego wskaźnika, wynik takiej oceny klasyfikuje się na podstawie wartości progowej tego wskaźnika między stanem GES – dobrym, a stanem subGES – poniżej dobrego. Dotyczy to zarówno wykorzystania w ocenie obszaru wyłącznie wskaźnika SM_1 (Tabela 2.1.52), wskaźnika B (Tabela 2.1.53) albo wskaźnika ESMIz (Tabela 2.1.54).

Tabela 2.1.52. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika SM_1.

Wartość wskaźnika SM_1	Status oceny
> 0,80	dobry – GES
≤ 0,80	poniżej dobrego – subGES

Tabela 2.1.53. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika B.

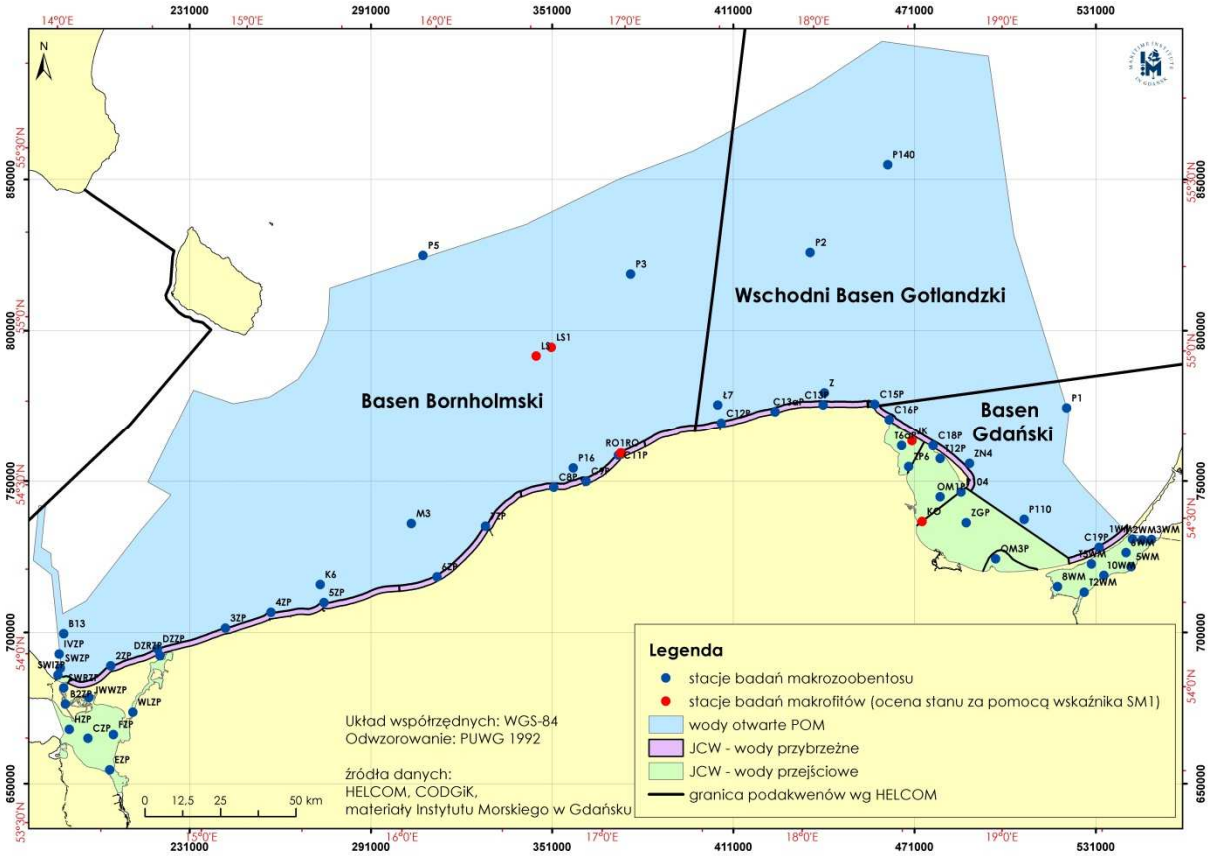
Wartość wskaźnika B	Status oceny
≥ 3,18	dobry – GES
< 3,18	poniżej dobrego – subGES

Tabela 2.1.54. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika ESMIz.

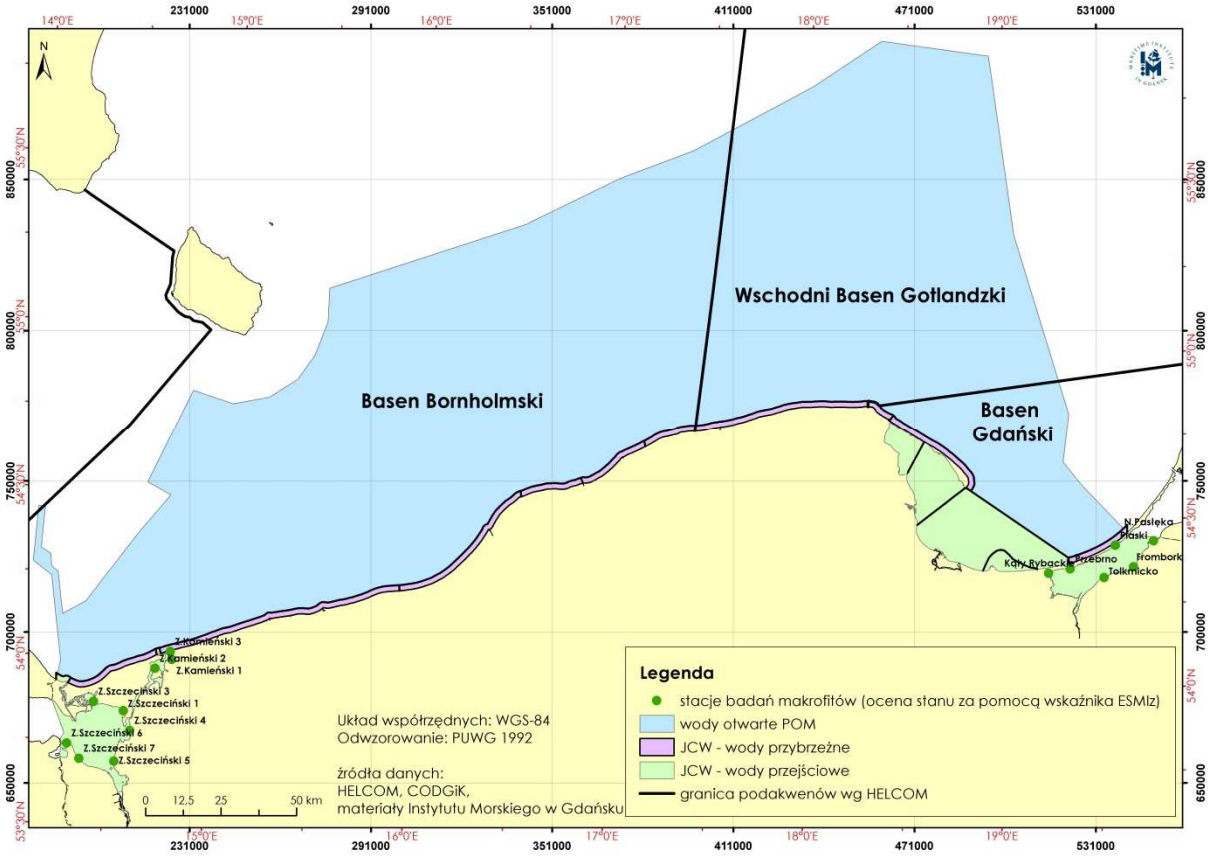
Wartość wskaźnika ESMIz	Status oceny
≥ 0,123	dobry – GES
< 0,123	poniżej dobrego – subGES

Ocena siedlisk bentosowych za lata 2011-2016

Na potrzeby krajowej oceny stanu środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych wykorzystano cząstkowe oceny wskaźników krajowych: wskaźnika stanu makrofitów – SM_1, multimetrycznego wskaźnika B oraz makrofitowego indeksu stanu ekologicznego w zalewach – ESMIz. Do obliczeń wartości wskaźników posłużono się wyłącznie danymi krajowymi z PMŚ ze stacji badań makrozoobentosu, makrofitów na głazowiskach oraz w Zalewie Puckim i w Zatoce Puckiej Zewnętrznej (Rys. 2.1.77) oraz ze stacji badań makrofitów w Zalewie Wiślanym, Szczecińskim i Kamieńskim (Rys. 2.1.78). Wykaz powyższych stacji wraz ze współrzędnymi geograficznymi znajduje się na Rys. 2.1.77.



Rys. 2.1.77. Lokalizacja stacji badań makrofitów i makrozoobentosu w ramach PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk bentosowych w POM na podstawie wskaźników SM_1 i B.



Rys. 2.1.78. Lokalizacja stacji badań makrofitów w ramach PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk bentosowych w Zalewie Wiślanym, Szczecińskim i Kamieńskim na podstawie wskaźnika ESMIz.

Tabela 2.1.55. Charakterystyka stacji monitoringowych, z których pozyskano dane do oceny siedlisk bentosowych (źródło danych PMŚ).

Obszar oceny	Typ wód	Nazwa stacji	Kod stacji według ICES	Szerokość geograficzna [N]	Długość geograficzna [E]
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	P5	BMPK2	55.2500	15.9833
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	P3	PL-P3	55.2166	17.0666
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	B13	BMPK14	54.0666	14.2500
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	M3	BMPK13	54.4500	15.9833
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	P16	BMPK12	54.6333	16.8000
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	K6	BMPK56	54.2566	15.5333
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	LS	PL-LS	54.9647	16.5905
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	LS1	PL-LS1	54.9916	16.6669
Basen Gdański	wody otwarte/podakwen HELCOM	P1	BMPL1	54.8333	19.3333
Basen Gdański	wody otwarte/podakwen HELCOM	ZN4	PL-ZN4	54.6666	18.8333
Basen Gdański	wody otwarte/podakwen HELCOM	P110	BMPL6	54.5000	19.1133
Wschodni Basen Gotlandzki	wody otwarte/podakwen HELCOM	L7	BMPK51	54.8333	17.5350
Wschodni Basen Gotlandzki	wody otwarte/podakwen HELCOM	Z	BMPK11	54.8750	18.0833
Wschodni Basen Gotlandzki	wody otwarte/podakwen HELCOM	P140	BMPK1	55.5550	18.4000
Wschodni Basen Gotlandzki	wody otwarte/podakwen HELCOM	P2	BMPK43	55.2916	18.0000
Zalew Kamieński	PL TW I WB 9	WL	WLZP	53.8480	14.6230
Zalew Kamieński	PL TW I WB 9	DZR	DZRZP	54.0198	14.7425
Zalew Kamieński	PL TW I WB 9	Zalew Kamieński 1	-	54.0099	14.8034
Zalew Kamieński	PL TW I WB 9	Zalew Kamieński 2	-	53.9801	14.7211
Zalew Kamieński	PL TW I WB 9	Zalew Kamieński 3	-	54.0327	14.7938
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	C	CZP	53.7620	14.4060
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	E	EZP	53.6730	14.5250
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	F	FZP	53.7780	14.5330
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	H	HZP	53.7850	14.3100
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	JWW	JWWZP	53.8830	14.3980
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	B2	B2ZP	53.8590	14.2820

Obszar oceny	Typ wód	Nazwa stacji	Kod stacji według ICES	Szerokość geograficzna [N]	Długość geograficzna [E]
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	SWR	SWRZP	53.9063	14.2682
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	Zalew Szczeciński 1	-	53.8484	14.5752
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	Zalew Szczeciński 3	-	53.8709	14.4232
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	Zalew Szczeciński 4	-	53.7907	14.6131
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	Zalew Szczeciński 5	-	53.6969	14.5440
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	Zalew Szczeciński 6	-	53.7422	14.3016
Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	Zalew Szczeciński 7	-	53.6990	14.3681
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	1	1WM	54.4400	19.6670
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	2	2WM	54.4370	19.7170
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	3	3WM	54.4380	19.7640
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	5	5WM	54.3580	19.6580
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	6	6WM	54.4000	19.6330
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	T5	T5WM	54.3670	19.4560
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	8	8WM	54.3000	19.2830
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	T2	T2WM	54.2830	19.4190
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	10	10WM	54.3330	19.5190
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	Zalew Wiślany - Piaski	-	54.4210	19.5782
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	Zalew Wiślany - Przebrno	-	54.3515	19.3481
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	Zalew Wiślany - Frombork	-	54.3393	19.2373
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	Zalew Wiślany – Kąty Rybackie	-	54.4336	19.7748
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	Zalew Wiślany – Nowa Pasłęka	-	54.3564	19.6707
Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	Zalew Wiślany - Tolkmicko	-	54.3251	19.5204
Zalew Pucki	PL TW II WB2	T6a	T6aP	54.7190	18.4841
Zalew Pucki	PL TW II WB2	ZP6	BMPL5	54.6566	18.5216
Zalew Pucki	PL TW II WB2	JK (początek transektu)	P-JK	54.7355	18.5675
Zalew Pucki	PL TW II WB2	JK (koniec transektu)	P-JK	54.7331	18.5658
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB3	OM1	OM1P	54.5670	18.6830

Obszar oceny	Typ wód	Nazwa stacji	Kod stacji według ICES	Szerokość geograficzna [N]	Długość geograficzna [E]
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB3	T12	T12P	54.6810	18.6830
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB3	KO (początek transektu)	PL-KO	54.4848	18.5720
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB3	KO (koniec transektu)	PL-KO	54.4871	18.5763
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PL TW IV WB 4	ZG	ZGP	54.4899	18.8175
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PL TW IV WB 4	P104	PL-P104	54.5816	18.7900
Ujście Dziwny	PL TW V WB 6	DZ	DZZP	54.0400	14.7280
Ujście Wisły Przekop	PL TW V WB 5	OM3	OM3P	54.3830	18.9680
Ujście Świny	PL TW V WB 7	SWI	SWI	53.9434	14.2352
Ujście Świny	PL TW V WB 7	SW	SWZP	53.9640	14.2450
Ujście Świny	PL TW V WB 7	IV	IVZP	54.0059	14.2335
Półwysep Hel	PL CWI WB2	C18	C18P	54.7200	18.6460
Mierzeja Wiślana	PL CWI WB1	C19	C19P	54.4159	19.4958
Port Władysławowo	PL CWI WB3	C16	C16P	54.7970	18.4190
Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	3	3ZP	54.1130	15.0650
Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	4	4ZP	54.1670	15.2910
Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	5	5ZP	54.2040	15.5570
Rowy-Jarosławiec Zachód	PL CW II WB 6W	C8	C8P	54.5737	16.7038
Rowy-Jarosławiec Wschód	PL CW II WB 6E	C9	C9P	54.5940	16.8680
Rowy-Jarosławiec Wschód	PL CW II WB 6E	C11	C11P	54.6750	17.0300
Rowy-Jarosławiec Wschód	PL CW II WB 6E	RO	PL-RO	54.6813	17.0405
Rowy-Jarosławiec Wschód	PL CW II WB 6E	RO1	PL-RO1	54.6816	17.0466
Jastrzębia Góra-Rowy	PL CWII WB 5	C12	C12P	54.7794	17.5551
Jastrzębia Góra-Rowy	PL CWII WB 5	C13	C13P	54.8390	18.0780
Jastrzębia Góra-Rowy	PL CWII WB 5	C13a	C13a	54.8166	17.8305
Władysławowo-Jastrzębia Góra	PL CWII WB 4	C15	C15P	54.8430	18.3440
Dziwna-Świna	PL CW III WB 9	2	2ZP	53.9810	14.4980
Jarosławiec-Sarbinowo	PL CW III WB 7	6	6ZP	54.2950	16.1250

Obszar oceny	Typ wód	Nazwa stacji	Kod stacji według ICES	Szerokość geograficzna [N]	Długość geograficzna [E]
Jarosławiec-Sarbinowo	PL CW III WB 7	7	7ZP	54.4510	16.3610

Ocena na podstawie wskaźnika SM_1

Do oceny stanu środowiska za pomocą wskaźnika SM_1 wykorzystano dane PMŚ zebrane w latach 2011-2016, dotyczące biomasy i pokrycia dna przez taksony makrofitów w czterech obszarach oceny w POM (Tabela 2.1.56).

Tabela 2.1.56. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrofitach wykorzystane do przeprowadzenia oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika SM_1 za okres 2011-2016 (według danych PMŚ).

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Bornholmski (Głazowisko Ławicy Słupskiej)	LS, LS1	HELCOM COMBINE RDSM
Rowy-Jarosławiec Wschód (Głazowisko Rowy)	RO, RO1	HELCOM COMBINE RDSM
Zalew Pucki	JK profil JK (7 stacji rozmieszczonych na profilu co 1 m głębokości)	HELCOM COMBINE RDSM
Zatoka Pucka Zewnętrzna (dno mieszane w rejonie Klifu Orłowskiego)	profil KO (8 stacji rozmieszczonych na profilu co 1 m głębokości)	HELCOM COMBINE RDSM

Oceny stanu siedliska bentosowego na podstawie makrofitów w analizowanych obszarach oceny dokonano na podstawie łącznie 98 wartości wskaźnika SM_1 z lat 2011-2016 wyliczonych dla poszczególnych stacji badawczych. W latach 2011-2016 stan środowiska był poniżej dobrego – subGES w trzech obszarach oceny z wyjątkiem głazowiska Ławicy Słupskiej (Basen Bornholmski), gdzie został osiągnięty dobry stan środowiska – GES (Tabela 2.1.57).

Tabela 2.1.57. Ocena stanu siedliska bentosowego na podstawie wartości wskaźnika SM_1 dla okresu 2011-2016 w 4 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Wielolecie 2011-2016
	Wartości wskaźnika SM_1						
Basen Bornholmski – Głazowisko Ławicy Słupskiej	0,46	0,84	1	1	1	1	0,88*
Rowy-Jarosławiec Wschód – Głazowisko Rowy	1	0,17	0,26	1	1	1	0,74*
Zalew Pucki	0,77	0,41	0,62	0,99	0,92	0,43	0,69*
Zatoka Pucka Zewnętrzna	0,75	0,78	0,62	0,71	0,87	0,66	0,74*

*Średnia ze wszystkich wartości wskaźnika SM_1 wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, w danym obszarze oceny.

We wszystkich omawianych obszarach ocena stanu siedlisk bentosowych mierzona wskaźnikiem SM_1 jest wyższa w latach 2011-2016 od tej z lat 2005 -2010 (Tabela 2.1.58). Różnice w ocenie stanu środowiska między dwoma okresami oceny są znaczne. Wartość wskaźnika SM_1 dla Głazowiska Ławicy Słupskiej (Basen Bornholmski) i Głazowiska Rowy (JCWP: Rowy-Jarosławiec-Wschód) jest wyższa dla okresu 2011-2016 niż dla okresu 2005-2010 o, odpowiednio, 42% i 40%. W Zalewie Puckim wskaźnik SM_1 osiągnął wyższą wartość o 25 %, natomiast w Zatoce Puckiej Zewnętrznej (dno mieszane w rejonie Klifu Orłowskiego) o 6%. Tylko w jednym obszarze oceny – w Basenie Bornholmskim nastąpiła zmiana klasy jakości z subGES na GES.

Tabela 2.1.58. Porównanie wyników oceny stanu środowiska w latach 2010-2011 (wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) i w latach 2011-2016 (aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) na podstawie wskaźnika SM_1 w podakwenach Morza Bałtyckiego wyznaczonych w POM.

Obszar oceny	Wstępna ocena (lata 2010 i 2011)	Aktualizacja wstępnej oceny (lata 2011-2016)	Kierunek zmian: ↗ polepszenie stanu ↘ pogorszenie stanu
Basen Bornholmski (Głazowisko Ławicy Słupskiej)	0,62	0,88	↗
Rowy-Jarosławiec Wschód (Głazowisko Rowy)	0,53	0,74	↗
Zalew Pucki	0,55	0,69	↗
Zatoka Pucka Zewnętrzna (dno mieszane w rejonie Klifu Orłowskiego)	0,70	0,74	↗

Porównując stan środowiska POM w latach 2011-2016 (SM_1=0,74 – subGES) ze stanem w latach 2010-2011 (SM_1=0,58 – subGES) można zauważyć, że uległ on poprawie.

Ocena na podstawie wskaźnika B

Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik B, uwzględniającą dane PMŚ w zakresie makrozoobentosu zebranego w okresie oceny (lata 2011-2016), wykonano dla wszystkich (22) obszarów oceny w POM, obejmujących zarówno wody otwarte, jak i przejściowe i przybrzeżne (Tabela 2.1.59).

Tabela 2.1.59. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrozoobentosie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika B za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Bornholmski	P5, P3, B13, M3, P16, K6	HELCOM COMBINE
Basen Gdański	P1, ZN4, P110	HELCOM COMBINE
Wschodni Basen Gotlandzki	Ł7, Z, P140, P2	HELCOM COMBINE
Zalew Kamieński	WL, DZR	RDW
Zalew Szczeciński	C, E, F, H, JWW, B2, SWR	RDW
Zalew Wiślany	1, 2, 3, 5, 6, T5, 8, T2, 10	RDW
Zalew Pucki	T6a, ZP6	st. T6a - RDW, st. ZP6 - HELCOM COMBINE
Zatoka Pucka Zewnętrzna	OM1, T12	RDW
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	ZG, P104	st. ZG - RDW, st. P104 - HELCOM COMBINE
Ujście Dziwny	DZ	RDW
Ujście Wisły Przekop	OM3	RDW
Ujście Świny	SWI, SW, IV	RDW
Półwysep Hel	C18	RDW
Mierzeja Wiślana	C19	RDW
Port Władysławowo	C16	RDW
Sarbinowo-Dziwna	3ZP, 4ZP, 5ZP	RDW
Rowy-Jarosławiec Zachód	C8	RDW
Rowy-Jarosławiec Wschód	C9, C11	RDW
Jastrzębia Góra-Rowy	C12, C13, C13a	RDW
Władysławowo-Jastrzębia Góra	C15	RDW
Dziwna-Świna	2ZP	RDW
Jarosławiec-Sarbinowo	6ZP,7ZP	RDW

Ocena stanu siedliska bentosowego (dno miękkie) wykonana z zastosowaniem wskaźnika B dla 22 obszarów oceny w POM wykazała, że zaledwie cztery podakweny prezentowały stan

dobry – GES (B ≥ 3,18) (Tabela 2.1.60.). Były to jednolite części wód przybrzeżnych (Półwysep Hel, Władysławowo – Jastrzębia Góra, Jastrzębia Góra – Rowy, Rowy – Jarosławiec-Zachód), zlokalizowane w strefie morza środkowego wybrzeża, z dala od źródeł zanieczyszczeń antropogenicznych.

Najgorszy stan (subGES) stwierdzono w BasenieGdańskim, Basenie Bornholmskim oraz Wschodnim Basenie Gotlandzkim, które w swoich granicach zawierają południowobałtyckie głębie, od których baseny wzięły swe nazwy. Życie makroskopowe na dnie głębi jest ubogie pod względem taksonomicznym i ilościowym. Pojawia się ono periodycznie, w następstwie napływu natlenionych wód z Morza Północnego i trwa do wyczerpania się tlenu w wodach przydennych. Wpływa to na stan jakości wód, który odzwierciedla niska wartość wskaźnika B.

Stan poniżej dobrego – subGES stwierdzono również w badanym Zalewie Szczecińskim, Zalewie Kamieńskim, a szczególnie w Zalewie Wiślanym. Są to akweny silnie zeutrofizowane, będące odbiornikami wód rzek wnoszących duży ładunek soli biogenicznych i pomimo swojej relatywnej płytkości, posiadające złe warunki tlenowe w wodach przydennych i osadach. Pozytywnie na tym tle wyróżniał się obszar oceny: Zalew Pucki (wewnętrzna część Zatoki Puckiej), w którym przez cztery lata panowały dobre warunki (stan GES). Jednak słaby stan stwierdzony w 2011 r. zaważył o obniżeniu łącznej oceny w okresie 2011-2016 do stanu subGES.

Tabela 2.1.60. Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B dla okresu 2011-2016 w 22 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Wielolecie 2011-2016*
	Wartości wskaźnika B						
Basen Gdański	0	1,41	1,9	0,9	1,9	1,88	1,33
Wschodni Basen Gotlandzki	2,36	2,46	2,52	2,82	2,92	3,01	2,86
Basen Bornholmski	2,71	2,58	2,6	2,55	2,8	2,7	2,7
Zalew Kamieński	1,73	2,64	-	-	2,97	2,41	2,52
Zalew Szczeciński	2,03	2,42	-	2,6	1,91	2	2,25
Zalew Wiślany	-	1,08	1,13	-	-	-	1,15
Zalew Pucki	2,16	3,34	3,3	3,23	3,44	3,17	2,92
Zatoka Pucka Zewnętrzna	2,8	-	-	2,92	2,44	-	2,69
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	2,72	2,57	2,21	2,51	2,58	2,84	2,6
Ujście Dziwny	-	-	-	-	2,43	2,75	2,59
Ujście Wisły Przekop	2,02	-	-	2,22	2,73	-	2,32
Ujście Świny	2,6	3,09	-	-	3,27	3,03	3,11
Mierzeja Wiślana	1,96	-	-	2,63	2,08	-	2,22
Półwysep Hel	-	3,58	-	3,47	3,41	-	3,49
Port Władysławowo	-	-	-	1,73	2,36	-	2,04
Władysławowo-Jastrzębia Góra	-	3,02	-	3,13	3,48	-	3,21
Jastrzębia Góra-Rowy	-	3,6	-	3,04	2,82	-	3,38
Rowy-Jarosławiec Zachód	-	-	-	2,84	4,11	-	3,48
Rowy-Jarosławiec Wschód	2,51	-	-	3,47	4,37	-	2,91
Jarosławiec-Sarbinowo	-	1,81	-	-	2,5	-	2,16
Sarbinowo-Dziwna	-	2,53	-	-	1,79	-	2,16
Dziwna-Świna	-	2,36	-	-	-	2,61	2,56

*Średnia ze wszystkich wartości wskaźnika B wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, w danym obszarze oceny.

Określenie kierunku zmian jakości środowiska mierzonego wskaźnikiem B, jakie zaszły w okresie od opracowania wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) do końca okresu sporządzania niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich jest utrudnione, gdyż granice 17 z 22 podakwenów (obszarów oceny) wyznaczone we wstępnej ocenie różnią się w stosunku do granic wyznaczonych w aktualnej ocenie (HELCOM 2013a). Ocena wstępna została wykonana na poziomie 3. podziału Morza Bałtyckiego na podakweny, a w obecnej aktualizacji oceny wstępnej – ocenie podlegają obszary na poziomie 4 (HELCOM 2013a, aktualizacja załącznika 4 -2017). W Tabela 2.1.61 przedstawiono zmianę stanu (polepszenie lub pogorszenie) w podakwenach, których granice w niniejszej ocenie są takie same jak w ocenie poprzedniej.

Tabela 2.1.61. Porównanie wyników oceny stanu środowiska w latach 2005-2010 (wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) i w latach 2011-2016 (aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) na podstawie wskaźnika B w podakwenach Morza Bałtyckiego wyznaczonych w POM.

Obszar oceny	Wstępna ocena (lata 2008-2011)	Aktualizacja wstępnej oceny (lata 2011-2016)	Kierunek zmian: ↗ polepszenie stanu ↘ pogorszenie stanu
Basen Bornholmski	2,82	2,70	↘
Wschodni Basen Gotlandzki	2,60	2,86	↗
Basen Gdański	1,63	1,33	↘
Zalew Wiślany	1,75	1,15	↘
Zalewu Szczeciński	2,13	2,25	↗

Różnice w ocenie stanu środowiska mierzonego wskaźnikiem B w obydwu okresach oceny były niewielkie. W żadnym z podakwenów nie nastąpiła zmiana klasy jakości (GES/subGES). Największa zmiana zaszła w Zalewie Wiślanym, gdzie wskaźnik B obniżył się o 0,6.

Ocena na podstawie wskaźnika ESMIz

Do oceny stanu siedliska bentosowego (piaski infralitoralu) w Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim na podstawie makrofitów za pomocą wskaźnika ESMIz wykorzystano dane PMŚ, zebrane w 2016 r. na 15 stacjach badawczych (Tabela 2.1.62).

Tabela 2.1.62. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrofitach w zalewach wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika ESMIz za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Zalew Wiślany	Zalew Wiślany – Piaski, Zalew Wiślany – Przebrno, Zalew Wiślany – Frombork, Zalew Wiślany – Kąty Rybackie, Zalew Wiślany – Nowa Pasłęka, Zalew Wiślany - Tolkmicko	RDW
Zalew Szczeciński	Zalew Szczeciński 1, Zalew Szczeciński 3, Zalew Szczeciński 4, Zalew Szczeciński 5, Zalew Szczeciński 6, Zalew Szczeciński 7	RDW
Zalew Kamieński	Zalew Kamieński 1, Zalew Kamieński 2, Zalew Kamieński 3	RDW

Ocena zalewów wykonana z zastosowaniem wskaźnika ESMIz dla 3 obszarów oceny w POM wykazała stan poniżej dobrego – subGES (ESMIz < 0,123), (Tabela 2.1.63). Ekosystemy zalewów charakteryzują się dużą powierzchnią, bardzo małą głębokością, położone są w odcinkach przyujściowych rzek i poddawane są wpływom dużych, silnie antropogenicznie zmienionych zlewni. Wszystkie te cechy sprawiają, że ekosystemy te są bardzo podatne na degradację (Cieśliński 2010, 2011).

Tabela 2.1.63. Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego w zalewach na podstawie wartości wskaźnika ESMIz dla okresu 2011-2016 (dane jedynie z 2016 r.) w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	Wielolecie 2011-2016
Zalew Wiślany	0,029
Zalew Szczeciński	0,036
Zalew Kamieński	0,027

Aktualna ocena stanu makrofitów w zalewach z wykorzystaniem wskaźnika ESMIz została wykonana w POM po raz pierwszy, więc nie można się odnieść do oceny wstępnej (GIOŚ 2014).

Ocena zintegrowana siedlisk bentosowych

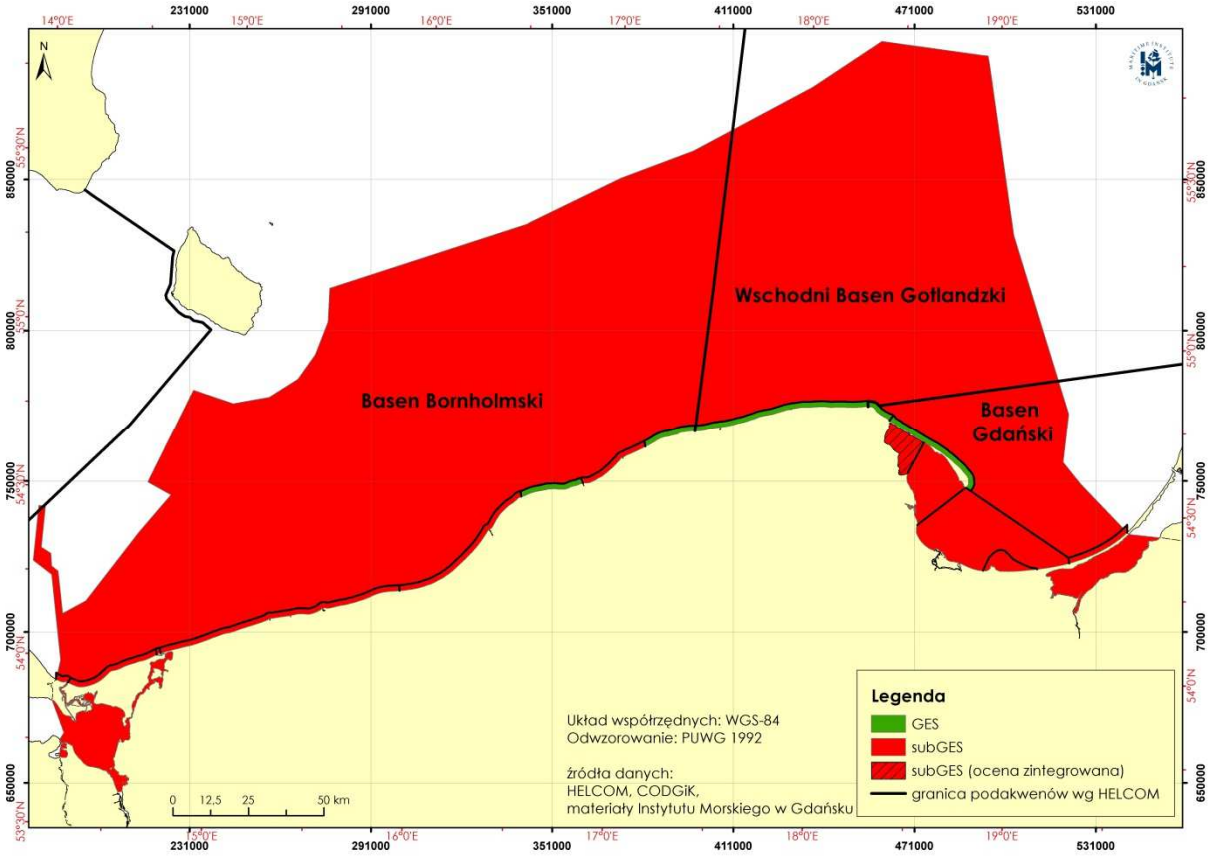
Zgodnie z metodą oceny stan siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016 przedstawiono w podziale na 4 wskazane poniżej rodzaje siedlisk, różniące się strukturą zespołów flory i fauny związanych z określonym typem dna.

1. Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie miękkim w 22 obszarach oceny w POM (w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk na podstawie klasyfikacji EUNIS według decyzji 2017/848 – Tabela 1.4.4), w tym w 21 obszarach na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika B (Tabela 2.1.53) oraz dla obszaru JCW Zalewu Puckiego, gdzie zastosowano zintegrowaną ocenę między wskaźnikiem SM_1 i B (Tabela 2.1.64), a następnie użyto klasyfikacji wyniku oceny – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" (Tabela 2.1.51). Ocenę stanu tego siedliska przedstawiono na mapie (Rys. 2.1.79).

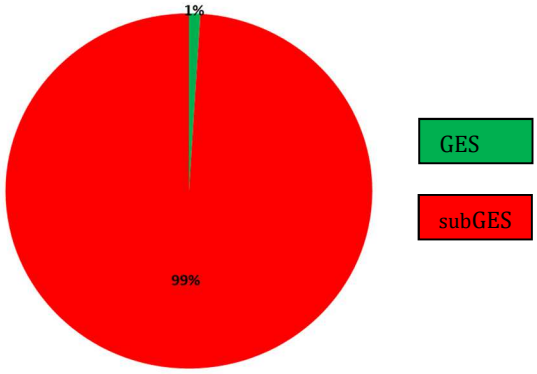
Tabela 2.1.64. Zintegrowana ocena stanu siedlisk bentosowych na dnie miękkim z uwzględnieniem wskaźnika SM_1 i B w okresie 2011-2016.

Obszar oceny	Wskaźnik	Wartość znormalizowana wskaźnika dla lat 2011-2016	Waga wskaźnika	BQR	Ocena
Zalew Pucki	SM_1	0,52	0,5	0,50	subGES
	B	0,49	0,5		

Ocena siedliska bentosowego (dno miękkie) wykazała, że w latach 2011-2016 większość (18) obszarów oceny w POM, stanowiących 99% powierzchni, prezentowało stan poniżej dobrego – subGES, a tylko 4 podakweny (1% powierzchni POM), jednolite części wód przybrzeżnych: Półwysep Hel, Władysławowo – Jastrzębia Góra, Jastrzębia Góra – Rowy, Rowy – Jarosławiec-Zachód charakteryzowały się dobrym stanem – GES.



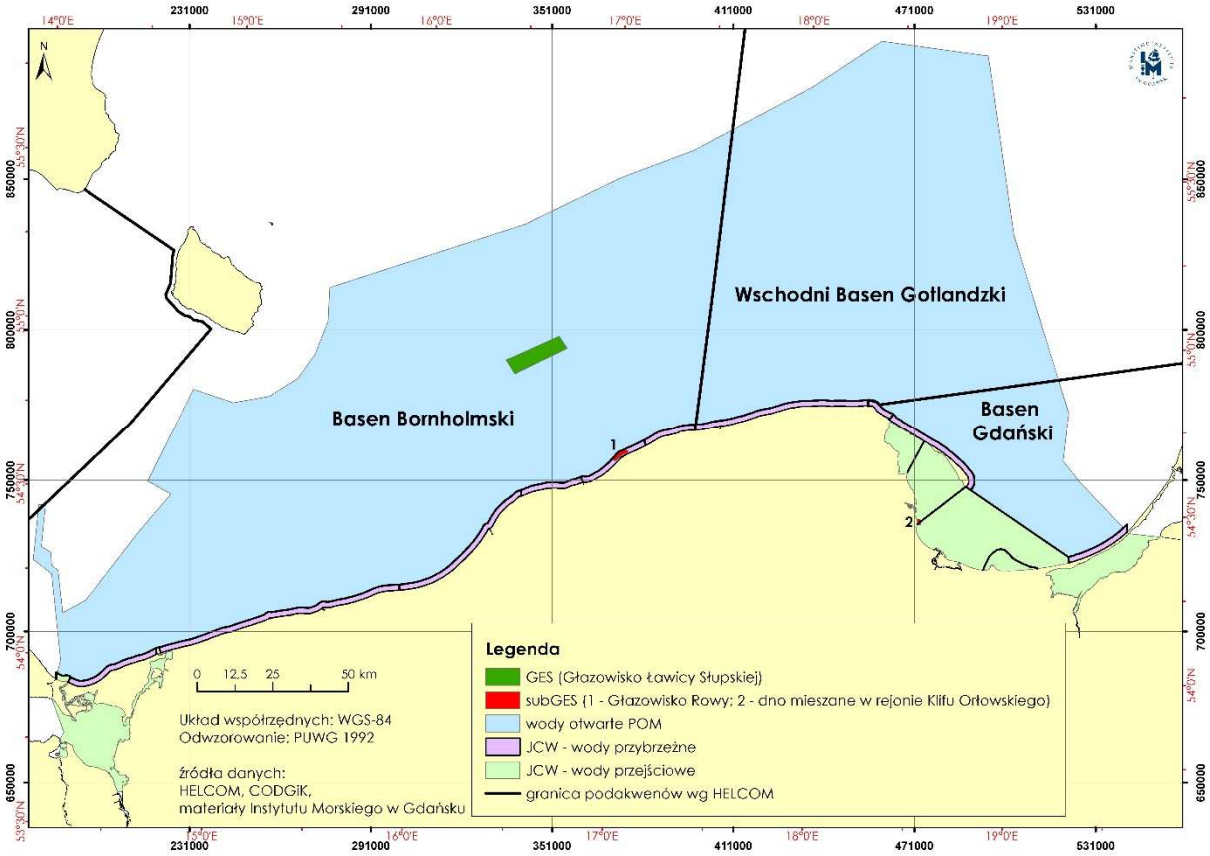
Rys. 2.1.79. Zintegrowana ocena stanu siedliska bentosowego – dno miękkie dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ).



Rys. 2.1.80. Siedlisko bentosowe dna miękkiego wykazujące stan dobry – GES oraz poniżej dobrego – subGES w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

2. Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie twardym w 2 obszarach oceny w POM: na głazowisku Ławicy Słupskiej (w obszarze Basenu Bornholmskiego) oraz na głazowisku Rowy (w obszarze jednolitych części wód: Rowy - Jarosławiec-Wschód) na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika SM_1 (Tabela 2.1.52), którą przedstawiono na Rys. 2.1.81.

Ocena siedliska bentosowego na dnie twardym wykazała, że w latach 2011-2016 głazowisko Ławicy Słupskiej o powierzchni 111,3 km^2 prezentowało dobry stan – GES, natomiast głazowisko Rowy (powierzchnia 2,57 km^2) cechował stan poniżej dobrego – subGES (Rys. 2.1.81).



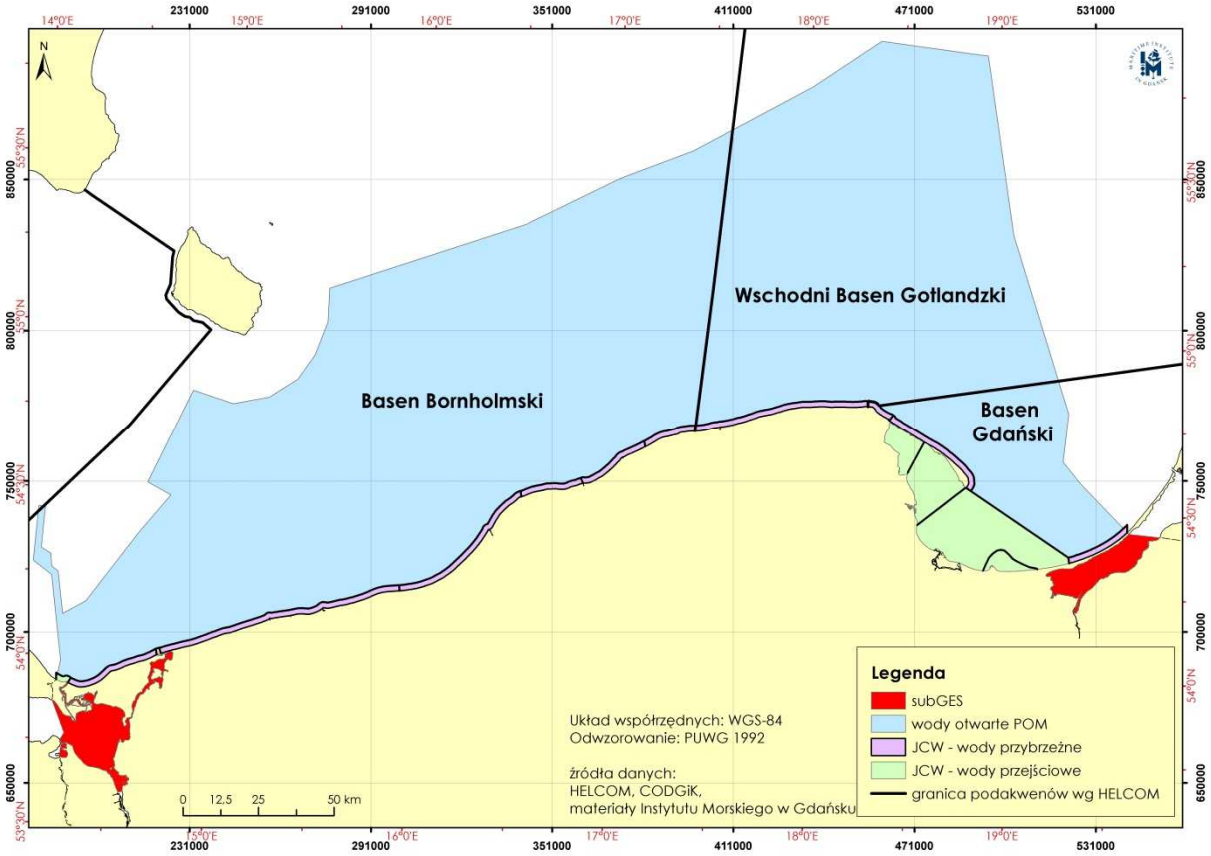
Rys. 2.1.81. Ocena stanu siedliska bentosowego – dno twarde (głazowiska) oraz dna mieszanego (rejon Klifu Orłowskiego) dla wielolecia 2011-2016 w POM.

3. Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie mieszanym w obszarze Zatoki Puckiej Zewnętrzenj w rejonie Kilfu Orłowskiego na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika SM_1 (Tabela 2.1.52).

W rejonie Klifu Orłowskiego o powierzchni 1,99 km^2 ocena tego typu siedliska wykazała stan poniżej dobrego – subGES (Rys. 2.1.81).

4. Ocena stanu siedliska makrofitów w zalewach w 3 obszarach oceny w POM: Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika ESMIz (Tabela 2.1.54.), którą przedstawiono na Rys. 2.1.82.

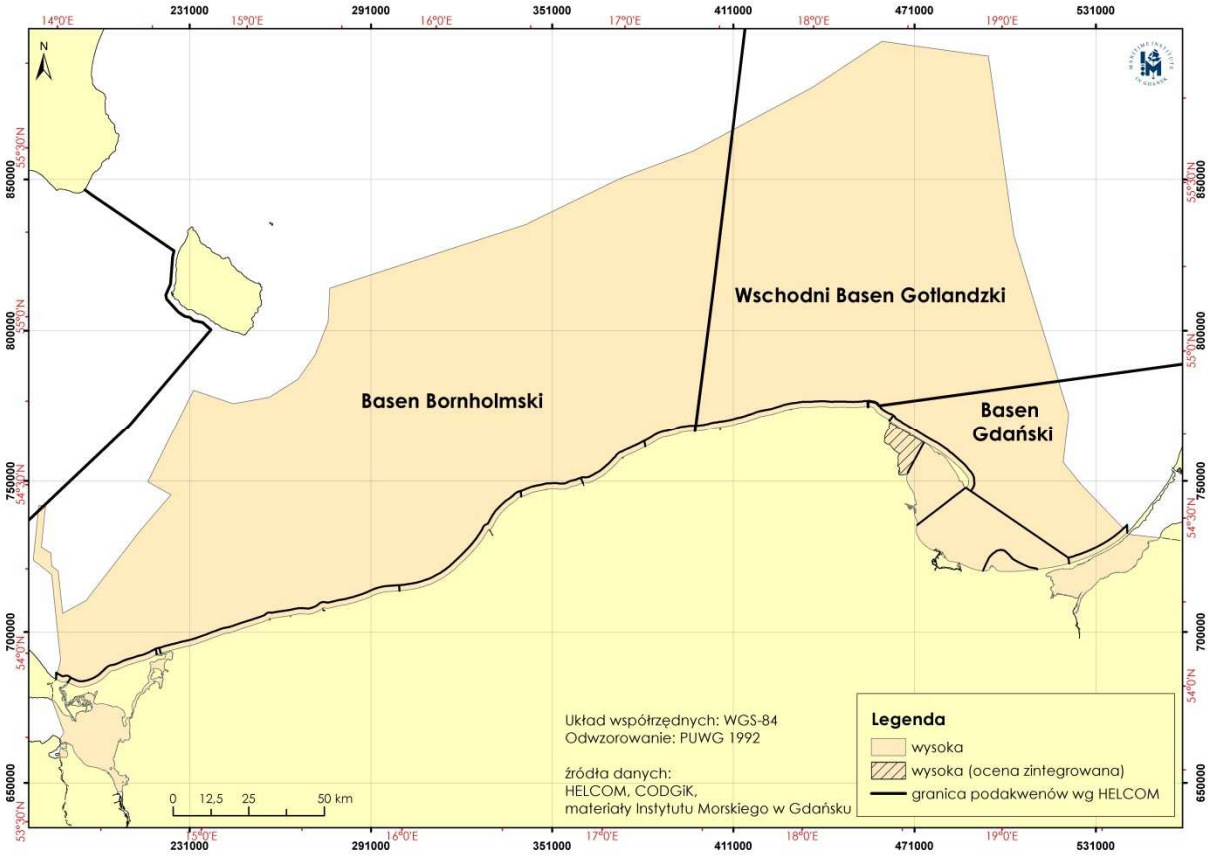
Ocena makrofitów w zalewach o łącznej powierzchni 752,61 km^2 wykazała stan poniżej dobrego – subGES w każdym z tych jednolitych części wód (Rys. 2.1.82).



Rys. 2.1.82. Ocena stanu siedliska makrofitów w zalewach w 2016 r. w POM (źródło danych PMŚ).

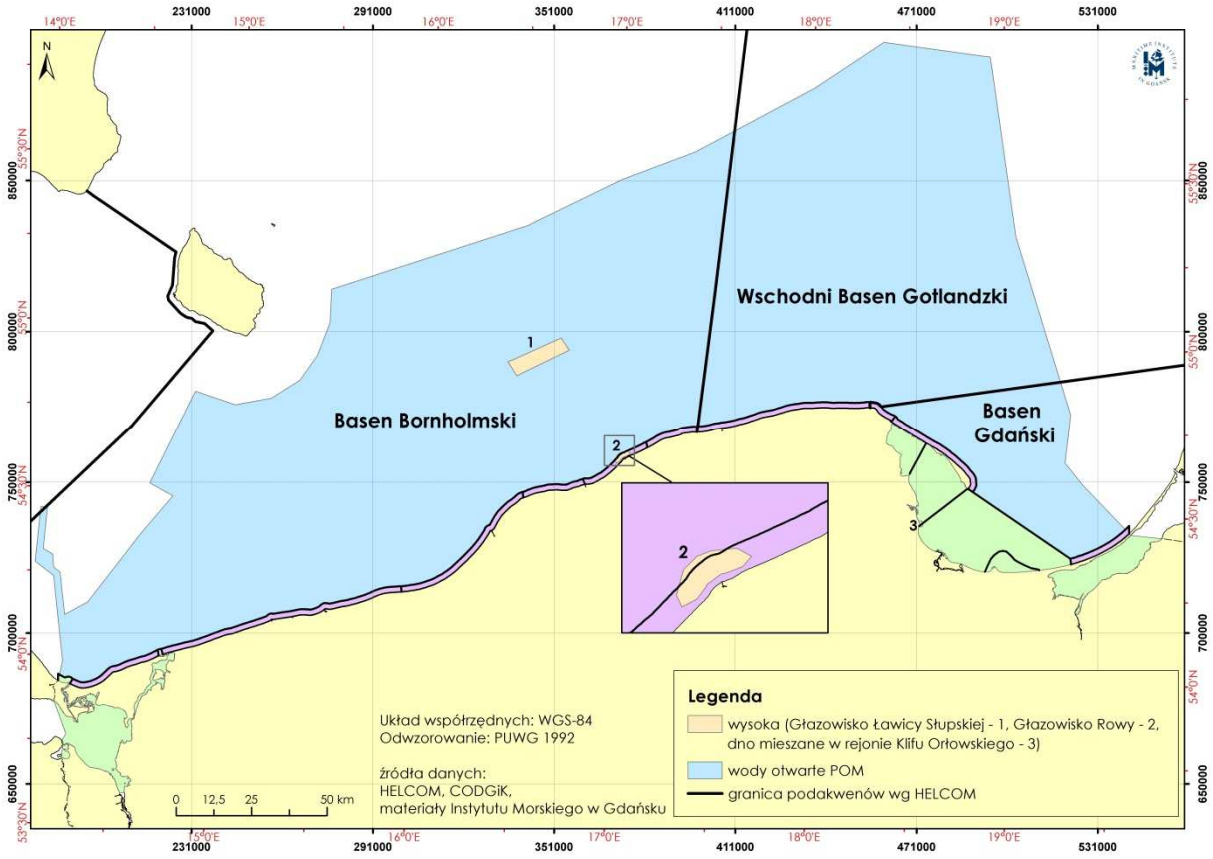
Wiarygodność oceny siedlisk bentosowych za lata 2011-2016

Wiarygodność oceny dla siedlisk bentosowych na dnie miękkim przy zastosowaniu wskaźnika B oraz w integracji z wskaźnikiem SM_1 (Zalew Pucki) wskazuje na status wysoki (Rys. 2.1.83).



Rys. 2.1.83. Status wiarygodności zintegrowanej oceny stanu siedliska bentosowego – dno miękkie dla wielolecia 2011-2016 w POM.

Podobnie, w przypadku wiarygodności oceny dla siedliska bentosowego na dnie twardym (głazowisko Ławicy Słupskiej oraz głazowisko Rowy) oraz na dnie mieszanym w rejonie Klifu Orłowskiego status określono również jako wysoki (Rys. 2.1.84).



Rys. 2.1.84. Status wiarygodności oceny stanu siedliska bentosowego – dno twarde (głazowiska) oraz dna mieszanego w rejonie Klifu Orłowskiego dla wielolecia 2011-2016 w POM.

Siedliska pelagiczne

Wskaźniki

Stan siedlisk pelagicznych w wodach otwartych POM został oceniony na podstawie podstawowego wskaźnika „*Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu*" (zastosowany jedynie w Basenie Gdańskim) i wstępnego wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*", typowych do oceny struktury biotycznej siedliska. Dodatkowo do oceny tych siedlisk wykorzystano dwa wskaźniki eutrofizacji: wstępny wskaźnik „*Indeks zakwitów sinic*" oraz podstawowy wskaźnik „*Chlorofil-a*". Ostatnie dwa wskaźniki włączono do oceny głównie w celu przedstawienia zmian na najniższym, podstawowym poziomie produkcji biologicznej – zmian w produkcji pierwotnej. Wskaźnik „*Chlorofil-a*" charakteryzuje ogólny poziom produkcji pierwotnej poprzez aproksymowanie zmienności biomasy fitoplanktonu. Jest on jednocześnie jednym z podstawowych wskaźników oceny eutrofizacji.

Dla 19 jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych do określenia stanu siedlisk pelagicznych zastosowano krajowy wskaźnik „*Chlorofil-a*", który spełnia wymagania RDW (Anon. 2000).

Powyższy dobór wskaźników do oceny stanu siedlisk pelagicznych w POM jest zbieżny z zastosowanym w II ocenie holistycznej Morza Bałtyckiego (HELCOM 2017a).

Wskaźnik „Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu"

Charakterystyka i wzór

Wskaźnik „*Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu*" (ang. *Zooplankton mean size and total stock* – MSTS) jest wskaźnikiem podstawowym HELCOM. Pozwala ocenić stan niższych poziomów troficznych sieci pokarmowej pelagialu i w sposób pośredni jej strukturę.

Zooplankton stanowi ogniwo łączące producentów pierwotnych i konsumentów wyższego rzędu, a jego struktura determinuje przepływ energii do wyższych poziomów troficznych. Zmiany w składzie jakościowym i ilościowym zooplanktonu rzutują na zasoby fitoplanktonu oraz na stan i wielkość zasobów rybnych (Jeppsen i in. 2011).

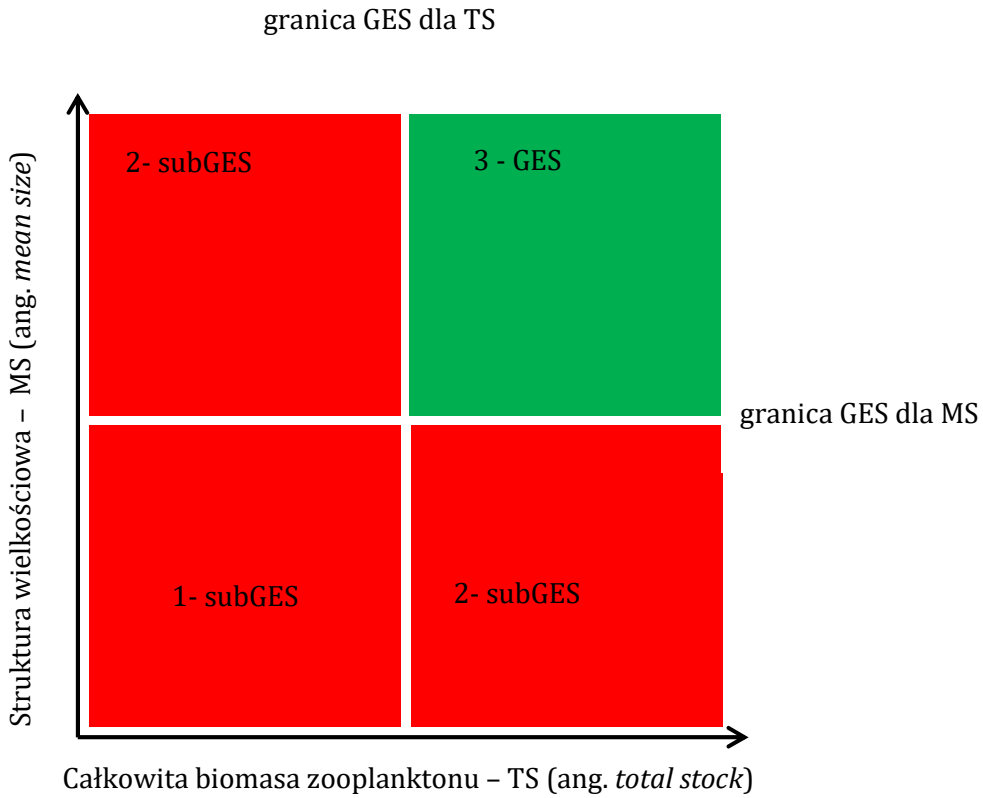
Do obliczenia wskaźnika MSTS potrzebne są dane charakteryzujące całkowitą liczebność zooplanktonu (liczba osobników w 1 m^3 wody – ind. m^{-3}) i całkowitą biomasę zooplanktonu (miligramy lub mikrogramy masy mokrej zooplanktonu w 1 m^3 wody - mg m^{-3} lub µg m^{-3}) z miesięcy czerwiec – wrzesień z okresu oceny. Są to miesiące, w których wykonuje się najwięcej badań monitoringowych zooplanktonu oraz charakteryzują się największą produkcją planktonu i największą presją drapieżników na zasoby zooplanktonu. Dane pochodzące z badań wykonanych na stacjach zlokalizowanych w obrębie jednego obszaru oceny, mogą służyć jedynie do oceny tego podakwenu. Do obliczeń wskaźnika mogą zostać użyte wyłącznie dane według listy taksonów zooplanktonu opracowanej przez grupę HELCOM ZEN-ZIIM, mimo, że w bazie ICES niektóre nazwy taksonów różnią się od tej z listy ZEN-ZIIM, co należy zweryfikować przed przystąpieniem do obliczeń. Dane użyte do oceny powinny cechować się rozkładem normalnym (np. test Kołmogorowa-Smirnowa/Shapiro-Wilka), a jeżeli wyniki odbiegają od krzywej w sposób znaczący, należy przeprowadzić ich normalizację za pomocą przekształcenia Boxa-Coxa. W tym celu można wykorzystać kalkulator dostępny online (http://www.wessa.net/rwasp_boxcoxnorm.wasp; Wessa 2017). W rezultacie należy uzyskać dwie składowe wskaźnika:

1) Strukturę wielkościową zooplanktonu (ang. *mean size*), czyli iloraz całkowitej liczebności (suma poszczególnych wartości liczebności taksonów zooplanktonów) oraz całkowitej biomasy [µg m^{-3}] – **MS**;
2) Całkowitą biomasę zooplanktonu (ang. *total stock*), czyli sumę poszczególnych wartości biomasy taksonów zooplanktonu [mg m^{-3}] – **TS**.

Wskaźnik MSTS spełnia kryterium D1C6 (Tabela 2.1.2) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna oraz kryterium D4C3 w ramach cechy D4 – łańcuchy pokarmowe zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymagania Bałtyckiego Planu Działań w zakresie celów ekologicznych – dobrze rozwijające się i pozostające w równowadze populacje roślin i zwierząt, co ma bezpośrednie powiązanie ze strukturą sieci pokarmowej.

Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Metodykę wyznaczania granicy dobrego stanu środowiska (GES) przyjęto na podstawie raportu HELCOM dotyczącego wskaźnika MSTS (Gorokhova i in. 2015). Granice dla obu składowych wskaźnika (TS, MS) wyznacza się w oparciu o dane z okresu referencyjnego (na podstawie zawartości chlorofilu-a – $RefCon_{Chl}$ lub kondycji ryb pelagicznych w rejonach analogicznych do lokalizacji stacji zooplanktonowych – $RefCon_{fish}$), czyli takiego przedziału czasu, kiedy nie był jeszcze obserwowany wpływ eutrofizacji na strukturę sieci pokarmowej i występowały korzystne warunki pokarmowe dla ryb. Brak obserwowanego wpływu eutrofizacji definiowany jest jako akceptowalne stężenie chlorofilu-a na niskim poziomie, natomiast korzystne warunki pokarmowe dla ryb oznaczają, że kondycja ryb śledziowatych (na podstawie wskaźników opisujących kondycję ryb) i zasoby ich populacji są stosunkowo wysokie. Za wartości graniczne obu składowych wskaźnika (TS, MS), uznaje się wartości tożsame z dolną granicą 99% przedziału ufności dla danych po normalizacji metodą Boxa-Coxa. Wartości progowe MSTS w Basenie Gdańskim wyznaczono w oparciu o dane z okresu referencyjnego związanego z kondycją ryb pelagicznych ($RefCon_{fish}$) z lat 1986-2016. Koncepcja oceny stanu środowiska na podstawie wskaźnika MSTS została przedstawiona na Rys. 2.1.85.



Rys. 2.1.85. Wartości progowe GES dla obu składowych wskaźnika MSTS: MS (struktura wielkościowa zooplanktonu) i TS (całkowita biomasa zooplanktonu).

W przypadku, gdy wskaźnik przyjmie wartość oznaczoną na rysunku jako 1 (wartości obu składowych wskaźnika są niższe od granic dla tych składowych: MS i TS) lub kiedy wskaźnik przyjmuje wartość oznaczoną na rysunku jako 2 (przynajmniej jedna wartość składowej wskaźnika jest niższa od wyznaczonej granicy GES dla tej składowej) – to stan środowiska jest oceniony jako poniżej dobrego – subGES. Jedynie w przypadku, gdy wskaźnik przyjmie wartość oznaczoną na rysunku jako 3 (wartości obu składowych wskaźnika są wyższe od granic dla tych składowych: MS i TS) – to stan środowiska może być oceniony jako dobry – GES.

Wartość wskaźnika MSTS nie jest znormalizowana. Dla obszarów oceny występujących w POM wartość progowa została wyznaczona i przyjęta do zastosowania w ocenie dla Basenu Gdańskiego (Tabela 2.1.65). W Basenie Bornholmskim oraz we Wschodnim Basenie Gotlandzkim wartości progowe nie zostały wyznaczone (HELCOM 2017f).

Tabela 2.1.65. Wartość progowa dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „*Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu*" dla obszaru oceny w POM.

Obszar oceny	Wartość progowa dla struktury wielkościowej zooplanktonu – MS [µg m^{-3}]	Wartość progowa dla struktury wielkościowej zooplanktonu – TS [mg m^{-3}]
Basen Gdański	10,2	103

Źródło: na podstawie opracowania Margoński i Całkiewicz (2017).

Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Za dwa najważniejsze czynniki presji antropogenicznej powiązane ze stanem zooplanktonu uznaje się rybołówstwo i eutrofizację. Rybołówstwo oparte, tak jak w rejonie Bałtyku, na intensywnych połowach dorsza, prowadzi do spadku wielkości jego populacji, a tym samym do wzrostu rozwoju populacji ryb planktonożernych, które coraz bardziej ograniczają zasoby

zooplanktonu o największych rozmiarach. Inne presje powiązane z działalnością człowieka, które mogą regulować jakościowe i ilościowe zasoby zooplanktonu to (za Gorokhova i in. 2015):

1) zmiana temperatury wody – w wyniku zmian klimatu (wyższa temperatura wody sprzyja rozwojowi zooplanktonu mikrofagowego);
2) zmiana stężenia tlenu w wodzie;
3) zanieczyszczenie wód;
4) pojawianie się gatunków inwazyjnych.

Wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy"

Charakterystyka i wzór

Wskaźnik „*okrzemkowo-bruzdnicowy"* (ang. *Diatom/Dinoflagellate ratio* – Dia/Dino) jest wskaźnikiem obrazującym zmiany stanu środowiska jako wyniku oddziaływania czynników antropogenicznych i globalnych, np. zmiany klimatu (Alheit i in. 2005, HELCOM 2017g), prowadzących jednocześnie do przeobrażeń w łańcuchu pokarmowym (Kownacka 2016, Wasmund i in. 2017). Wskaźnik ten można zastosować wszędzie tam, gdzie występują wiosenne zakwity okrzemek lub bruzdnic (Wasmund i in. 1998, 2013). Definicja zakwitu oraz czas jego trwania w różnych podakwenach Bałtyku zostały określone przez HELCOM (1996) oraz Wasmund'a i in. (1998). Zakwit jest to masowy wzrost ilości fitoplanktonu w wodzie. Dla poszczególnych grup fitoplanktonu zostały określone wartości progowe, których przekroczenie wskazuje na zakwit. Dla okrzemek i bruzdnic ta wartość to 1000 µg l^{-1} (Kownacka 2017). Na intensywność zakwitu wpływa wiele czynników, takich jak: zawartość składników odżywczych, dostępność światła, stopień wymieszania wód, temperatura i zasolenie.

Wskaźnik „*okrzemkowo-bruzdnicowy"* opiera się na określeniu stosunku biomasy autotroficznych okrzemek do auto- i miksotroficznych bruzdnic na podstawie wzoru opracowanego przez Wasmund i in. (2013). W POM, dla spełnienia wymagań tego wskaźnika, fitoplankton powinien być monitorowany od lutego do maja. Podany poniżej wzór wskaźnika jest możliwy do zastosowania przy założeniu, że wartość graniczna dla biomasy okrzemek i bruzdnic równa 1000 µg l^{-1} zostanie przekroczona przynajmniej w jednej próbie w sezonie przez okrzemki lub bruzdnice. Oznacza to, że pobór prób odbył się podczas trwania zakwitu w rejonie Bałtyku Południowego (Wasmund 2017).

$$wskaźnik\ okrzemkowo-bruzdnicowy = \frac{\text{biomasa okrzemek}}{\text{biomasa okrzemek} + \text{biomasa bruzdnic (auto + miksotroficznych)}}$$

Do wyliczenia wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego"* rekomendowana jest średnia mokra biomasa sezonowa okrzemek i bruzdnic. Jeśli okrzemki w danym roku były pobierane więcej niż raz w okresie od lutego do maja, w pierwszej kolejności należy wyliczyć średnią miesięczną biomasę okrzemek i bruzdnic (auto- i miksotroficznych) na każdej stacji badawczej, natomiast we wzorze używać średnich wartości sezonowych mokrej masy okrzemek i bruzdnic, które oblicza się ze średnich miesięcznych. Biomasa okrzemek i bruzdnic musi być wyliczona jako mokra masa lub jako biomasa wyrażona w zawartości węgla w komórce i podana w tych samych jednostkach zarówno w liczniku, jak i w mianowniku wzoru. Im większa częstotliwość poboru prób, tym większe prawdopodobieństwo napotkania zakwitu i większa wiarygodność wskaźnika (Kownacka 2016, Wasmund i in. 2017). W celu obliczenia wskaźnika dla wielolecia, należy uśrednić wartości wskaźnika z wybranych lat.

Wskaźnik „*okrzemkowo-bruzdnicowy*" spełnia kryterium D4C2 (Tabela 2.1.2) w ramach cechy D4 – łańcuchy pokarmowe oraz kryterium D5C1 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymagania Bałtyckiego Planu Działań w zakresie łańcucha pokarmowego, eutrofizacji, naturalnego rozmieszczenia i występowania roślin i zwierząt oraz równowagi w zespołach roślinnych i zwierzęcych.

Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Wartość wskaźnika *„okrzemkowo-bruzdnicowy”* jest znormalizowana, tzn. zawiera się w przedziale od 0 do 1, gdzie 1 wskazuje na dominację okrzemek przy braku bruzdnic. Wartość progowa została wyznaczona i przetestowana w II ocenie holistycznej dla Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (HELCOM 2017g). Wartości progowe dla wskaźnika *„okrzemkowo-bruzdnicowego”* przedstawiono w Tabela 2.1.66. Wartości równe lub wyższe od wartości progowej oznaczają dobry stan środowiska – GES.

Tabela 2.1.66. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika *„okrzemkowo-bruzdnicowego”* regularnego dla obszarów oceny w POM.

Obszar oceny	Wartość progowa GES [µg l^{-1}]
Basen Gdański	0,6
Wschodni Basen Gotlandzki	0,5
Basen Bornholmski	0,6

Źródło: na podstawie opracowania Kownacka (2017).

Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Podczas wiosennego zakwitu spośród wszystkich grup fitoplanktonu w wodzie morskiej przeważają okrzemki i bruzdnice (HELCOM 2002, Danielsson i Papush 2008). Jego intensywność jest zdeterminowana głównie ilością substancji biogennych zakumulowanych podczas zimy. Następuje wtedy transfer energii i materii organicznej w ekosystemie (Krzymiński 2017). Stosunek ilości okrzemek do bruzdnic odzwierciedla stan ekosystemu i jakości zespołu fitoplanktonowego jako pożywienia dla pozostałych elementów w łańcuchu pokarmowym.

Okrzemki podczas zakwitu szybko osiągają wysoką biomasę, ponieważ intensywnie absorbują składniki odżywcze potrzebne do wzrostu. Z uwagi na ich właściwości sedymentacyjne, ich ilość w toni wodnej szybko maleje, a na dnie są pokarmem również dla organizmów bentosowych (Heiskanen 1998). Bruzdnice rosną wolniej niż okrzemki i z uwagi na ich zdolność do migracji pionowych w toni wodnej, mogą wykorzystywać składniki pokarmowe z niższych warstw wód. Pozostają w toni wodnej przez dłuższy czas, dzięki czemu są preferowanym pokarmem dla zooplanktonu (Horn i in. 2015, Pastuszak i in. 2016, Kownacka 2017, Wasmund i in. 2017).

Obserwacje zmiany stosunku biomasy okrzemek do bruzdnic w czasie zakwitu wiosennego i ich znaczenia dla całego ekosystemu w obszarze Morza Bałtyckiego są prowadzone już od dłuższego czasu (Klais i in. 2011, 2013, Wasmund i in. 1998, 2008). Zmiany grup dominantów fitoplanktonu mogą być wywołane działalnością człowieka, jak również globalną zmianą klimatu, tzw. „regime shift” (Kownacka 2016).

Głównym czynnikiem presji antropogenicznej powiązanym ze stanem fitoplanktonu: okrzemek i bruzdnic, jest eutrofizacja (Wasmund i in. 1998, Kownacka 2016, Krzymiński 2017). Wzbogacanie Morza Bałtyckiego w azotany i fosforany powoduje ogólny wzrost biomasy fitoplanktonu, w tym niektórych gatunków okrzemek lub bruzdnic, a co za tym idzie, wzrost mętności wody, zmniejszenie ilości tlenu w wodzie przydennej, zmiany w składzie taksonomicznym glonów prowadzące do zmian w strukturze łańcucha pokarmowego (Wasmund i in. 1998). Spadek zawartości krzemu występuje od zimy do lata, dlatego też wskaźnik „*okrzemkowo-bruzdnicowy*” może wskazywać na limitację wzrostu okrzemek w wodzie (Wasmund i in. 1998, 2013).

Na zmiany ilościowe i jakościowe w strukturze fitoplanktonu kluczowy wpływ ma także zmiana klimatu, tzw. „regime shift”. Wiosną obserwuje się drastyczny spadek biomasy okrzemek w Basenie Bornholmskim i Wschodnim Basenie Gotlandzkim przy równoczesnym wzroście biomasy wiciowców i bruzdnic (dane PMŚ 2011-2016, Wasmund i Uhlig 2003, Pastuszak i in. 2016). Przyczyną spadku biomasy okrzemek może być przełowienie (Pastuszak i in. 2016). Niezrównoważone połowy dużych drapieżników (dorsza) w Bałtyku w latach 80-tych XX wieku w połączeniu z obniżoną rekrutacją tego gatunku doprowadziły do zmniejszenia presji na ryby planktonożerne i w efekcie bardzo znacznego wzrostu biomasy szprota. Zwiększona biomasa ryb

planktonożernych powoduje zwiększoną konsumpcję zooplanktonu, a tym samym zmniejsza się presja na fitoplankton. Niewykorzystany fitoplankton przyczynia się do zwiększonej sedymentacji na dnie Bałtyku, zatem jest elementem przyczyniającym się do pogorszenia warunków tlenowych w wodach przydennych – sytuacji przypisywanej procesowi eutrofizacji (Pastuszak i in. 2016).

Wskaźnik „Indeks zakwitów sinic"

Charakterystyka i wzór

„*Indeks zakwitów sinic*" (ang. *Cyanobacterial bloom index* – CyaBI) jest wskaźnikiem wstępnym w zakresie eutrofizacji, stosowanym do oceny w wodach otwartego morza, na podstawie zakwitu sinic w miesiącach letnich. Wskaźnik został opracowany przez ekspertów z Fińskiego Instytutu Środowiska (SYKE) (HELCOM 2012, HELCOM 2017h).

Do wyznaczania wskaźnika i oceny stanu środowiska można wykorzystywać zarówno dane satelitarne (parametr CSA, sinice w warstwie powierzchniowej morza, ang. *cyanobacterial surface accumulations*) oraz dane pomiarowe *in situ* (parametr – biomasa sinic) (HELCOM 2017h).

Głównym źródłem danych służących do opracowania parametru CSA były dane w zakresie chlorofilu-a i przejrzystości wody morskiej, pochodzące z codziennych analiz zdjęć satelitarnych w Fińskim Instytucie Środowiska (SYKE) (Kahru i Elmgren 2014b, HELCOM 2017h). Dane satelitarne charakteryzują się bardzo wysoką częstotliwością pomiaru, dzięki czemu w sposób optymalny można śledzić tworzenie się, przebieg i czas trwania zakwitów sinic w powierzchniowej warstwie morza. Niemniej parametr ten jest silnie uzależniony nie tylko od czynników eutrofizujących, ale także od zmian związanych z klimatem, np. warunków wiatrowych. Metodyka opracowania tego parametru została opisana w raporcie HELCOM z projektu CORESET (HELCOM 2017h). Biomasa sinic uzupełnia parametr CSA, dostarczając informacji o rzeczywistej liczebności i biomasie sinic w powierzchniowej (0-10 m) warstwie wody (HELCOM 2017i). Te dane zbierane są w ramach monitoringu przez wszystkie kraje bałtyckie, zgodnie z krajowymi programami monitoringu Morza Bałtyckiego. Metody monitoringu i zasady metodyczne analizy taksonomicznej oraz oznaczania biomasy sinic opisane są w przewodniku „HELCOM Manual for Marine Monitoring" (HELCOM 2014a) w sekcji dotyczącej monitoringu fitoplanktonu w zakresie struktury gatunkowej, liczebności i biomasy. Z uwagi na znacznie niższą rozdzielczość czasową monitoringu *in situ*, wartości progowe dla biomasy oraz wyznaczony na ich podstawie stan nie spełniają wymagań odpowiedniej wiarygodności dla wskaźnika podstawowego.

Połączenie obydwu parametrów w jeden indeks zapewnia bardziej wiarygodne określenie stanu siedliska pelagicznego. Wskaźnik CyaBI zmienia się w sposób przeciwny w stosunku do wzrostu eutrofizacji, tzn. niskie wartości wskaźnika wskazują na silne zeutrofizowanie środowiska.

Wskaźnik „*Indeks zakwitów sinic*" spełnia kryterium D1C6 (Tabela 2.1.2.) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna oraz kryterium D5C3 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymagania Bałtyckiego Planu Działań w zakresie celu ekologicznego – zmniejszenie eutrofizacji w Bałtyku.

Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Wartości progowe dla poszczególnych obszarów oceny w Morzu Bałtyckim (HELCOM 2014b, 2017h) zostały wyznaczone oddzielnie dla każdego z parametrów tworzących wskaźnik na podstawie zgromadzonych długookresowych serii danych, w tym danych satelitarnych (CSA) dotyczących zakwitów sinic w Morzu Bałtyckim w latach 1979-2014 (Kahru i Elmgren 2014b) oraz danych z obserwacji *in situ* (biomasa sinic) w latach 1990-2015, zgromadzonych przez grupę HELCOM PEG (Wasmund i in. 2015). Wartości progowe wyznaczono stosując kombinację analizy statystycznej długookresowych serii danych z osądem eksperckim, ponieważ największym problemem w tym zadaniu był brak wiarygodnych i spójnych danych historycznych. Dane z lat 1970 lub 1980, występujące w dostępnych seriach nie odpowiadają charakterystyce „brak

oddziaływania człowieka lub tylko niewielki wpływ tej działalności", więc nie mogły być wykorzystane jako wartości referencyjne. Szczególnie, że zakwity sinic są zjawiskiem naturalnym w Morzu Bałtyckim, więc wartości progowe nie muszą określać stanu – bez zakwitów, ale raczej stan, gdzie nie występują intensywne zakwity, a przede wszystkim – nie występują zakwity potencjalnie toksyczne. Taki stan w zakresie zakwitów sinic, powinien być zgodny ze zrównoważonym wykorzystaniem morza przez człowieka.

W celu wyznaczenia wartości progowych, w seriach dostępnych danych zidentyfikowano okresy z niską intensywnością zakwitów, mimo że odnosiły się już do środowiska zeutrofizowanego. Okresy o niższej intensywności zakwitów, w porównaniu do ogólnego poziomu, wyznaczono za pomocą metody wykrywania skokowych zmian środowiskowych (ang. *regime shift detection*) z algorytmem Rodionov'a (2004). W przypadku braku okresów o niskiej intensywności zakwitów, obliczano średnie dla poszczególnych lat stosując metodę kwartyli.

Metodę wykrywania zmian środowiskowych udało się zastosować we wszystkich obszarach oceny dla parametru CSA – sinice w warstwie powierzchniowej morza. W Basenie Bornholmskim, Wschodnim Basenie Gotlandzkim i w Basenie Gdańskim, które obejmują polską strefę Bałtyku, gdzie nie były dostępne dane biomasy sinic z czasów przed znacznym wzrostem intensywności ich zakwitów, wartości progowe oszacowano z wykorzystaniem kwartyli charakteryzujących najniższą biomasę. Z danych z pojedynczych pomiarów, obliczano średnie miesięczne, a następnie średnie sezonowe (dla okresu 20 czerwca – 31 sierpnia) (HELCOM 2017a, 2017h). W obliczeniach uwzględniono biomasę sinic z rodzaju *Nodularia*, *Aphanizomenon* oraz *Dolichospermum* (poprzednio *Anabaena*).

Wartość wskaźnika „*Indeks zakwitów sinic*" jest znormalizowana, tzn. zawiera się w przedziale od 0 do 1, gdzie 1 oznacza dobry stan środowiska. Wartości progowe wyznaczono dla obydwu parametrów charakteryzujących ten wskaźnik oraz zintegrowaną wartość progową, jako średnią ze znormalizowanych wyników ocen obydwu parametrów (CSA i biomasy), przedstawiono w Tabela 2.1.67. Wyniki wskaźnika powyżej wartości progowej oznaczają dobry stan środowiska. Jeżeli w danym obszarze oceny jeden z parametrów nie miał zastosowania, ocenę wykonuje się w oparciu o wartość progową wyznaczoną tylko dla pozostałego parametru, np. tak jak w przypadku Basenu Gdańskiego, gdzie ocenę można odnieść tylko do parametru CSA przy braku wyznaczenia wartości progowej dla biomasy *in situ*.

Tabela 2.1.67. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES parametrów CSA i biomasy sinic oraz zintegrowanej oceny wskaźnika CyaBI dla obszarów oceny w POM.

Obszar oceny	Wartość progowa GES (zintegrowana)	Wartość progowa GES dla parametru - CSA	Wartość progowa GES dla parametru - biomasa
Basen Gdański	0,98	0,98	-
Wschodni Basen Gotlandzki	0,84	0,84	0,84
Basen Bornholmski	0,87	0,86	0,87

Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Badania proporcji stabilnych izotopów azotu i węgla oraz zawartości węgla organicznego w osadach dennych wykazały, że wzrost poziomu substancji biogennych w Morzu Bałtyckim i związany z tym wzrost produktywności zostały zapoczątkowane już w latach 1950 i 1960 XX wieku (Andrén i in. 2000, Struck i in. 2000, Poutanen i Nikkilä 2001). Według Finni i in. (2001) zakwity sinic stały się zjawiskiem powszechnym w wodach Bałtyku Właściwego i w Zatoce Fińskiej już w latach 1960 XX wieku. Przyjmuje się, że intensywne zakwity sinic są jednym z symptomów eutrofizacji, napędzanej wzrostem dopływu substancji odżywczych do środowiska morskiego (Bianchi i in. 2000). W przypadku tego wskaźnika głównym czynnikiem presji antropogenicznej są ładunki fosforu związane m.in. z rolnictwem i przemysłem. Nadmiar azotu i fosforu w środowisku morskim prowadzi do intensywnego wzrostu fitoplanktonu, w tym sinic, w toni wodnej, co z kolei wpływa na zmniejszenie przejrzystości wody morskiej, powoduje powstawanie deficytów tlenowych w wodach przydennych, a w konsekwencji wywołuje zmiany

w strukturze gatunkowej (Hällfors i in. 2013, HELCOM 2013d). Intensyfikacja zakwitów sinic jest tylko częściowo wynikiem wzbogacenia środowiska w substancje biogenne i jak wspomniano wyżej – w szczególności dysproporcjonalnego wzrostu zawartości rozpuszczonego fosforu. Wielu autorów wskazuje także na inne przyczyny, nie związane z eutrofizacją, np.: zmiany hydrograficzne, jak wzrost temperatury, spadek zasolenia i bardziej efektywne mieszanie pionowe lub zmiany w zawartości mikropierwiastków i metali śladowych, a także zmiany w relacji fitoplanktonu do zooplanktonu (Kahru i in. 1994). Intensywne zakwity sinic, z uwagi na ich możliwą toksyczność, wywierają potencjalnie negatywny skutek na różnorodność ekosystemów morskich oraz ich społeczno-ekonomiczną wartość.

Wskaźnik „Chlorofil-a"

Charakterystyka i wzór

Chlorofil-a jest powszechnie stosowanym aproksymatorem biomasy fitoplanktonu.

W wodach otwartego morza, a więc poza 1-milowym pasem wód przybrzeżnych (HELCOM 2013a) do oceny w Basenie Gdańskim, Wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Bornholmskim, ma zastosowanie wskaźnik podstawowy – „*Chlorofil-a*". Charakteryzuje średnie stężenia tego pigmentu w wodach powierzchniowych (0-10 m) w okresie letnim, w miesiącach czerwiec-wrzesień (HELCOM 2006a). Do wyznaczania wskaźnika i oceny stanu środowiska można wykorzystywać zarówno dane pomiarowe *in situ* jak i dane satelitarne. Zasady integracji obydwu typów danych są opisane w protokole oceny (HELCOM 2017k). Pobór próbek wody i proces analityczny oznaczania zawartości chlorofilu-a odbywa się zgodnie z wytycznymi przewodnika HELCOM COMBINE (HELCOM 2014a). Dane pomiarowe *in situ* są gromadzone w ramach krajowych programów monitoringu i przekazywane do bazy danych w ICES. W ocenie krajowej dane dotyczące wskaźnika „*Chlorofil-a*" pochodziły z badań *in situ* w ramach PMŚ.

Możliwe jest także włączenie danych z bezobsługowych urządzeń pomiarowych np. Ferry Box lub boi. Zbiór danych na temat chlorofilu-a w oparciu o zdjęcia satelitarne (ang. *Earth Observation Data*) w ramach II oceny holistycznej został przygotowany przez Fiński Instytut Środowiska (SYKE) przy zastosowaniu do obserwacji instrumentów ENVISAT/MERIS – model bio-optyczny (Schröder i in. 2007). Dokładność algorytmu bio-optycznego zweryfikowano względem danych pomiarowych ze stacji monitoringowych HELCOM COMBINE w ramach projektu HELCOM EUTRO-OPER (HELCOM 2013e, 2014b). Dane na temat chlorofilu-a ze zdjęć satelitarnych odnoszą się do warstwy powierzchniowej morza, gdzie duży wpływ na dane ma przezroczystość wody morskiej. Dane EO raportowano jako codzienne statystyki w siatce o wielkości oczka 20 km. Ze zbioru danych usunięto obszary objęte zachmurzeniem.

W wodach przybrzeżnych i przejściowych ma zastosowanie analogiczny wskaźnik „*Chlorofil-a*" włączony do krajowego systemu klasyfikacji stanu JCWP (Anon. 2016), zgodnie z wytycznymi RDW (Anon. 2000). Zastosowanie mają również dane pomiarowe *in situ* z miesięcy czerwiec-wrzesień dla 15 JCWP. Wyjatek stanowią wody Zalewu Wiślanego, Zalewu Puckiego, Zalewu Kamieńskiego i Zalewu Szczecińskiego, gdzie do wyliczenia wskaźnika wykorzystuje się średnią roczną.

Wskaźnik „*Chlorofil-a*" spełnia kryterium D1C6 (Tabela 2.1.2.) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna oraz kryterium D5C2 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymagania Bałtyckiego Planu Działań w zakresie celu ekologicznego – zmniejszenie eutrofizacji w Bałtyku.

Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Dobry stan środowiska jest określany dla poszczególnych obszarów oceny w oparciu o naukowe zasady i zaakceptowane przez kraje bałtyckie wartości progowe, które definiują dopuszczalną zawartość chlorofilu-a w wodzie morskiej (HELCOM 2017d) w zakresie średnich stężeń w okresie letnim, tj. czerwiec-wrzesień. Wartości progowe w poszczególnych obszarach oceny zostały wyznaczone w ramach projektu TARGREV (HELCOM 2013e), z uwzględnieniem wyników opracowań projektu HELCOM EUTRO PRO (HELCOM 2006a, 2009) oraz krajowych prac

związanych z wdrożeniem RDW. Ostateczny zestaw wartości progowych został ustalony przez zespół ekspertów w ramach działalności grupy HELCOM IN-EUTROPHICATION i zaakceptowany przez HELCOM HOD. Specyficzne wartości progowe dla wskaźnika „Chlorofil-a" uzgodnione dla obszarów oceny obejmujących POM przedstawiono w Tabela 2.1.68 i Tabela 2.1.69. Wartości równe lub niższe od wartości progowej oznaczają dobry stan środowiska – GES.

Tabela 2.1.68. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „*Chlorofil-a*" dla obszarów oceny w POM – wody otwarte.

Obszar oceny	Wartość progowa GES [µg l^{-1}]
Basen Gdański	2,2
Wschodni Basen Gotlandzki	1,9
Basen Bornholmski	1,8

Tabela 2.1.69. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „*Chlorofil-a*" dla obszarów oceny w POM – jednolite części wód

Obszar oceny	Wartość progowa GES [µg l^{-1}]
Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński	20
Zalew Wiślany	23,20
Zalew Pucki	2,00
Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna	3,76
Ujście Dziwny	3,80
Ujście Wisły Przekop	5,50
Ujście Świny	7,50
Półwysep Hel, Port Władysławowo, Sarbinowo-Dziwna, Rowy-Jarosławiec Zachód, Rowy-Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra-Rowy, Władysławowo-Jastrzębia Góra, Jarosławiec-Sarbinowo	1,90
Mierzeja Wiślana, Dziwna-Świna	3,15

Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Chlorofil-a z uwagi na łatwość analizy i pomiaru zawartości w środowisku wodnym jest powszechnie stosowanym aproksymatorem biomasy fitoplanktonu. Koncentracja chlorofilu-a jest pośrednio silnie zależna od stężeń substancji biogennych w morzu (Fleming-Lehtinen i in. 2008, Łysiak-Pastuszak i in. 2009), a więc silnie powiązana z presją antropogeniczną w postaci ładunków tych substancji, dopływających z lądu i atmosfery (HELCOM 2009). Wskaźnik wykazuje kierunek zmian zgodny ze wzrostem stopnia eutrofizacji. Fitoplankton jest podstawą większości oceanicznej/morskiej produkcji biomasy. Rozwój fitoplanktonu zależy od dostępności czynników potrzebnych do fotosyntezy (światło i dwutlenek węgla) i związków nieorganicznych, głównie soli azotu i fosforu. W wyniku przeżyźnienia tymi związkami zbiorników wodnych (eutrofizacji) następuje zazwyczaj wzrost biomasy fitoplanktonu. W Morzu Bałtyckim zewnętrzny ładunek substancji biogennych jest dodatkowo zwiększany wewnętrznym dopływem fosforu z osadów dennych w obszarach objętych deficytem tlenowym. Wzrost biomasy fitoplanktonu, w wyniku sedymentacji, prowadzi w efekcie do zwiększenia deficytu tlenowego w wodach przydennych – tworzy się tzw. błędne koło (ang. *vicious circle*) eutrofizacji. Zmiany elementów biotycznych, jak i abiotycznych, np. zmiany klimatu lub zmiany w strukturze organizmów odżywiających się fitoplanktonem, także wpływają na zasoby tej formacji ekologicznej.

Metoda oceny stanu siedlisk pelagicznych

Ocenę stanu siedlisk pelagicznych wykonuje się na zasadzie integracji wskaźników. Metodą integracji między wskaźnikami stosowanymi do oceny siedlisk pelagicznych jest średnia ważona uwzględniająca przypisane im wagi. Wskaźniki uzupełniające ocenę siedlisk pelagicznych (m.in. wskaźniki eutrofizacji) i mające niższy status, charakteryzują się niższą wagą od pozostałych wskaźników. Integrację między wskaźnikami należy przeprowadzić w ramach jednego obszaru oceny i jednego ogólnego typu siedliska: pelagiczne wody otwarte lub pelagiczne wody przejściowe i przybrzeżne. W warunkach panujących w POM oznacza to, że oddzielną ocenę należy wykonać dla siedliska pelagicznego wód otwartych przy zastosowaniu czterech wskaźników: MSTS, Dia/Dino, Chl a (VI-IX) i CyaBI w Basenie Gdańskim lub trzech wskaźników: Dia/Dino, Chl a (VI-IX) i CyaBI we Wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim oraz oddzielnie dla siedliska pelagicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych jedynie przy uwzględnieniu wskaźnika „*Chlorofil-a*".

Strukturę zintegrowanej oceny uwzględniającą zastosowane wskaźniki i ich wagi w POM dla siedlisk pelagicznych przedstawiono w Tabela 2.1.70.

Do integracji co najmniej dwóch wskaźników w obszarze oceny, należy stosować wartości znormalizowane wskaźników. W celu uzyskania wartości wskaźnika w przedziale od 0 do 1, należy przeprowadzić normalizację uwzględniającą wartości minimalne i maksymalne danego wskaźnika oraz uwzględnienie wartości granicznej BQR równej 0,6.

Metoda normalizacji dla wskaźnika MSTS w Basenie Gdańskim została opracowana na podstawie metody zastosowanej w II ocenie holistycznej (narzędzie informatyczne BEAT 3.0) (HELCOM 2017a) i przedstawiona w Tabela 2.1.72., w której wykorzystano wartości minimalne i maksymalne dla struktury wielkościowej zooplanktonu (MS) i całkowitej biomasy zooplanktonu (TS) podane w Tabela 2.1.71. oraz wartości progowe wyznaczone dla Basenu Gdańskiego (Tabela 2.1.65).

Tabela 2.1.70. Struktura zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016.

Obszar oceny		Wskaźnik zastosowany w krajowej „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności”	Status wskaźnika	Waga wskaźnika	Integracja między znormalizowanymi wskaźnikami (jeśli w obszarze oceny występują co najmniej 2 wskaźniki)	Ocena wieloletnia
Ogólny typ siedliska na podstawie Decyzji 2017/848	Podakweny w POM					
pelagiczne wody otwarte	Basen Gdański	MSTS	podstawowy „bioróżnorodności”	0,3	średnia ważona	wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. *Biological Quality Ratio*)
		Dia/Dino	wstępny „bioróżnorodności”	0,3		
		Chl a (VI-IX)	podstawowy eutrofizacji	0,3		
		CyaBI	wstępny eutrofizacji	0,1		
	Wschodni Basen Gotlandzki	Dia/Dino	wstępny „bioróżnorodności”	0,4	średnia ważona	wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. *Biological Quality Ratio*)
		Chl a (VI-IX)	podstawowy eutrofizacji	0,4		
		CyaBI	wstępny eutrofizacji	0,2		
	Basen Bornholmski	Dia/Dino	wstępny „bioróżnorodności”	0,4	średnia ważona	wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. *Biological Quality Ratio*)
		Chl a (VI-IX)	podstawowy eutrofizacji	0,4		
		CyaBI	wstępny eutrofizacji	0,2		
pelagiczne wody przejściowe i przybrzeżne	15 (JCWP z wyjątkiem zalewów	Chl a (VI-IX)	krajowy eutrofizacji	1	brak integracji	wynik na podstawie klasyfikacji tego wskaźnika w obszarze oceny
	4 JCWP: Zalew Wiślany, Zalew Pucki, Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński	Chl a (średnia roczna)	krajowy eutrofizacji			

Do dalszej integracji z pozostałymi wskaźnikami w Basenie Gdańskim (Dia/Dino, Chl a i CyaBI) należy uwzględnić tylko jedną z dwóch wartości wskaźnika MSTS po normalizacji: albo MS znormalizowany albo TS znormalizowany na zasadzie wyboru tej wartości, która jest niższa.

Tabela 2.1.71. Wartość minimalna i maksymalna dla składowych wskaźnika MSTS niezbędnych do przeprowadzenia normalizacji wskaźnika.

Wartość	MS – struktura wielkościowa zooplanktonu	TS – całkowita biomasa zooplanktonu
minimalna	7,4	25,7
maksymalna	17,8	1041,6

Tabela 2.1.72. Metoda normalizacji wskaźnika MSTS w Basenie Gdańskim.

Wartość wyliczona MS (MSobs) i wartość wyliczona TS (TSobs)	Normalizacja
jeśli MSobs < wartość progowa dla MS	0,6 * (MSobs – 7,4)/(10,2 – 7,4)
jeśli MSobs > wartość progowa dla MS	0,6 + 0,4 * (MSobs – 10,2)/(17,8 – 10,2)
jeśli TSobs < wartość progowa dla TS	0,6 * (TSobs – 25,7)/(103 – 25,7)
jeśli TSobs > wartość progowa dla TS	0,6 + 0,4 * (TSobs – 102,8)/(1041,6 – 103)

Wskaźniki Dia/Dino oraz CyaBI, których wartości zawierają się w przedziale od 0 do 1, należy przekształcić, aby uwzględnić wartość graniczną dla BQR równą 0,6 (Tabela 2.1.74.).

Tabela 2.1.73. Metoda normalizacji wskaźnika Dia/Dino lub CyaBI.

Wartość wskaźnika Dia/Dino lub CyaBI	Normalizacja
jeśli Dia/Dino/ CyaBI (2011-2016) < wartość progowa	0,6*(Dia/Dino/ CyaBI – wartość min.)/(wartość progowa – wartość min.)
jeśli Dia/Dino/ CyaBI (2011-2016) > wartość progowa	0,6+0,4*(Dia/Dino/ CyaBI – wartość progowa)/(wartość max. – wartość progowa)

Również wskaźnik „*Chlorofil-a*" obliczany dla wód otwartych Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego oraz Wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy znormalizować w przypadku integracji z innymi wskaźnikami. „*Chlorofil*-a" jest przede wszystkim wskaźnikiem eutrofizacji i zmienia się wraz ze wzrostem degradacji środowiska odmiennie niż wskaźniki MSTS lub Dia/Dino, tzn. jego wartość rośnie, więc nie można było zastosować rozwiązania identycznego jak dla powyższych wskaźników. Z tego powodu przyjęto powszechnie stosowaną w statystyce metodę normalizacji danych w przedziale 0-1 (ang. *feature scaling*), wprowadzając przelicznik 0,6, uwzględniający wartość graniczną dla BQR. Metodę taką przyjęto również z uwagi na fakt, że szczegółowa metodyka normalizacji wskaźnika w narzędziu BEAT 3.0 nie została wyjaśniona w sposób wystarczający ani udostępniona na forum HELCOM, ponieważ nadal trwają prace m.in. nad uzgodnieniem zasad wyboru wartości skalujących – maksymalnych i minimalnych dla poszczególnych basenów oceny.

Obliczenia wykonano stosując równanie:

Chl-a (norm) = 0,6*((Obs-min)/(max-min))

gdzie:

Chl-a (norm) – wskaźnik znormalizowany w przedziale 0-1 z uwzględnieniem wartości granicznej 0,6,
Obs - średnie stężenie chlorofilu-a w miesiącach (VI-IX) w wieloleciu 2011-2016 obliczone jako średnia z danych dla poszczególnych stacji,
min - stężenie minimalne obliczone jako średnia z minimalnych stężeń dla poszczególnych stacji w okresie oceny (lata 2011-2016),
max - stężenie maksymalne obliczone jako średnia z maksymalnych stężeń dla poszczególnych stacji w okresie oceny (lata 2011-2016).

Jeżeli do oceny stanu w danym obszarze oceny wykorzystano co najmniej dwa wskaźniki, wyliczono dla nich BQR (ang. *Biological Quality Ratio)* i przeprowadzono integrację, to w rezultacie wynik zintegrowanej oceny należy sklasyfikować następująco (Tabela 2.1.74):

Tabela 2.1.74. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk pelagicznych – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności".

Wartość graniczna BQR	Wynik BQR	Status „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" – siedliska pelagiczne
≥ 0,6	0,6 – 1,0	dobry – GES
< 0,6	0 – 0,59	poniżej dobrego – subGES

Jeżeli ocena stanu danego obszaru zostanie przeprowadzona wyłącznie za pomocą jednego wskaźnika, wynik oceny klasyfikuje się na podstawie wartości progowej tego wskaźnika między stanem GES – dobrym, a stanem subGES – poniżej dobrego. W POM ma to zastosowanie jedynie w przypadku wskaźnika „*Chlorofil-a*" w wodach przejściowych i przybrzeżnych (Tabela 2.1.75).

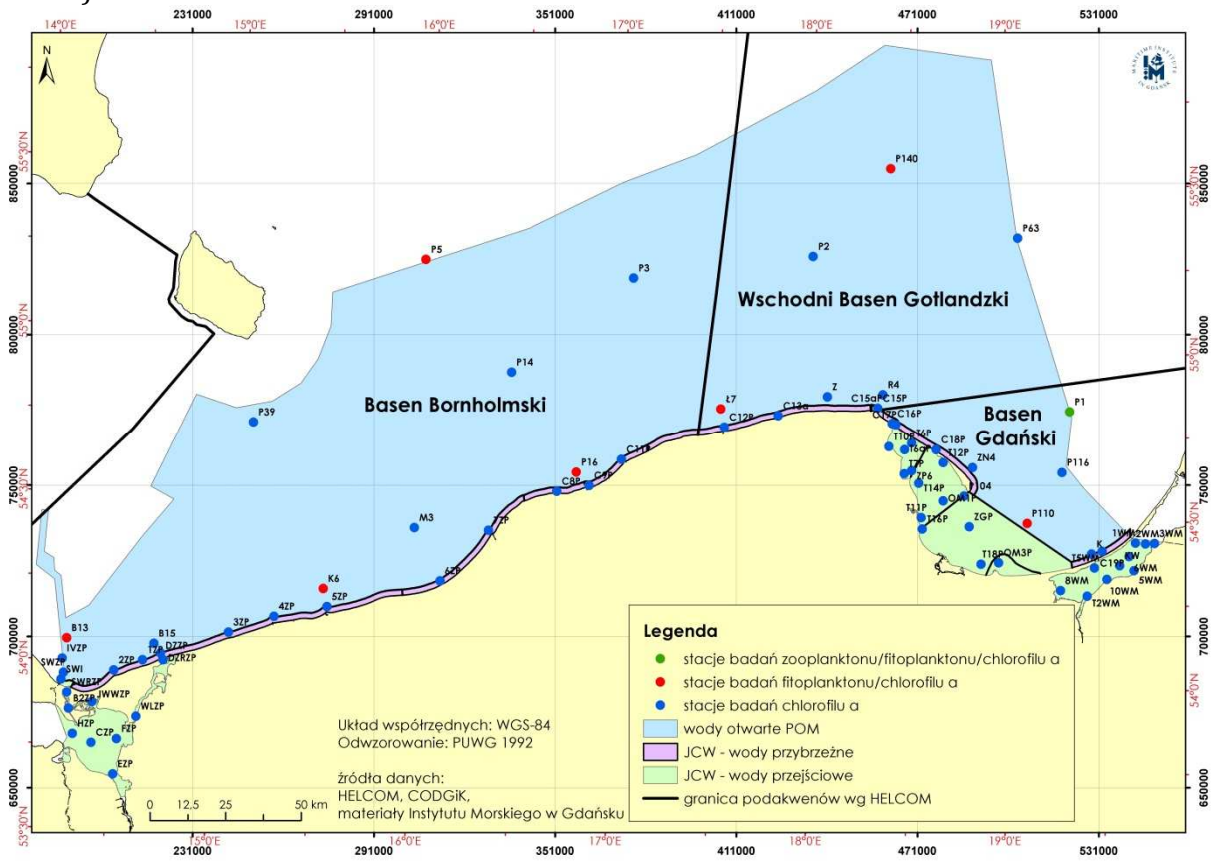
Tabela 2.1.75. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk pelagicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych na podstawie wskaźnika „*Chlorofil-a*".

Jednolita część wód	Wartość wskaźnika Chl a	Status oceny
Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński	≤ 20,0	dobry – GES
	> 20	poniżej dobrego – subGES
Zalew Wiślany	≤ 23,20	dobry – GES
	> 23,20	poniżej dobrego – subGES
Zalew Pucki	≤ 2,00	dobry – GES
	> 2,00	poniżej dobrego – subGES
Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna	≤ 3,76	dobry – GES
	> 3,76	poniżej dobrego – subGES
Ujście Dziwny	≤ 3,8	dobry – GES
	> 3,8	poniżej dobrego – subGES
Ujście Wisły Przekop	≤ 5,5	dobry – GES
	> 5,5	poniżej dobrego – subGES
Ujście Świny	≤ 7,5	dobry – GES
	> 7,5	poniżej dobrego – subGES
Półwysep Hel, Port Władysławowo, Sarbinowo - Dziwna, Rowy - Jarosławiec Zachód, Rowy - Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra - Rowy, Władysławowo - Jastrzębia Góra, Jarosławiec - Sarbinowo	≤ 1,9	dobry – GES
	> 1,9	poniżej dobrego – subGES
Mierzeja Wiślana, Dziwna - Świna	≤ 3,15	dobry – GES
	> 3,15	poniżej dobrego – subGES

Ocena siedlisk pelagicznych za lata 2011-2016

Na potrzeby krajowej oceny stanu środowiska morskiego w zakresie siedlisk pelagicznych wykorzystano cząstkowe oceny wskaźników: MSTS, „*okrzemkowo-bruzdnicowego*" oraz „*Chlorofil-a*" w oparciu o dane krajowe z PMŚ, zebrane na stacjach monitoringu zooplanktonu, fitoplanktonu i chlorofilu-a (Rys. 2.1.86) z wyjątkiem wskaźnika „*Indeks zakwitów sinic*", do

którego posłużono się danymi wyliczonymi w ramach II oceny holistycznej – HOLAS II (HELCOM 2017a).



Rys. 2.1.86. Lokalizacja stacji badań zooplanktonu, fitoplanktonu i chlorofilu-a w ramach PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk pelagicznych w POM.

Ocena na podstawie wskaźnika „Struktura wielkościowa (MS) i całkowite zasoby zooplanktonu (TS) - (MSTS)"

Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik MSTS, uwzględniającą dane PMŚ w zakresie zooplanktonu zebranego w okresie oceny (lata 2011-2016) wykonano jedynie dla Basenu Gdańskiego (Tabela 2.1.76), dla którego zostały wyznaczone wartości progowe w POM.

Tabela 2.1.76. Stacja, z której uzyskano niezbędne dane o zooplanktonie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika MSTS za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Gdański	P1	HELCOM COMBINE

Stan siedliska pelagicznego w Basenie Gdańskim w latach 2011-2016, określony na podstawie wskaźnika MSTS, został uznany za dobry – GES (Tabela 2.1.77). Zgodnie z metodyką oceny z wykorzystaniem wskaźnika MSTS, zarówno w przypadku gdy obie składowe (MS i TS) lub jedna z nich są niższe od wartości progowych dla tych składowych, wypadkowa ocena MSTS wskazuje stan poniżej dobrego – subGES. Taka sytuacja miała miejsce tylko w latach 2011 i 2013, kiedy składowa wskaźnika – struktura wielkościowa zooplanktonu (MS) osiągnęła wartość niższą od wartości progowej (10,2). Na tej podstawie można stwierdzić, że w strukturze zooplanktonu w Basenie Gdańskim przeważały w tych dwóch latach organizmy o niewielkich rozmiarach, które nie stanowią optymalnej bazy pokarmowej dla ryb planktonożernych (Arrhenius i Hansson 1993, Cardinale i in. 2002, Möllmann i in. 2003). Jak wskazuje ocena drugiej składowej wskaźnika MSTS – całkowitej biomasy zooplanktonu (TS), była ona powyżej dobrego stanu (103) we wszystkich latach okresu oceny (Tabela 2.1.77).

Aktualna ocena stanu siedlisk pelagicznych na podstawie zooplanktonu z wykorzystaniem wskaźnika MSTS została wykonana w POM po raz pierwszy , więc nie można się odnieść do oceny wstępnej (GIOŚ 2014).

Tabela 2.1.77. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika MSTS dla okresu 2011-2016 w Basenie Gdańskim (GES, subGES).

Obszar oceny	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Wielolecie 2011-2016
	Wartości składowych wskaźnika MSTS: MS – struktura wielkościowa [µg osobn.$^{-1}$]/TS - całkowita biomasa [mg m^{-3}]						
Basen Gdański	9,7/243	15,5/158	9,3/285	15,8/182	16,1/156	17,8/395	14/236

Ocena na podstawie wskaźnika „okrzemkowo-bruzdnicowego"

Do wyliczenia wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*" (Dia/Dino) wykorzystano dane uzyskane w trakcie badań monitoringowych z lat 2011-2016, pochodzące z bazy danych PMŚ z obszaru Basen Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego oraz Wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Wartości wskaźników do oceny krajowej dla tych obszarów oceny zostały wyliczone na podstawie danych z 8 stacji badawczych (Tabela 2.1.78.). Próbki fitoplanktonowe z okresu oceny były zbierane i analizowane mikroskopowo według metodyki HELCOM (2016), natomiast obliczenia liczebności i biomasy wykonane zgodnie z rekomendacją Edler (1979) oraz Olenina i in. (2006).

Tabela 2.1.78. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o fitoplanktonie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika Dia/Dino za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Bornholmski	B13, K6, P16, P5	HELCOM COMBINE
Basen Gdański	P1, P110	HELCOM COMBINE
Wschodni Basen Gotlandzki	Ł7, P140	HELCOM COMBINE

W celu otrzymania wiarygodnych wyników do wyliczenia wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*" dla wielolecia 2011-2016 uprzednio sprawdzono, czy dane PMŚ z tego okresu spełniają założenia niezbędne do przeprowadzenia oceny (wartość graniczna dla biomasy okrzemek lub bruzdnic musi być wyższa niż 1000 µg l^{-1} w co najmniej jednej próbie w sezonie) (Kownacka 2016, Wasmund i in. 2017). Poniżej przedstawiono maksymalne wartości mokrej masy okrzemek oraz bruzdnic w latach 2011-2016 (Tabela 2.1.79).

Tabela 2.1.79. Zestawienie maksymalnych wartości mokrej masy okrzemek i bruzdnic [µg l^{-1}] w latach 2011-2016 w 3 obszarach oceny w POM.

Gromada	Rok	Basen Gdański	Wschodni Basen Gotlandzki	Basen Bornholmski
Okrzemki	**2011**	1718,23	3182,244	5396,63
	2012	555,85	772,67	1106,86
	2013	5305,62	10229,11	5455,96
	2014	1210,73	3376,97	1878,49
	2015	600,95	209,37	957,65
	2016	159,76	123,66	179,35
Bruzdnice	**2011**	10,89	16,69	7,11
	2012	86,22	1,96	69,52
	2013	213,95	278,12	175,75
	2014	2663,67	168,19	884,84
	2015	38,54	36,29	33,39
	2016	511,67	470,93	319,55

Wartości wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*" w okresie 2011-2016 zostały przedstawione w Tabela 2.1.80. Analiza danych z lat 2011-2016 w trzech badanych podakwenach wykazała, iż w latach 2015 i 2016 nie natrafiono na zakwit podczas poboru prób, ponieważ zarówno suma biomasy okrzemek, jak i bruzdnic, w żadnej próbie w danym sezonie nie przekroczyła granicznej wartości 1000 µg l $^{-1}$. Podobnie w roku 2012, w Basenie Gdańskim oraz we Wschodnim Basenie Gotlandzkim, nie zaobserwowano wiosennego zakwitu (Tabela 2.1.79). Dane z tych lat nie zostały wzięte pod uwagę podczas wyliczania wskaźnika Dia/Dino dla wielolecia 2011-2016. Średnie wartości wskaźnika Dia/Dino w okresie 2011-2016, z wyłączeniem trzech lat nie spełniających założeń, wyniosły dla Basenu Gdańskiego - 0,75, dla Wschodniego Basenu Gotlandzkiego - 0,97 oraz dla Basenu Bornholmskiego - 0,91, co wskazuje na dobry stan środowiska – GES (Tabela 2.1.80). Jedynie w 2014 r. w Basenie Gdańskim wartość wskaźnika Dia/Dino znalazła się poniżej wyznaczonej wartości progowej (0,6) (Tabela 2.1.65), co wskazuje na zły stan środowiska w tym roku.

Tabela 2.1.80. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*" dla okresu 2011-2016 w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Wielolecie 2011-2016
	Wartości wskaźnika „okrzemkowo-bruzdnicowego"						
Basen Bornholmski	1	0,96	0,97	0,77	*	*	0,93
Wschodni Basen Gotlandzki	0,99	*	0,97	0,95	*	*	0,97
Basen Gdański	0,99	*	0,94	0,31	*	*	0,75

*Lata wyłączone z łącznej oceny stanu siedlisk pelagicznych w okresie 2011-2016 ze względu na niespełnione założenie o przekroczeniu mokrej masy okrzemek lub bruzdnic powyżej 1000 µg l $^{-1}$/brak zakwitu.

Aktualna ocena stanu siedlisk pelagicznych na podstawie fitoplanktonu z wykorzystaniem wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*" została wykonana w POM po raz pierwszy, więc nie można się odnieść do oceny wstępnej (GIOŚ 2014). W Basenie Bornholmskim najwyższa mokra masa obydwu grup glonów wyniosła 9842 µg l $^{-1}$ w 2011 r. W tym obszarze każdego roku przewagę w mokrej masie miały okrzemki. We Wschodnim Basenie Gotlandzkim maksymalną wartość mokrej masy okrzemek oraz bruzdnic odnotowano w 2013 r. i wyniosła ona 11278 µg l $^{-1}$. W latach, w których udało się natrafić na zakwit, w mokrej masie każdego roku przewagę miały okrzemki, co potwierdza wynik wskaźnika Dia/Dino. W Basenie Gdańskim w 2014 r., kiedy wynik wskaźnika wskazywał na stan środowiska poniżej dobrego, mokra masa okrzemek wyniosła 928 µg l $^{-1}$, a mokra masa bruzdnic aż 2050 µg l^{-1} (Tabela 2.1.79). Dobry stan środowiska oznacza, że zakwity fitoplanktonu występują z częstością i intensywnością zgodną z warunkami fizyczno-chemicznymi specyficznymi dla danego typu wód bądź też może występować niewielki wzrost ich częstości i intensywności (zgodnie z RDW). Rozwój fitoplanktonu podlega także bardzo silnym wpływom warunków meteorologicznych (GIOŚ 2014).

Ocena na podstawie wskaźnika „Indeks zakwitów sinic"

Wskaźnik „*Indeks zakwitów sinic*" (HELCOM 2017g) w ocenie krajowej w POM przyjęto z II oceny holistycznej (HELCOM 2017a), w której został zastosowany na zasadzie testowania, dlatego wyniki oceny można uznać za niejednoznaczne. Do opracowania parametru – biomasa dla wskaźnika CyaBI wykorzystano dane pomiarowe z Estonii, Finlandii, Litwy, Łotwy, Niemiec, Polski i Szwecji. Dane te zostały poddane analizie przez ekspertów grupy HELCOM PEG, przed wykorzystaniem w ramach oceny siedlisk pelagicznych. Ocenę dla wskaźnika „Indeks zakwitów sinic" w POM zaimplememtowano z pierwszej wersji raportu zintegrowanej oceny eutrofizacji HELCOM HOLAS II, obejmującej okres 2011-2015 ze względu na okres (2011-2015), dla którego były możliwe do wykorzstania dane (HELCOM 2017i).

W latach 2011-2015, stan środowiska morskiego w ocenianych w POM obszarach oceny: Basenie Bornholmskim, Wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim na podstawie

wskaźnika „*Indeks zakwitów sinic*" nie przekroczył ustalonych wartości progowych z basenów, wskazując na stan poniżej dobrego – subGES (Tabela 2.1.81).

Tabela 2.1.81. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika „*Indeks zakwitów sinic*" dla okresu 2011-2015 w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	Wartość progowa GES	Wartości wskaźnika CyaBI w wieloleciu 2011-2015
Basen Bornholmski	0,87	0,80
Wschodni Basen Gotlandzki	0,84	0,76
Basen Gdański	0,98	0,83

Aktualna ocena stanu siedlisk pelagicznych z wykorzystaniem wskaźnika „*Indeks zakwitów sinic*" została wykonana w POM po raz pierwszy, więc nie można się odnieść do oceny wstępnej (GIOŚ 2014).

Ocena na podstawie wskaźnika „Chlorofil-a"

Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik „*Chlorofil-a*", uwzględniającą dane PMŚ zebrane w okresie oceny (lata 2011-2016), wykonano dla wszystkich (22) obszarów oceny w POM, obejmujących zarówno wody otwarte, jak i przejściowe i przybrzeżne (Tabela 2.1.82).

Tabela 2.1.82. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o chlorofilu-a wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika „*Chlorofil-a*" za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Bornholmski	B13, B15, K6, P16, P5, P39, P3, P14, M3	HELCOM COMBINE
Basen Gdański	P1, P110, P116, K, ZN4	HELCOM COMBINE
Wschodni Basen Gotlandzki	Ł7, Z, R4, P2, P63, P140	HELCOM COMBINE
Zalew Kamieński	WL , DZR	RDW
Zalew Szczeciński	C, E, F, H, JWW, B2, SWR	RDW
Zalew Wiślany	1, 2, 3, 5, 6, 8, 10, T2, T5, KW	RDW z wyjątkiem st. KW - HELCOM COMBINE
Zalew Pucki	ZP6, T6a, T7, T10, T6	RDW z wyjątkiem st. ZP6 - HELCOM COMBINE
Zatoka Pucka Zewnętrzna	OM1, T11, T12, T14	RDW
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	P104, ZG, T16, T18	RDW z wyjątkiem st. P104 - HELCOM COMBINE
Ujście Dziwny	DZ	RDW
Ujście Wisły Przekop	OM3	RDW
Ujście Świny	SWI, SW, IV	RDW
Półwysep Hel	C17, C18	RDW
Mierzeja Wiślana	C19	RDW
Port Władysławowo	C16	RDW
Sarbinowo-Dziwna	3ZP, 4ZP, 5ZP	RDW
Rowy-Jarosławiec Zachód	C8	RDW
Rowy-Jarosławiec Wschód	C9, C11	RDW
Jastrzębia Góra-Rowy	C12, C13a	RDW
Władysławowo-Jastrzębia Góra	C15, C15a	RDW
Dziwna-Świna	1ZP, 2ZP	RDW
Jarosławiec-Sarbinowo	6ZP,7ZP	RDW

W aktualnym cyklu oceny (lata 2011-2016) stan środowiska morskiego praktycznie wszystkich ocenianych obszarów w obrębie POM nie spełnił warunków dobrego stanu środowiska w odniesieniu do zawartości chlorofilu-a w okresie letnim lub na przestrzeni roku w przypadku Zalewu Wiślanego, Zalewu Szczecińskiego oraz Zalewu Kamieńskiego. Jedynym

wyjątkiem jest część wód przejściowych – Zewnętrzna Zatoka Pucka, gdzie stwierdzono osiągnięcie wartości progowej i określono stan dobry – GES (Tabela 2.1.83).

Szczegółowa ocena stanu środowiska morskiego w POM pod względem zawartości chlorofilu-a została przedstawiona w ocenie cechy D5 – eutrofizacja (ocena - Cecha D5 - Eutrofizacja).

Tabela 2.1.83. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika „*Chlorofil-a*" dla okresu 2011-2016 w 22 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	Wartość progowa	Wartość wskaźnika „*Chlorofil-a*" [µg dm^{-3}] w wieloleciu 2011-2016
Basen Gdański	2,2	4,09
Wschodni Basen Gotlandzki	1,9	2,76
Basen Bornholmski	1,8	3,14
Zalew Kamieński	20,00	28,11
Zalew Szczeciński	20,00	31,87
Zalew Wiślany	23,20	57,28
Zalew Pucki	2,00	6,67
Zatoka Pucka Zewnętrzna	3,76	3,67
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	3,76	4,25
Ujście Dziwny	3,80	10,32
Ujście Wisły Przekop	5,50	10,73
Ujście Świny	7,50	11,09
Mierzeja Wiślana	3,15	6,85
Półwysep Hel	1,90	3,11
Port Władysławowo	1,90	6,85
Władysławowo-Jastrzębia Góra	1,90	4,58
Jastrzębia Góra-Rowy	1,90	5,86
Rowy-Jarosławiec Zachód	1,90	4,83
Rowy-Jarosławiec Wschód	1,90	5,63
Jarosławiec-Sarbinowo	1,90	3,57
Sarbinowo-Dziwna	1,90	4,17
Dziwna-Świna	3,15	6,63

Bezpośrednie porównanie wyników bieżącej oceny stanu środowiska morskiego za lata 2011-2016 akwenów pełnomorskich (Basen Bornholmski, Wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański) pod względem zawartości chlorofilu-a z wynikami poprzedniego cyklu oceny (GIOŚ 2014) jest niemożliwe, ponieważ w obu ocenach zastosowano różne metody. W poprzedniej ocenie klasyfikację stanu środowiska przeprowadzono w systemie 5 klas jakości, odnosząc aktualną wartość wskaźnika do krajowej wartości referencyjnej (Łysiak-Pastuszak i in. 2009), przy czym dobry stan środowiska określano również na podstawie krajowych wartości progowych (Basen Bornholmski – TR_{PL} = 1,80 µg dm^{-3}, Wschodni Basen Gotlandzki – TR_{PL} = 1,54 µg dm^{-3}, Basen Gdański – TR_{PL} = 2,64 µg dm^{-3}). Z kolei w bieżącej ocenie, stan aktualny odnoszono do wartości progowych uzgodnionych dla poszczególnych obszarów oceny (Tabela 2.1.1) na podstawie wyników projektu HELCOM TARGREV (HELCOM 2013e) w ramach międzynarodowej współpracy HELCOM, zaakceptowanych przez grupę HELCOM Heads of Delegation w 2012 r. Niezależnie od zastosowanych mniej lub bardziej restrykcyjnych wartości progowych w obu

cyklach oceny uzyskano negatywne wyniki. Obszary otwartego morza znajdujące się w obrębie POM (Basen Bornholmski, Wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański) w okresie 2011-2016 wykazują nadal stan poniżej dobrego (subGES) w odniesieniu do zawartości chlorofilu-a w okresie letnim.

W odniesieniu do wód przejściowych i przybrzeżnych nie można dokonać porównania oceny wskaźnika „*Chlorofil-a*" z poprzednim cyklem oceny (GIOŚ 2014), ponieważ wówczas obszary te zostały ocenione w ramach akwenów 38 i 62 – zagregowane jednostki oceny RDW, które obejmowały wody przybrzeżne basenów Bałtyku Właściwego i Basenu Bornholmskiego.

Ocena zintegrowana siedlisk pelagicznych

Stan siedlisk pelagicznych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016 przedstawiono w podziale na wskazane poniżej 2 różne rodzaje siedlisk, zgodnie z metodą oceny i decyzją 2017/848.

1. Ocena stanu siedliska pelagicznego wód otwartych w 3 obszarach oceny w POM, w których zastosowano zintegrowaną ocenę między wskaźnikami: MSTS, Dia/Dino, CyaBI i Chlorofil-a (Basen Gdański) i zintegrowaną ocenę między wskaźnikami: Dia/Dino, CyaBI i Chlorofil-a (Wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski) (Tabela 2.1.85), a następnie użyto klasyfikacji wyniku oceny – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" (Tabela 2.1.74). W Tabela 2.1.84 przedstawiono zastosowanie normalizacji wskaźnika „*Chlorofil-a*", natomiast zintegrowaną ocenę stanu siedliska pelagicznego przedstawiono w Tabela 2.1.85.

Tabela 2.1.84. Zestawienie danych dotyczących wskaźnika „*Chlorofil-a*" z basenów otwartego morza wykorzystanych do jego normalizacji.

Obszar oceny	Obs (średnia z lat 2011-2016)	Wartość progowa [µg dm^{-3}]	Min [µg dm^{-3}]	Max [µg dm^{-3}]	BQR (wartość znomalizowana)	ER
Basen Bornholmski	3,14	1,80	2,21	4,09	0,297	1,75
Basen Gdański	4,09	2,20	2,74	5,91	0,256	1,86
Wschodni Basen Gotlandzki	2,76	1,90	1,76	3,74	0,304	1,46

Uzyskane wartości BQR dla wskaźnika „*Chlorofil-a*" są spójne z wartościami współczynników eutrofizacji (ER). Najniższemu ER, wskazującemu na stan najbliższy dobrego stanu środowiska, odpowiada najwyższy BQR (najbardziej zbliżony do granicy BQR=0,6) – stan środowiska scharakteryzowany we Wschodnim Basenie Gotlandzkim. Natomiast najwyższej wartości ER odpowiada najniższa wartość BQR – obie opisujące stan najbardziej oddalony od granicy dobrego stanu środowiska w Basenie Gdańskim.

Tabela 2.1.85. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych z uwzględnieniem wskaźników: MSTS, Dia/Dino, CyaBI, Chl-a w okresie 2011-2016.

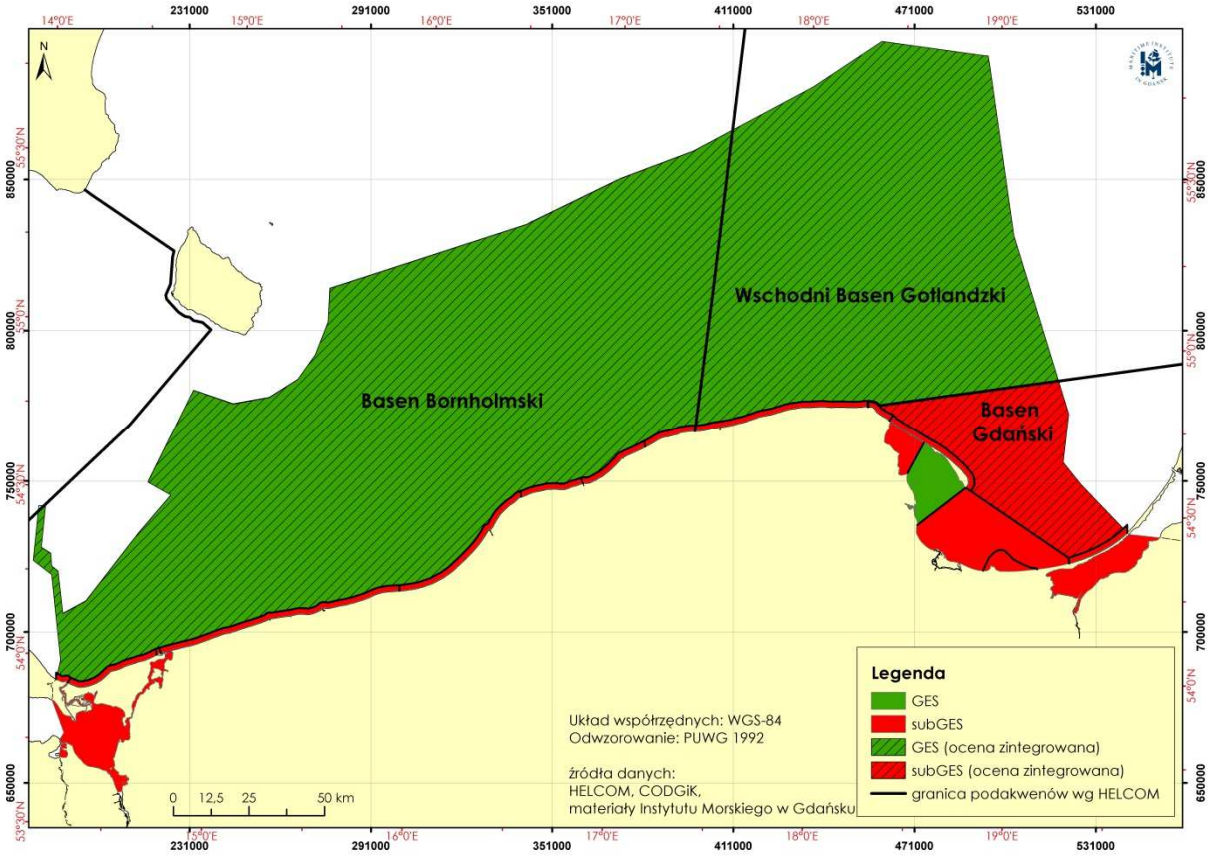
Obszar oceny	Wskaźnik	Wartość znormalizowana wskaźnika dla lat 2011-2016	Waga wskaźnika	BQR	Ocena
Basen Gdański	MSTS	0,66	0,3	0,55	subGES
	Dia/Dino	0,75	0,3		
	CyaBI	0,50	0,1		
	Chl-a	0,26	0,3		
Wschodni Basen Gotlandzki	Dia/Dino	0,97	0,4	0,62	GES
	CyaBI	0,54	0,2		
	Chl-a	0,30	0,4		
	Dia/Dino	0,93	0,4	0,60	GES

Basen Bornholmski	CyaBI	0,55	0,2		
	Chl-a	0,30	0,4		

Ocena siedliska pelagicznego wód otwartego morza wykazała, że w latach 2011-2016 Wschodni Basen Gotlandzki i Basen Bornholmski prezentowały stan dobry –GES, natomiast Basen Gdański – stan poniżej dobrego – subGES (Rys. 2.1.87).

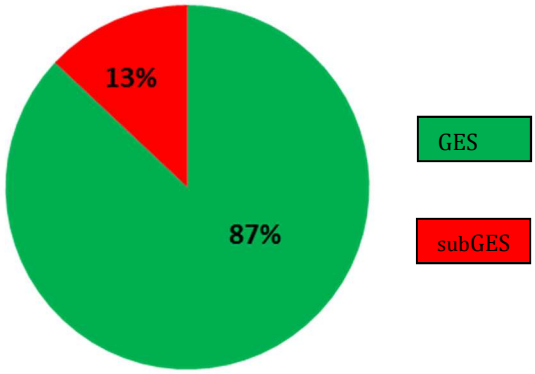
2. Ocena stanu siedliska pelagicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych w 19 jednolitych częściach wód w POM, w których zastosowano klasyfikację wyniku oceny zgodną z wartościami progowymi dla wskaźnika „*Chlorofil-a*" (Tabela 2.1.75).

Prawie wszystkie podakweny (18) w wodach przejściowych i przybrzeżnych prezentowały stan poniżej dobrego – subGES z wyjątkiem Zatoki Puckiej Zewnętrznej, gdzie zaobserwowano dobry stan środowiska (Rys. 2.1.87).



Rys. 2.1.87. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ).

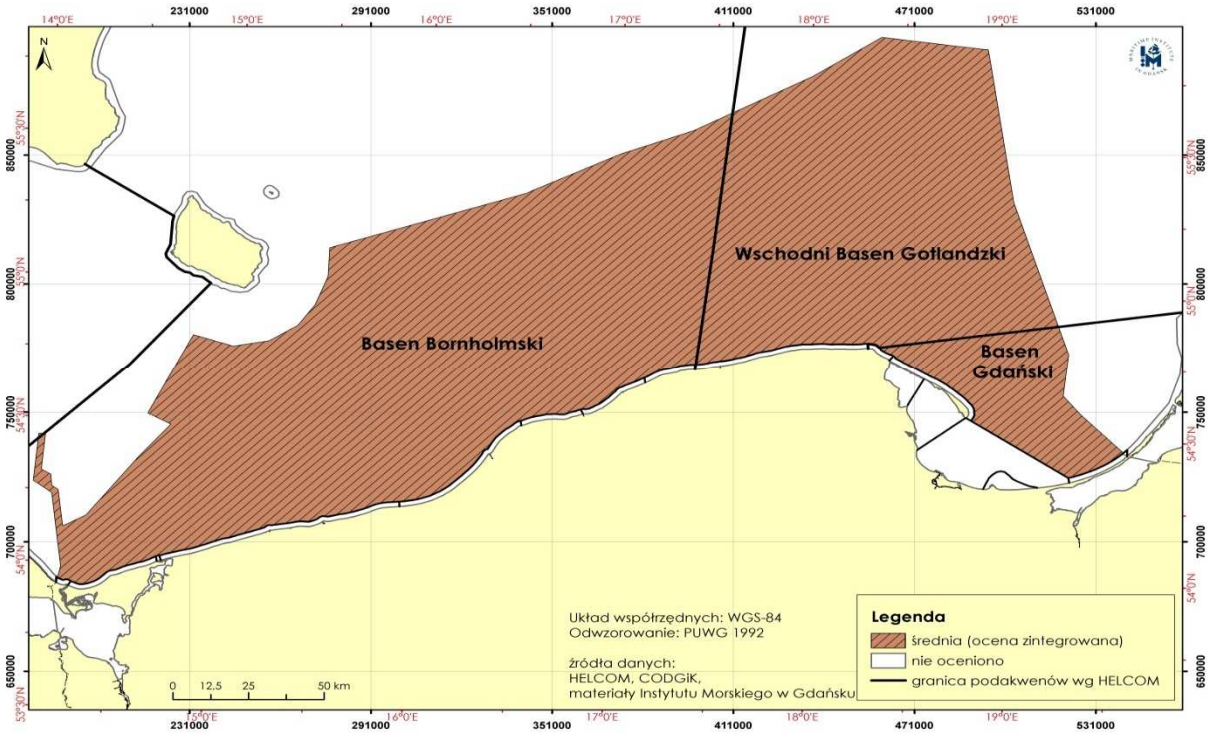
Trzy obszary oceny w POM, w tym 2 baseny otwartego morza: Basen Bornholmski oraz Wschodni Basen Gotlandzi, a także Zatoka Pucka Zewnętrzna, stanowiące 87% powierzchni POM, prezentowały stan dobry – GES, natomiast w pozostałych obszarach oceny włącznie z Basenem Gdańskim (13% powierzchni POM) zaobserwowano stan środowiska poniżej dobrego (subGES) (Rys. 2.1.88).



Rys. 2.1.88. Siedlisko pelagiczne wykazujące stan dobry – GES oraz poniżej dobrego – subGES w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Wiarygodność oceny siedlisk pelagicznych za lata 2011-2016

Dla siedlisk pelagicznych przeprowadzono zintegrowaną ocenę wiarygodności w wodach otwartych POM na podstawie wskaźników: MSTS, Dia/Dino oraz „Chlorofil-a" w Basenie Gdańskim oraz na podstawie wskaźników Dia/Dino i „Chlorofil-a" w Basenie Bornholmskim i Wschodnim Basenie Gotlandzkim. Wiarygodność oceny siedlisk pelagicznych w tych basenach wskazuje na status – średni (rys. 2.1.89). W przypadku oceny wiarygodności wskaźników MSTS i Dia/Dino posłużono się metodą przedstawioną w rozdziale 2.1. Natomiast ocena wiarygodności wskaźnika „Chlorofil-a" została wykonana na podstawie metody stosowanej w ocenie wskaźników eutrofizacji i zaczerpnięta z II oceny holistycznej z raportu dotyczącego zintegrowanej oceny eutrofizacji (HELCOM 2017i). Wiarygodność oceny siedlisk pelgaicznych nie uwzględnia wskaźnika CyaBI, gdyż w II ocenie holistycznej nie wyznaczono statusu jego wiarygodności (HELCOM 2017i).



Rys. 2.1.89. Status wiarygodności zintegrowanej oceny stanu siedlisk pelagicznych dla wielolecia 2011-2016 w POM.

Ekosystemy i sieci troficzne

Cecha D4 – łańcuchy pokarmowe (Anon. 2017b) w ujęciu przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) powinna wskazywać na utrzymanie naturalnej liczebności, różnorodności oraz pełnej zdolności reprodukcyjnej gatunków jako elementów morskich sieci troficznych. Strukturę i funkcjonowanie ekosystemów można scharakteryzować poprzez tzw. grupy troficzne (ang. *trophic guild*) (ICES 2014). Grupy troficzne zawierają drapieżców i ich ofiary. Przykładowo, grupa troficzna obejmuje m.in. fitoplankton, zooplankton, ryby planktonożerne lub fitoplankton, filtrujące organizmy bezkręgowców bentosowych i ryby demersalne odżywiające się bentosem. Zgodnie z przewodnikiem (Walmsley i in. 2017) do oceny ekosystemów i sieci troficznych należy wykorzystać wskaźniki uzgodnione na poziomie regionalnym.

Wskaźniki określające stan ekosystemu Bałtyku na niższych poziomach troficznych są ważne, ponieważ mogą wyjaśnić przyczyny zmian wielkoskalowych. Jednocześnie, ich znaczenie jest nie do przecenienia z punktu widzenia zarządzania środowiskiem, ponieważ mogą dać możliwość detekcji istotnych zmian na bardzo wczesnym etapie. Przykładowo, wskaźnik podstawowy „*Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu*" – MSTS (dla którego brak wyznaczonych i zaakceptowanych na forum HELCOM wartości progowych dla Basenu Bornholmskiego i Wschodniego Basenu Gotlandzkiego w granicach POM) funkcjonuje jako wskaźnik sieci troficznych poprzez monitorowanie zmian zarówno w liczebności, jak i w strukturze wielkościowej pierwszorzędowych konsumentów.

Większość wskaźników podstawowych zastosowanych w „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności" przez HELCOM (HELCOM 2017a) charakteryzuje zmiany zachodzące w liczebności gatunków lub grup gatunków lub ich biomasie. Daje to możliwość oceny potencjalnych oddziaływań w sieciach troficznych, ponieważ gatunki pozostają we wzajemnych pokarmowych zależnościach i powiązaniach. Stan gatunków drapieżnych zależy od produkcji ofiar, które umożliwiają utrzymanie ich populacji. Z perspektywy tzw. szczyt-podstawa (ang. *top-down*), również niedobór drapieżników może prowadzić do nadmiernej liczebności ofiar i destabilizacji struktury sieci troficznej i jej funkcjonowania. Gatunki na wyższych poziomach troficznych mogą być dobrymi wskaźnikami zmian zachodzących w sieciach troficznych, ponieważ są nie tylko poddane bezpośredniemu oddziaływaniu presji, ale także kumulują wpływy z całej sieci troficznej poprzez pokarm.

Obok zmian w liczebności lub biomasie gatunków, zmiany w strukturze wielkościowej osobników są równie ważnym sygnałem stanu różnorodności biologicznej i mogą wywierać silny wpływ na produktywność sieci troficznych i ich stabilność.

W ramach krajowej oceny podjęto próbę scharakteryzowania wybranych łańcuchów pokarmowych w 3 podakwenach polskiej strefy Bałtyku w sposób opisowej oceny stanu ekosystemu. W tym celu wytypowano 3 grupy troficzne, dla których przypisano odpowiednie wskaźniki do oceny cechy D4 w poszczególnych basenach morza otwartego w POM (Tabela 2.1.86).

Zgodnie z rekomendacją przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) preferowane jest przedstawienie oceny dla poszczególnych elementów ekosystemu jako składowych w wytypowanych grupach troficznych (A, B, C), (Tabela 2.1.86) bez konieczności łącznego integrowania na poziomie cechy. Jednocześnie kryteria z decyzji 2017/848 w ramach cechy D4 i przypisane do nich wskaźniki powinny zostać wykorzystane jako narzędzie do określenia zmian w sieci troficznej.

Tabela 2.1.86. Grupy troficzne i wskaźniki wraz z ich statusem oceny za lata 2011-2016, wybrane do oceny cechy 4 w POM.

Grupy troficzne	Elementy ekosystemu	Wskaźnik	Basen Bornholmski	Wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański
Grupa troficzna A	Fitoplankton (producenci pierwotni)	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Makrozoobentos	B	subGES	subGES	subGES
	Ryby demersalne	LFI	subGES	subGES	subGES
Grupa troficzna B	Fitoplankton (producenci)	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Makrozoobentos	B	subGES	subGES	subGES
	Ptaki bentosożerne	Grupa ptaków lęgowych	subGES	subGES	-
		Grupa ptaków zimujących	GES	GES	-
Grupa troficzna C	Fitoplankton (producenci	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Zooplankton (producenci wtórni)	MSTS	-	-	GES
	Ryby planktonożerne	-	-	-	-
	Foki szare	Liczebność i trend liczebności	subGES		
		Występowanie			
		Stan reprodukcji			

Powyższe założenia do oceny sieci troficznej w POM nie są w pełni spełnione. Mimo, że ocenione elementy ekosystemu w obrębie poszczególnych grup troficznych pozostają we wzajemnych pokarmowych zależnościach i powiązaniach, to jednak nie jest możliwe wyciągnięcie wniosków na temat przepływu energii przez wskazane łańcuchy pokarmowe. Po pierwsze, zestaw wskaźników, które mogłyby scharakteryzować wszystkie poziomy piramidy troficznej w POM jest niewystarczający, np. brak wskaźnika do oceny stanu ryb planktonożernych. Ponadto, wyniki ocen na poszczególnych poziomach w piramidzie troficznej bardziej zależą od innych czynników i presji antropogenicznych niż od czynników wpływających przede wszystkim na produktywność na poszczególnych poziomach sieci troficznej.

W każdej z przedstawionych grup troficznych do przedstawienia producentów pierwotnych – podstawy piramidy troficznej, przypisano jedyny wypracowany przez HELCOM wskaźnik, zastosowany w ocenie krajowej, tj. wskaźnik „*okrzemkowo-bruzdnicowy*", który opiera się na oszacowaniu stosunku biomasy okrzemek do biomasy bruzdnic w czasie wiosennego zakwitu. Obydwie wskazane grupy fitoplanktonu są ważnymi składnikami pokarmu dla wyższych poziomów troficznych, zatem przesunięcia w proporcjach liczebności obu grup mogą wywierać wpływ na stan odżywienia zooplanktonu i prowadzić do stopniowych zmian na innych poziomach bałtyckiej sieci troficznej. Mimo, że wskaźnik ten w latach 2011-2016 wskazywał na dobry stan środowiska w POM, to charakteryzuje strukturę zbiorowiska fitoplanktonu jedynie w ograniczonym zakresie i nie dostarcza wystarczającej informacji o ilości materii organicznej dostępnej dla kolejnego poziomu piramidy, tj. makrozoobentosu.

Należy tutaj zwrócić uwagę, że rozwój i funkcjonowanie organizmów na najniższych poziomach troficznych zależy od aktualnych warunków meteorologicznych, co wyraża się znacznymi fluktuacjami ich liczebności i biomasy z roku na rok, np. przykładowo w latach 2011-2016 notowano przedłużające się okresy zimna wiosna (Łysiak-Pastuszak 2012, Łysiak-Pastuszak i in. 2016, Krzymiński 2017), co sprzyjało rozwojowi okrzemek.

W przypadku zooplanktonu ocena stanu na podstawie wskaźnika MSTS może wskazywać na przepływ energii od producentów pierwotnych (fitoplankton) do wyższych poziomów troficznych (ryby planktonożerne). Wskaźnik MSTS składa się z dwóch składowych – jeden charakteryzuje wielkość osobniczą zooplanktonu w okresie oceny, a drugi opisuje całkowitą biomasę zooplanktonu. Pierwszy wskazuje na to czy zooplankton w okresie oceny stanowił optymalną bazę pokarmową dla ryb planktonożernych - przewaga osobników o stosunkowo dużych rozmiarach ciała. Drugi natomiast informuje o tym czy zasoby zooplanktonu były wystarczające do redukcji zasobów fitoplanktonu. Wskaźnik MSTS wskazał w okresie krajowej oceny stan dobry w Basenie Gdańskim, ale już na spadek udziału gatunków i grup zooplanktonu o dużych rozmiarach we wszystkich obszarach Bałtyku, gdzie nie osiągnął wartości progowych (w Morzu Alandzkim, Północnym Bałtyku Właściwym i w Zatoce Fińskiej) (HELCOM 2017a). Należy ponadto zwrócić uwagę na fakt, że pomiary parametrów odnoszących się do różnych wskaźników są wykonywane w różnej rozdzielczości czasowej, a więc bezpośrednia interpretacja przepływu energii z niższego poziomu do poziomu wyższego jest niemożliwa.

Poziom makrozoobentosu został scharakteryzowany za pomocą wskaźnika multimetrycznego B. Z jednej strony, wskaźnik ten w swoim algorytmie uwzględnia różnorodność taksonomiczną i liczebność poszczególnych taksonów oraz jakościową informację o ekologicznej wrażliwości i tolerancji poszczególnych taksonów, z drugiej strony użycie wskaźnika B w kontekście jego stosowalności do oceny łańcucha pokarmowego jest ograniczone z powodu specyficznego doboru parametrów wykorzystanych w jego algorytmie. Parametry te określają stan zespołu zoobentosu w kontekście oceny jego dobrostanu – optymalnej struktury jakościowej i ilościowej. Wskaźnik B pomija kluczowe elementy funkcjonowania zoobentosu jako elementu łańcucha pokarmowego, tj. biomasę organizmów oraz ich strukturę w podziale na sposób odżywiania się (filtratory, organizmy zbierające materię organiczną z powierzchni osadu, organizmy ryjące, itp.). Nieodpowiedni stan zespołu bentosowego w okresie oceny w POM wynika też z faktu, że w polskiej strefie Bałtyku w basenach otwartego morza monitorowane są także obszary głębi (Głębi Bornholmskiej i Głębi Gdańskiej oraz płd.-wsch. skraju Głębi Gotlandzkiej), gdzie życie makroskopowe na dnie jest ubogie pod względem taksonomicznym i ilościowym, a od roku 1990. występują praktycznie permanentnie warunki deficytu tlenowego lub anoksji (HELCOM 2017a) i zły stan zbiorowisk zoobentosu tych obszarów ma decydujący wpływ na ocenę.

Indeks LFI, którego wartość zależna jest od udziału w biomasie wybranych gatunków ryb demersalnych, drapieżnych, komercyjnie poławianych, osiągających długość powyżej 30 cm, obrazuje stan ichtiofauny i tym samym pośrednio stan sieci troficznej. W okresie oceny w POM wskazywał na stan poniżej dobrego. Na wartość indeksu LFI wpływa zwiększona biomasa ryb, w tym dorsza. Jednak biorąc pod uwagę fakt, że indeks jest uzależniony od gatunków komercyjnie poławianych, jak dorsza, których eksploatacja jest uzależniona od sektora rybołówstwa i przepisów ją regulujących, jego wartość zależna jest przede wszystkim od tego czynnika, a nie od naturalnych procesów, wskazujących na bezpośrednią zależność dla całego, ocenianego tu łańcucha pokarmowego (B). Problem stanowi również brak odpowiedniej waloryzacji indeksu dla całego obszaru Morza Bałtyckiego, gdzie wielkości osobnicze wybranych gatunków ryb są zależne od strefowych zmian zasolenia.

Obserwowany ostatnio spadek stanu odżywienia niektórych ryb bałtyckich jest ważnym symptomem oddziaływań na większą skalę, a nie tylko odzwierciedleniem zmian na poziomie gatunku. Stan i struktura wielkościowa stada dorsza wschodniego Bałtyku uległy znacznemu pogorszeniu w ostatnich latach, wskazując na potencjalne zmiany, które zaszły na innych poziomach w ekosystemie. Podobne zmiany obserwowano w przypadku ryb pelagicznych w latach 90. XX wieku, które aktualnie charakteryzują się niższą liczebnością i biomasą niż notowane w poprzednich dekadach (HELCOM 2017a).

Rozważane są różne możliwe wyjaśnienia tych negatywnych zmian, począwszy od przełowienia, obecności substancji zanieczyszczających i infekcji pasożytniczych, po wiele innych prawdopodobnych presji. Szczególny niepokój budzi wzrastający zasięg i rozmieszczenie obszarów z deficytem tlenowym na dnie Bałtyku. Przyczy tych procesów należy szukać zarówno w oddziaływaniach antropogenicznych – akumulacji substancji biogennych, jak i w zmianach hydrodynamicznych i klimatycznych. Prowadzi to do zmian w produktywności pelagialu i bentalu. Wieloletnie serie pomiarowe wskazują, że dług tlenowy poniżej halokliny, spowodowany głównie wzrostem eutrofizacji, zwiększył się w ostatnim stuleciu w obszarze Bałtyku Właściwego. Jednak przyczyny głównych presji, to nie tylko oddziaływania antropogeniczne, ale także zmiany klimatu, które, jak się przewiduje, będą wpływać bezpośrednio na gatunki (m.in. wzrost temperatury lub zmiany innych warunków hydrologicznych mogą bezpośrednio decydować o wzroście liczebności populacji gatunków i ich rozprzestrzenieniu) oraz pośrednio poprzez interakcje między gatunkami na zmiany w dostępności pożywienia.

Zmiany są zauważalne także na najwyższym poziomie piramidy troficznej wśród ocenianych grup gatunków, przykładowo wskaźnik podstawowy stanu odżywienia foki szarej nie osiągnął wartości progowej dla dobrego stanu w całym obszarze Bałtyku (HELCOM 2017a).

Natomiast w ocenie krajowej foki szare oceniono w oparciu o trzy wskaźniki, z których żaden samodzielnie nie pozwala na określenie stanu łańcucha pokarmowego prowadzącego do tego szczytowego drapieżnika, a co za tym idzie, nie może dać podstawy do oceny sieci troficznej w POM. Jest to spowodowane szczególną sytuacją stada tego gatunku w POM – początkowe stadium rekolonizacji stanowiska w Ujściu Wisły cechuje się gwałtownym wzrostem liczebności populacji opartym przede wszystkim na migracji zwierząt z innych akwenów Morza Bałtyckiego. Tym samym, pomimo tego, że wskaźnik „*Liczebność i trend liczebności*" osiągnął stan GES, wraz z brakiem rozrodu na poziomie gwarantującym stabilny wzrost (czy choćby utrzymanie liczebności populacji na stałym poziomie - wskaźnik „*Stan reprodukcji*" jako subGES) oraz brakiem możliwości oceny poprzez wskaźnik „*Stan odżywienia"*, który mógłby w ocenie łańcucha pokarmowego być najważniejszym elementem, interpretacja grupy troficznej C w oparciu o końcowy rezultat oceny gatunku jest praktycznie niemożliwa. Wyciągnięcie wniosków wyłącznie w oparciu o analizowane wskaźniki dla foki szarej, przy całkowitej zależności stada w polskiej strefie Bałtyku od migracji z innych akwenów oraz brakiem oceny na poziomie troficznym, która mogłaby uwzględnić ryby planktonożerne, byłoby obarczone zbyt dużym błędem.

2.2.Cechy presji

Cecha D2 - Gatunki Obce

Gatunki nierodzime są to organizmy, których obecność nie jest związana z naturalnym rozprzestrzenianiem zasięgu ich występowania, a jest spowodowana celową bądź też przypadkową ich introdukcją w środowisku na skutek działalności człowieka.

Najbardziej prawdopodobnym wektorem wprowadzania gatunków obcych do Morza Bałtyckiego są akwakultura i transport morski (First version of the State of the Baltic sea report – June 2017). Gatunki obce wprowadzane są wraz ze statkowymi wodami balastowymi i osadami lub porastają kadłuby oraz inne elementy konstrukcyjne statków. Wiele obcych gatunków dotarło do Bałtyku rozprzestrzeniając się na statkach korzystających m. in. z kanałów łączących zlewiska mórz, m.in. Czarnego, Kaspijskiego.

Inwazyjne gatunki obce stanowią zagrożenie nie tylko dla różnorodności biologicznej, przez co mogą doprowadzić do znacznych zmian w strukturze i funkcjonowaniu zasiedlanych ekosystemów. Mogą one również negatywnie wpływać na ludzkie zdrowie, stwarzając ryzyko chorób, a nawet epidemii oraz negatywnie oddziaływać na gospodarkę, m.in. spowodować straty w rybołówstwie i akwakulturze, powodować obrastanie zanurzonych konstrukcji (np. ujęć wód) czy blokować kanały żeglugowe.

Obszarem szczególnie narażonym na introdukcję są porty i przystanie morskie, do których zawijają statki, których wody balastowe mogą być zanieczyszczone różnego rodzaju organizmami roślinnymi i zwierzęcymi, a także patogenami przywiezionymi ze wszystkich stron świata. W związku z tym zasadnicze znaczenie w pierwszej kolejności ma skuteczniejsza kontrola dróg nieumyślnego wprowadzania gatunków obcych, m.in. przez prowadzenie regularnego monitoringu ekosystemów szczególnie narażonych na ich introdukcję w celu zapewnienia możliwości rejestracji nowo pojawiających się gatunków nierodzimych w POM[3]. Rekomendowaną przez HELCOM metodyką[4,5] prowadzenia badań gatunków obcych w portach morskich jest metodyka wskazana w „Joint HELCOM/OSPAR Guidelines on the granting of exemptions under the International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments, Regulation A-4", a także w wytycznych Guidelines for non-indigenous species monitoring by extended Rapid Assessment Survey (eRAS)".

Do dnia dzisiejszego procedury, wynikające z ww. metodyk zostały wykorzystane w POM jedynie do wykonania badań gatunków obcych w Morskim Porcie Gdynia w ramach projektu Baltic Sea Pilot Project BALSAM „Testowanie metod monitoringu gatunków obcych w Porcie Gdynia". Monitoring portów pod względem występowania gatunków obcych został uwzględniony jedynie jako działanie fakultatywne w programie monitoringu wód morskich, przyjętym na podstawie art. 155c ust. 7 ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. - Prawo wodne (Dz. U. z 2017 r. poz. 1566, z późn. zm.). Obecnie istnieje jedynie możliwość dokonania oceny występowania gatunków obcych bazując na informacjach zebranych w ramach PMŚ przy monitorowaniu poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych, jak również prac badawczych prowadzonych przez instytucje państwowe (np. Uniwersytet Gdański).

Ocenę cechy 2 przeprowadzono na podstawie decyzji 2017/848 oraz w oparciu o zaproponowane wskaźniki oraz dyrektywy 2017/845. Zestaw kryteriów podstawowych i drugorzędnych wraz ze wskaźnikami przypisanymi do ich oceny przedstawiono w Tabela 2.2.1.

[3] Z uzasadnienia do wniosku o ratyfikację przez Polskę Międzynarodowej konwencji o kontroli i postępowaniu ze statkowymi wodami balastowymi i osadami

[4] http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/trends-in-arrival-of-new-non-indigenous-species/monitoring-requirements/

[5] http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/trends-in-arrival-of-new-non-indigenous-species/

Stosowane wskaźniki

W związku z brakiem informacji o wpływie gatunków nierodzimych na gatunki i siedliska naturalnie występujące w wodach polskich do przeprowadzenia oceny w ramach cechy D2 zastosowano kryterium podstawowe D2C1 oraz kryterium uzupełniające D2C3. Oba kryteria są oceniane poprzez parametry wykorzystywane przy ocenie wskaźnika podstawowego HELCOM – *„Trendy w napływie nowych gatunków obcych"* (HELCOM, 2017). W ramach wskaźnika oceniono 3 paramtery:

1) Introdukcja nowych gatunków obcych;
2) Parametr Inwentaryzacyjny (IP);
3) Rozprzestrzenianie gatunków nierodzimych.

Głównym parametrem wykorzystanym w ramach wymienionego wskaźnika do oceny POM w ramach cechy 2 jest liczba nowych introdukcji gatunków obcych na skutek działalności człowieka w jednostce oceny w latach 2011-2016. Jednakże w celu zapewnienia spójności regionalnej i porównywalności ocen wykonywanych w ramach HELCOM (Morze Bałtyckie) oraz OSPAR (Atlantyk) w ocenie gatunków obcych uwzględnia się również dwa dodatkowe parametry: tzw. parametr „inwentaryzacyjny" oraz parametr uwzględniający rozprzestrzenianie się gatunków obcych w jednostkach oceny. Ocena jest wykonywana na poziomie przyjętym za HELCOM, na poziomie 2, to jest dla 17 basenów Morza Bałtyckiego, co w przypadku przeprowadzenia oceny w obrębie POM wiąże się z oceną dla 3 basenów:

1) Basenu Bornholmskiego;
2) Wschodniego Basenu Gotlandzkiego;
3) Basenu Gdańskiego;

- oraz oddzielnie dla obszarów zalewów Wiślanego oraz Szczecińskiego.

Za okres odniesienia przyjęto okres oceny wstępnej, która została wykonana za lata 2005-2010, natomiast okres bieżącej oceny obejmuje lata 2011-2016.

Tabela 2.2.1. Zestaw kryteriów zgodnie z decyzją 2017/848 odnoszących się do oceny cechy D2.

Wskaźnik	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
D2 - Gatunki Obce	D2C1		Liczba gatunków obcych nowo wprowadzonych w wyniku działalności człowieka do środowiska naturalnego w okresie oceny (6 lat) mierzonym od roku referencyjnego, zgodnie ze wstępną oceną zgodnie z art. 8 ust. 1 RDSM, jest ograniczona do minimum i w miarę możliwości zmniejszona do zera.	Trendy w napływie nowych gatunków obcych (P) Parametr Introdukcja nowych gatunków nierodzimych

Wskaźnik	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
		D2C2	Duża liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne zadomowionych gatunków obcych, a w szczególności gatunków inwazyjnych, znacznie przyczyniających się do niekorzystnych skutków dla poszczególnych grup gatunków lub ogólnych typów siedlisk.	Trendy w napływie nowych gatunków obcych (P) Parametr inwentaryzacyjny (IP)
		D2C3	Odsetek grup gatunków lub przestrzenny zasięg ogólnych typów siedlisk, które są niekorzystnie zmienione ze względu na gatunki obce, a zwłaszcza inwazyjne gatunki obce.	

Parametry stosowane w ramach oceny wskaźnika

Introdukcja nowych gatunków obcych

Jest to podstawowy parametr określający jak wiele nowych gatunków obcych zostało zanotowanych w jednostkach oceny w związku z działalnością człowieka.

W danych pochodzących z PMŚ stwierdzono w latach 2011 – 2016 pojawienie się jednego nowego gatunku obcego w rejonie Zalewu Wiślanego (w latach 2012 - 2013). Był to gatunek małża *Rangia cuneata*, który został po raz pierwszy zanotowany w tym rejonie w 2011 r. (Warzocha i Drgas, 2013). Dodatkowo w ramach przeprowadzonych prac dokonano przeglądu literatury w celu identyfikacji introdukcji nowych gatunków obcych w POM. Główną podstawę do oceny wskaźnika stanowiły prace badawcze wykonywane przez pracowników Uniwersytetu Gdańskiego w rejonie portu w Gdyni oraz ujścia Wisły (Tabela 2.2.2). Wszystkie nowo zaobserwowane gatunki obce należały do przedstawicieli makrozoobentosu. Pełna lista nowych gatunków obcych została przedstawiona w Tabela 2.2.2. Pomimo, że nie jest możliwe jednoznaczne określenie drogi introdukcji nowych gatunków zdecydowano się uwzględnić je wszystkie w bieżącej ocenie.

Tabela 2.2.2. Lista nowych introdukcji gatunków obcych w latach 2011-2016.

Lp.	Takson	Pierwsza obserwacja w Polsce	Miejsce Obserwacji	Literatura/Źródło	Prawdopodobny sposób introdukcji
makrozoobentos					
1.	*Palemon macrodactyluls*	2014	port jachtowy na Wiśle Śmiałej	Janas i Tutak, 2014	transport morski w statkach, możliwe naturalne rozprzestrzenianie

Lp.	Takson	Pierwsza obserwacja w Polsce	Miejsce Obserwacji	Literatura/Źródło	Prawdopodobny sposób introdukcji
makrozoobentos					
					kanałami z Morza Północnego
2.	*Rangia cuneata*	2011	Zalew Wiślany	Warzocha i Drgas, 2013	gatunek prawdopodobnie rozprzestrzenił się z rosyjskiej części zalewu
3.	*Rangia cuneata*	2014	Wisła Śmiała	Janas i in., 2014	rozprzestrzenianie z rejonu Zalewu Wiślanego
4.	*Melita nitida*	2014	Port Gdynia	Normant-Saremba i in. 2017	transport morski w statkach
5.	*Dreissena rostriformis bugensis*	2011	Zalew Szczeciński	Woźniczka i in. 2016	transport morski w statkach, możliwe naturalne rozprzestrzenianie drogą wodną z Morza Północnego
6.	*Limnodrilus profundicola*	2013	Port Gdynia	Marszewska i in, 2017	możliwe naturalne rozprzestrzenienie z wód brakicznych zachodniego Bałtyku

W latach 2011 – 2016 w polskiej strefie wód Morza Bałtyckiego zanotowano 5 nowo introdukowanych gatunków obcych, spośród których gatunek *Rangia cuneata*, był wcześniej (2010) notowany w rosyjskiej części wód Zalewu Wiślanego. Zdecydowana większość notowanych introdukcji miała miejsce w rejonie Zatoki Gdańskiej, co miało związek z pracami badawczymi prowadzonymi w ramach monitoringu portu w Gdyni w latach 2013 i 2014. Pomimo, że introdukcje w rejonach zalewów miały prawdopodobnie charakter naturalnego rozprzestrzeniania się zasięgu gatunku z miejsc wcześniejszej introdukcji (Szczecińskiego – z niemieckiej części zalewu, Wiślanego – z rosyjskiej części zalewu), a stosowany parametr uwzględnia jedynie gatunki których pojawienie w jednostce oceny ma związek z bezpośrednią działalnością człowieka, zdecydowano uwzględnić introdukcje w tych obszarach w końcowej ocenie wskaźnika.

Granica GES

Granicą dobrego stanu środowiska dla parametru jest **brak nowych introdukcji gatunków nierodzimych w okresie przeprowadzania oceny.**

Ocena Parametru

Ostatecznie ocena parametru została zaklasyfikowana jako subGES – poniżej stanu dobrego w jednostkach oceny, w których stwierdzono występowanie tych gatunków. Rejonom, w których nie stwierdzono nowych introdukcji przypisano wartość GES (Tabela 2.2.3).

Tabela 2.2.3. Zestawienie ocen stanu środowiska POM w akwenach HELCOM dla parametru – introdukcje nowych gatunków obcych.

Akwen	Kryterium D2C1
Basen Gdański	subGES
polska część Zalewu Wiślanego – 35A	subGES
polska część Zalewu Szczecińskiego – 38A	subGES
Basenu Bornholmski (polskie wody)	GES
Wschodni Basen Gotlandzki (polskie wody)	GES

Parametr Inwentaryzacyjny (IP)

Parametr ten jest traktowany jako wspierający przy opisie stanu środowiska związanego z obecnością gatunków obcych. Jego formuła jest następująca:

IP = (liczba gatunków obcych i kryptogenicznych w jednostce oceny (lata 2011-2016)) – (liczba gatunków obcych i kryptogenicznych w jednostce oceny za poprzedni okres (lata 2005-2010)).

IP = liczba gatunków obcych i kryptogenicznych w jednostce oceny (lata 2011-2016) - liczba gatunków obcych i kryptogenicznych w jednostce oceny za poprzedni okres (lata 2005-2010)

Formuła ta określa różnicę pomiędzy ilością notowanych gatunków nierodzimych w okresie aktualizacji oceny, a ilością gatunków nierodzimych zanotowanych w poprzednim cyklu sprawozdawczym.

Granica GES

W ramach parametru ocenia się zmiany zachodzące w liczbie gatunków obcych w jednostce oceny pomiędzy kolejnymi okresami sprawozdawczymi. Za dobry stan przyjmuje się sytuację w której parametr **uzyskuje wartości mniejsze lub równe 0**, co wiąże się ze zwiększonym procesem zanikania gatunków nierodzimych w stosunku do nowych rejestracji (HELCOM, 2017s).

Ocena parametru

Bazując na listach referencyjnych oraz inwentaryzacji gatunków przeprowadzonych w ramach oceny wstępnej (GIOŚ 2014) oraz korzystając ze spisu gatunków dokonanych w ramach bieżącej aktualizacji oceny (Tabela 1.5.9) wyliczono wartości wskaźnika dla POM.

Tabela 2.2.4. Wyniki wyliczeń parametru IP zgodnie z bieżącym podziałem HELCOM HOLAS II oraz w zalewach (źródło danych PMŚ).

Akwen	2008-2010	2011-2016	IP (Kryterium D2C2)
polskie wody Basenu Gdańskiego	6	9	3 (subGES)
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	4	5	1 (subGES)
polskie wody Basenu Bornholmskiego	5	6	1 (subGES)
polska część Zalewu Wiślanego	3	3	0 (GES)
polska część Zalewu Szczecińskiego	4	5	1 (subGES)

Wartości parametru IP wskazują na zły stan środowiska we wszystkich akwenach poddanych ocenie, za wyjątkiem wód Zalewu Wiślanego, gdzie liczba notowanych gatunków nierodzimych nie uległa zmianie, pomimo zanotowania w tym akwenie po raz pierwszy gatunku *Rangia cuneata*. W przypadku tego akwenu w okresie 2011-2016 nie zanotowano gatunku krabika amerykańskiego (*Rhithropanopeus harrisii*), który był notowany w latach przeprowadzenia oceny wstępnej. Może mieć to związek ze znaczną mobilnością tego gatunku w związku z czym odnotowanie go w próbach monitoringowych zdarza się sporadycznie.

Rozprzestrzenianie gatunków nierodzimych

Jest to parametr wspierający, który umożliwia ocenę rozprzestrzeniania się gatunków obcych w jednostkach oceny i daje informację o tym, czy gatunek zanotowany we wstępnej ocenie zwiększył zasięg swojego występowania w jednostce oceny. Parametr obliczany jest oddzielnie dla każdego gatunku nierodzimego i w związku z brakiem ustalonej metody integracji wyników nie stanowi podstawy do oceny stanu, natomiast jest obliczany w celu dostarczenia dodatkowej informacji na temat rozmieszczenia i ekspansji gatunków obcych w ocenianych obszarach.

Parametr jest obliczany oddzielnie dla każdego gatunku z wykorzystaniem następującej formuły:

$$\frac{Liczba\ stacji\ monitorigowych\ na\ których\ zanotowano\ gatunek\ x\ w\ jednostce\ oceny}{całkowita\ liczba\ stacji\ monitoringowych\ w\ jednostce\ oceny}\ (ocena\ wstępna)$$

$$-$$

$$\frac{Liczba\ stacji\ monitoringowych\ na\ których\ zanotowano\ gatunek\ x\ w\ jednostce\ oceny}{całkowita\ liczba\ stacji\ monitoringowych\ w\ jednostce\ oceny}\ (bieżąca\ ocena)$$

W ramach stosowanej formuły określa się różnicę pomiędzy rozprzestrzenieniem gatunków nierodzimych w jednostce oceny pomiędzy okresami sprawozdawczymi.

Dodatnia wartość parametru rozprzestrzenienia informuje o tym, że dany gatunek zmniejsza zasięg swojego występowania, natomiast wartość ujemna wskazuje na występowanie gatunku po raz pierwszy, bądź w większej liczbie lokalizacji co wskazuje na zwiększanie zasięgu jego występowania. W Tabela 2.2.5 przedstawiono wartość parametru rozprzestrzenienia zanotowanych gatunków obcych w POM dla jednostek oceny zgodnie z HOLAS II oraz dla Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego.

Tabela 2.2.5. Wartości parametru rozprzestrzeniania gatunków nierodzimych w POM (źródło danych PMŚ).

Gatunek	polskie wody Basenu Bornholmskiego	polskie wody Basenu Gdańskiego	polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polska część Zalewu Szczecińskiego	polska część Zalewu Wiślanego
Balanus improvisus	-0,203	-0,331	-0,161	-0,255	
Cercopagis pengoi	0	0,333	0		
Dreissena polymorpha		-0,071		-0,145	0,778
Marenzelleria neglecta	-0,536	-0,209	-0,089	-0,545	0,111
Mya arenaria	-0,304	-0,217	-0,214	-0,164	
Potamopyrgus antipodarum		0,16		-0,173	
Prorocentrum minimum	0,013	-0,143	-0,143		
Rhithropanopeus harrisii		-0,071			0,333

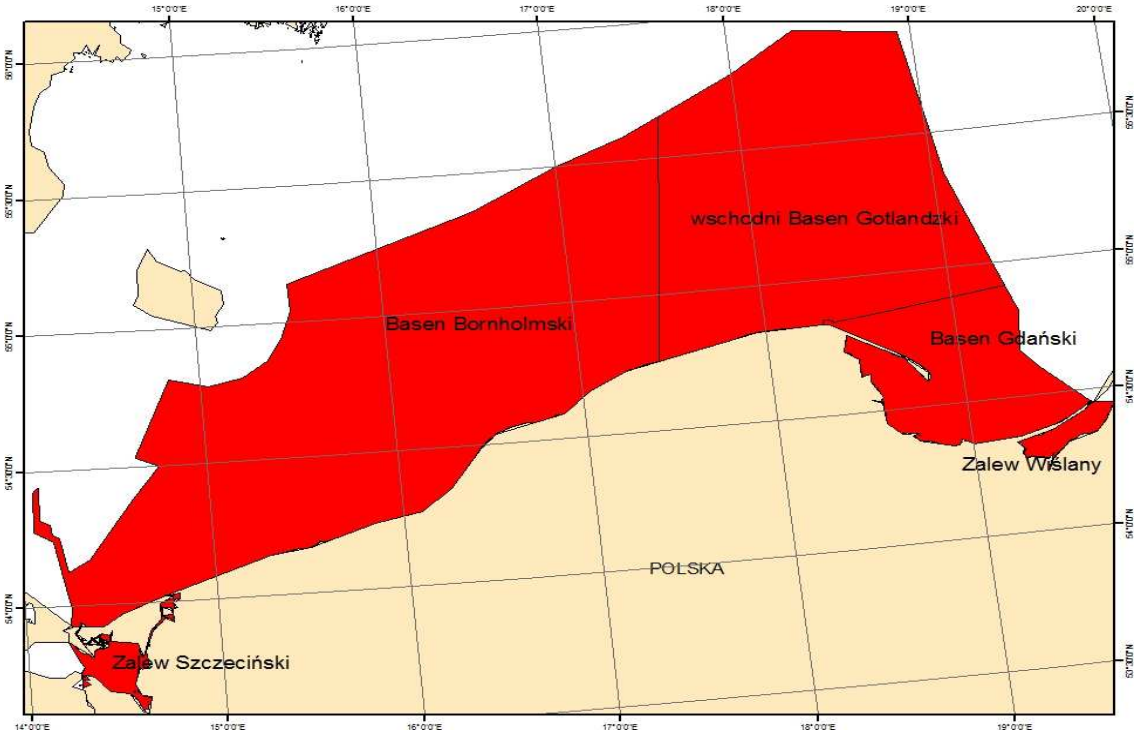
Gatunek	polskie wody Basenu Bornholmskiego	polskie wody Basenu Gdańskiego	polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polska część Zalewu Szczecińskiego	polska część Zalewu Wiślanego
Acartia tonsa		-0,333			
Alexandrium ostenfeldii		-0,048			
Gammarus tigrinus	-0,111				

Z analizy parametru rozprzestrzenienia wynika, że w przypadku większości zanotowanych gatunków oraz większości akwenów zaobserwowano wzrost rozprzestrzenienia gatunków obcych w POM, szczególnie w przypadku gatunków *Marenzelleria neglecta* oraz *Mya arenaria*. Wyjątek stanowi gatunek *Cercopagis pengoi*, którego zasięg występowania w akwenach Basen Bornholmski oraz Wschodni Basen Gotlandzki nie uległ zmianie, a w Basenie Gdańskim uległ zmniejszeniu. Jedynym akwenem w obrębie, którego zanotowano spadek wielkości rozprzestrzeniania się gatunków nierodzimych był Zalew Wiślany, gdzie gatunki *Marenzelleria neglecta, Dreissena polymorpha* występowały na mniejszej ilości stacji natomiast gatunek *Rhithropanopeus harrisii* nie został zanotowany w okresie 2011-2016 w tym akwenie. Należy zauważyć, iż gatunek ten jest rzadko spotykany w próbach monitoringowych ze względu na jego mobilność.

Zintegrowana ocena cechy D2

W niniejszej ocenie zdecydowano się zastosować podejście, w ramach którego najgorszy stan któregokolwiek z dwóch parametrów stosowanych do oceny wskaźnika („Introdukcja nowych gatunków nierodzimych", „Parametr inwentaryzacyjny") decyduje o końcowej ocenie cechy 2.

Biorąc pod uwagę wyniki oceny wykonanej w ramach parametru Introdukcja nowych gatunków nierodzimych oraz parametru Inwentaryzacyjnego stan środowiska POM w zakresie cechy D2 oceniono je jako spełniające poziom subGES we wszystkich jednostkach oceny (Rys. 2.2.1).



Rys. 2.2.1. Ocena cechy D2 w obrębie POM (źródło danych PMŚ).

Wiarygodność oceny

Ocenę wiarygodności przeprowadzono zgodnie z metodyką zaproponowną w rozdziale dotyczącym oceny wskaźników stanu (Wiarygodność oceny).

W związku z faktem, eż do oceny cechy D2 stosuje się pojedynczy wskaźnik podstawowy oceniany w oparciu o dwa parametry – „Introdukcja nowych gatunków obcych" oraz „Parametr Inwentaryzacyjny (IP)", średnia wiarygodność oceny obu paramterów stanowi o końcowej wiarygodność i oceny całej cechy. W obszarze oceny w okresie 2011-2016 ocenę wiarygodności przeprowadzono na podstawie 4 składowych: wiarygodności czasowej, wiarygodności przestrzennej, wiarygodności klasyfikacji i wiarygodności metodyki poprzez przypisanie każdej z tych składowych klasy: niskiej, średniej lub wysokiej i odpowiadających im wartości liczbowych, które następnie uśredniano, aby uzyskać jedną wartość wiarygodności wskaźnika (WW). Ze względu na brak wdrożenia odpowiedniego monitoringu skierowanego na rejestrację nowych introdukcji gatunków obcych obniżono wartość wiarygodności przestrzennej oraz metodycznej dla Basenu Bornholmskiego oraz Wschodniego Basenu Gotlandzkiego w zakresie parametru „Introdukcja nowych gatunków obcych". Dla pozostałych akwenów poziom wiarygodności obu parametrów oceniono na wysoki, ze względu na obecność rzetelnych opublikowanych informacji na temat przypadków rejestracji nowych gatunków nierodzimych. Informacje o występowaniu gatunków obcych w tych akwenach pochodzą z PMŚ lub z monitoringu portu, przeprowadzonego w ramach projektu HELCOM BALSAM. Monitoring był prowadzony zgodnie z metodyką HELCOM. Monitoring w porcie był prowadzony zgodnie z wytycznymi „Guidelines for non-indigenous species monitoring by extended Rapid Assessment Survey (eRAS)". Ponadto, opublikowanie faktu wystąpienia w artykule naukowym, podnosi zaufanie do prezentowanych wyników badań. Ostateczne wartości wiarygodności oceny przedstawiono w Tabela 2.2.6.

Tabela 2.2.6. Wiarygodność oceny cechy D2 – gatunki obce.

Wiarygodność obszaru oceny	polskie wody Basenu Bornholmskiego		polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego		polskie wody Basenu Gdańskiego		polska część Zalewu Szczecińskiego		polska część Zalewu Wiślanego	
Parametr	Introdukcja nowych gatunków obcych	IP	Introdukcja nowych gatunków obcych	IP	Introdukcja nowych gatunków obcych	IP	Introdukcja nowych gatunków obcych	IP	Introdukcja nowych gatunków obcych	IP
Czasowa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Przestrzenna	0,25	1	0,25	1	1	1	1	1	1	1
Klasyfikacji	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Metodyki	0,5	1	0,5	1	1	1	1	1	1	1
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,6875	1	0,6875	1	1	1	1	1	1	1
Wiarygodność oceny (WO)	0,84		0,84		1		1		1	

W przypadku cechy D2, wiarygodność dla obszaru oceny (WO), jest równoważna średniej wiarygodności wskaźników (WW). We wszystkich obszarach oceny osiągnęła ona wysoki status wiarygodności zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w Tabela 2.2.7.

Tabela 2.2.7. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności.

Wartość średniej wiarygodności w obszarze oceny (WO)	Status wiarygodności
≥ 0,75	wysoka
0,5 – 0,74	średnia
< 0,5	niska

Cecha D3 - Ryby i skorupiaki eksploatowane w celach komercyjnych

Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie cechy D3 została wykonana zgodnie z decyzją 2017/848.

Metodyka oceny

Na Morzu Bałtyckim 95% połowów stanowią trzy gatunki: dorsz, szprot i śledź (HELCOM 2017), w Polskich połowach natomiast w ostatnich czterech latach udział tych gatunków wynosił około 85%. Wynik ten różni się głównie ze względu na intensywne połowy Polski na stadach storni, które w okresie 2011-2016 wynosiły średnio około 10%. Stornia znacząco dominuje w połowach płastug. Połowy gładzicy i skarpia stanowią razem średnio około 0,1% polskich połowów. W związku z tym do oceny na podstawie cechy D3 wybrano stada występujące w Polskiej Strefie Ekonomicznej składające się z czterech gatunków: dorsza, storni, szprota i śledzia.

Wybór tych stad pokrywa się również z najnowszymi zaleceniami Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES 2016). Lista ryb komercyjnie poławianych powinna opierać się na liście DCF (Data Collection Framework – program zbierania danych rybackich obowiązujący wszystkie kraje członkowskie UE) i zawierać stada, których masa wyładunku wynosi co najmniej 90% wyładunków danego kraju. W tym celu powinna zostać wybrana najdłuższa seria danych, tak aby uwzględnić gatunki, których połowy zmalały na przestrzeni lat z powodu przełowienia. Dodatkowo, każdy z krajów może włączyć stada, które są ważne z lokalnego punktu widzenia (ICES 2016).

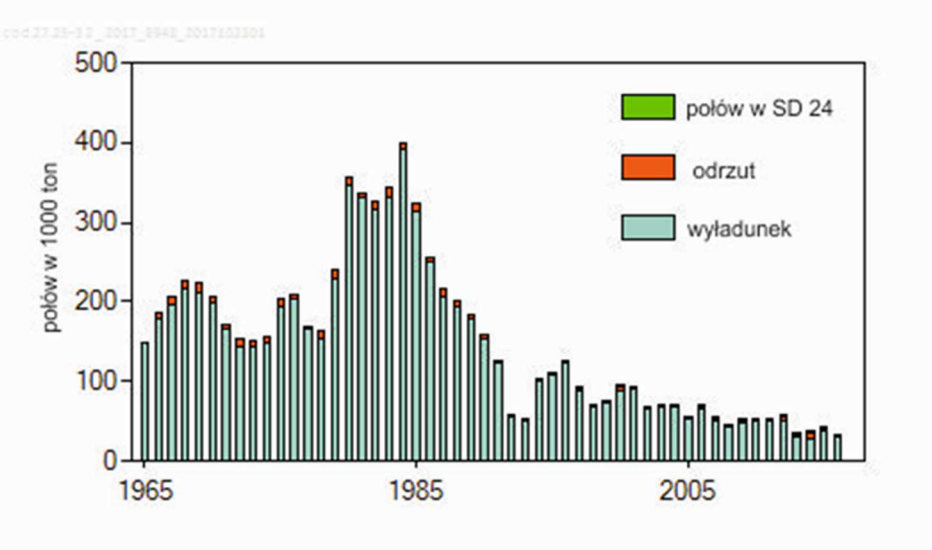
Dane dotyczące stad ryb, na podstawie których wykonywana jest ocena stanu środowiska morskiego pozyskano z dokumentów ICES Advice, stworzonego przez ICES Baltic Fisheries Assessment Working Group (ICES 2017a-e).

Stada objęte oceną:

Stado dorsza w podobszarach 24-32

Połowy stada dorsza wschodniobałtyckiego zaczęły maleć w latach 80. XX wieku. W 2016 r. wyniosły niecałe 30 tysięcy ton (Rys. 2.2.2). Od 2007 r. TAC nie jest realizowany. Spowodowane jest to między innymi ceną rynkową dorsza związaną z niską jakością ryb (niską wagą lub słabą kondycją) oraz zmniejszeniem floty dorszowej w niektórych krajach na skutek wprowadzenia polityki złomowania kutrów rybackich (ICES 2017a).

Z powodu licznych wątpliwości co do czynników wpływających na zmianę dynamiki stada dorsza postanowiono, że należy zawiesić wykonywanie oceny zasobów dla tego stada przy użyciu modeli analitycznych, opartych na strukturze wiekowej. Stado to zostało zakwalifikowane do grupy stad, dla których wyznaczany jest jedynie wskaźnik biomasy i wskaźnik poziomu presji rybołówstwa. W 2017 po raz pierwszy przeliczono wartości $F_{MSYproxy}$ i $B_{MSYproxy}$ (ICES 2017a) korzystając z modelu SPiCT (stochastic surplus production model; Pedersen and Berg, 2017).



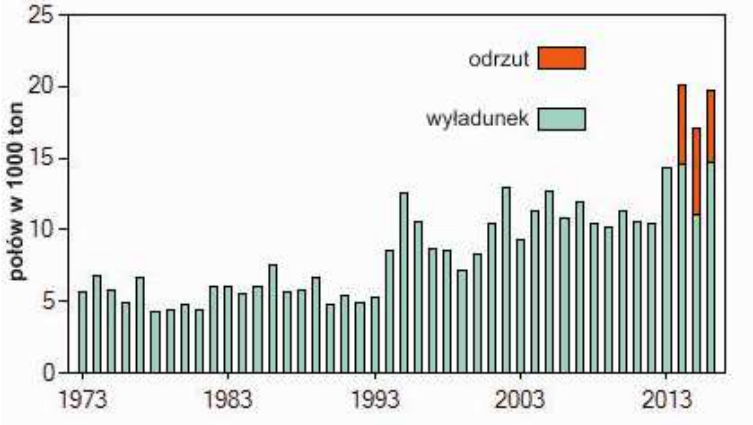
Rys. 2.2.2. Dorsz 24-32. Połów w tysiącach ton, niebieski kolor oznacza wyładunek, czerwony odrzut, a zielony połów pochodzący z podobszaru 24 wykonany na stadzie dorsza wschodniobałtyckiego (źródło ICES 2017a).

Stado storni w podobszarach 24-25

W trakcie spotkania WKFLABA (Workshop on Flatfish in the Baltic Sea; ICES 2010) zakwestionowano metodę odczytu wieku stosowaną do tej pory dla ryb płaskich ze względu na brak spójności w ocenie biomasy wykonywanej z roku na rok. „Silne" pokolenie z roku wcześniej nie było widoczne w wynikach szacunków biomasy rok później. Dlatego ICES zalecił ponowny odczyt wieku za pomocą rekomendowanej metodyki. Jedynie Polska wykonała odczyt wsteczny do 2000 r. - pozostałe kraje posiadają znacznie krótszą bazę „poprawionych" danych.

Kolejnym problemem, który uniemożliwia wykonanie analitycznej oceny zasobów storni jest brak historycznych danych dotyczących wielkości odrzutów. Dlatego gospodarowanie zasobami storni opiera się na obserwowaniu wielkości wskaźnika biomasy oraz standaryzowanego nakładu połowowego. Dodatkowo dla stada storni występującego w podobszarach 24-25 od 2017 r. wyznaczane jest FMSYproxy przy wykorzystaniu metody LBI (Length-based indicators) (ICES 2017b-c).

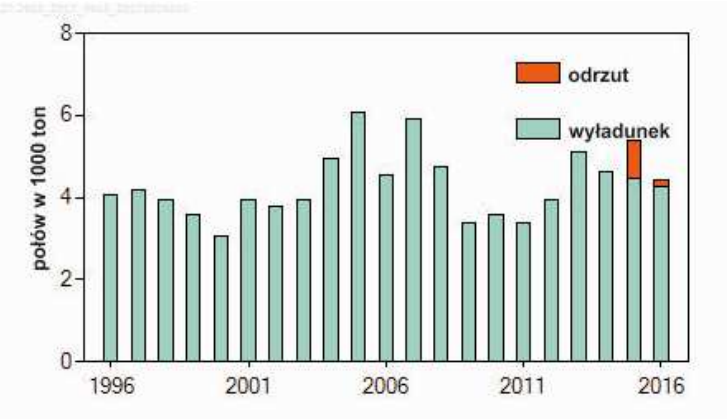
Wyładunki stada storni 24-25 wzrastają od lat 90. XX wieku, rekompensując tym samym straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń dotyczących połowów dorsza. W 2014 r. po raz pierwszy oszacowano odrzut dla tego stada (Rys. 2.2.3; ICES 2017b).



Rys. 2.2.3. Stornia 24-25. Połów w tysiącach ton, niebieski kolor oznacza wyładunek a czerwony odrzut wyznaczany od 2014 roku (źródło ICES 2017b).

Stado storni w podobszarze 26 i 28

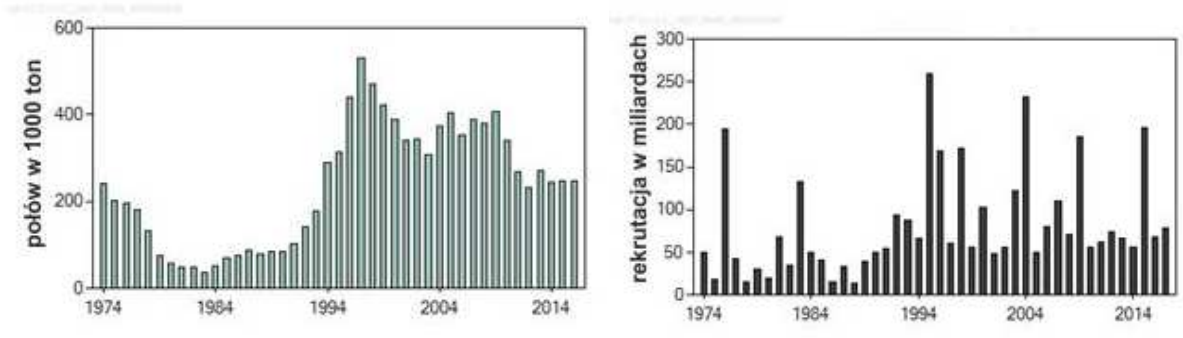
Wyładunki storni 26 i 28 były na poziomie 4-6 tys. ton w ciągu ostatnich 20 lat, osiągając maksymalną wartość w 2005 r. Od 2015 r. szacowany jest odrzut dla tego stada (Rys. 2.2.4; ICES 2017c).



Rys. 2.2.4. Stornia 26 i 28. Połów w tys. ton, niebieski kolor oznacza wyładunek a czerwony odrzut wyznaczany od 2015 r. (źródło ICES 2017c).

Stado szprota w podobszarach 22-32

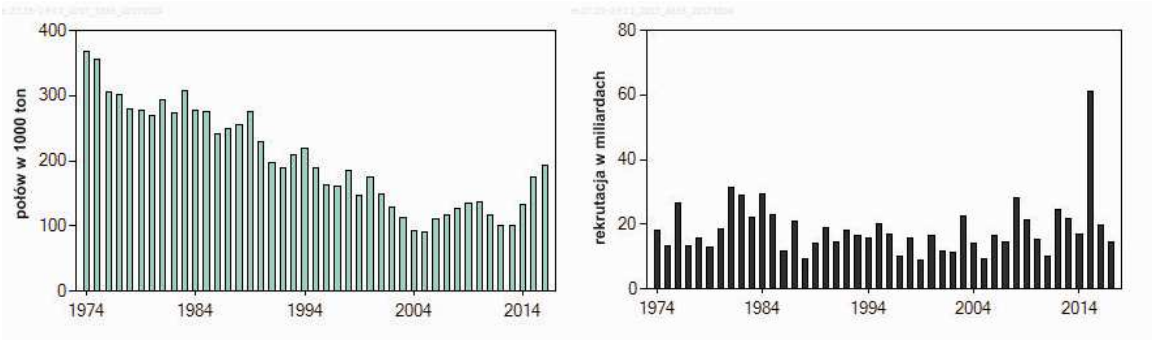
Połowy szprota wzrosły znacząco w latach 90. XX wieku, z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton. W ciągu ostatnich kilku lat ich wartość spadała. W 2016 r. wartość połów osiągnęła około 250 tys. ton. W latach 90. XX wieku w stadzie szprota pojawiło się kilka pokoleń charakteryzujących się bardzo dużą liczebnością. Również w latach 2004, 2009 i 2015 zaobserwowano relatywnie dobrą rekrutacja (Rys. 2.2.5, ICES 2017d).



Rys. 2.2.5. Szprot 22-32. Połów w tys. ton (lewy wykres) i rekrutacja w miliardach (prawy wykres) (źródło ICES 2017d).

Stado śledzia w podobszarach 25-29 i 32 Ex GoR

Wielkość połowów stada śledzia Centralnego Bałtyku zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. XX wieku do około 100 tys. ton. W 2016 r. wynosiła prawie 200 tys. ton. Natomiast rekrutacja waha się z roku na rok. W 2014 r. pojawiło się bardzo silne pokolenie (Rys. 2.2.6).

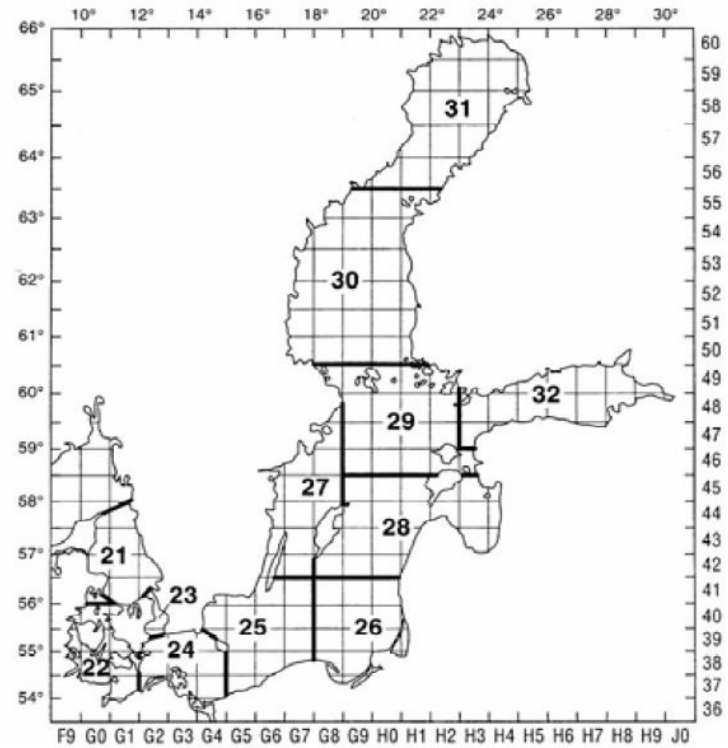


Rys. 2.2.6. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Połów w tys. ton (lewy wykres) i rekrutacja w miliardach (prawy wykres) (źródło ICES 2017e).

Obszary oceny

Zgodnie z systemem przyjętym przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES), obszar Morza Bałtyckiego został podzielony na 12 podobszarów (*ICES Subdivisions,* Rys. 2.2.7). Poszczególne części Bałtyku oznaczone zostały następującymi numerami: SD 21 – Kattegat, SD 22 i 23 – Cieśniny Duńskie, SD 24-29 – Bałtyk Właściwy, SD 30 i 31 – Zatoka Botnicka oraz SD 32 – Zatoka Fińska. POM obejmują część podobszarów 24, 25 i 26.

Oceny stad dokonywane przez ICES dotyczą tzw. jednostek zarządzania (*management units*), które stanowią pewien kompromis pomiędzy wiedzą na temat biologii, ekologii oraz rozprzestrzenienia gatunku lub populacji a dostępnością danych stanowiących podstawę szacowania zasobów. Każdorazowo ocena dokonywana jest dla konkretnej jednostki zarządzania, dlatego dla cechy D3 nie jest możliwa ocena wyłącznie dla POM.



Rys. 2.2.7. Podział Morza Bałtyckiego na podobszary przyjęty przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES).

Tabela 2.2.8. Obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ichtiofauny (cecha 3) w POM.

Lp.	Nazwa obszaru oceny (podakwen M. Bałtyckiego) w POM	Kod obszaru oceny	Oceniany element ekosystemu
1.	Podobszar ICES 24	SD 24	Ichtiofauna
2.	Podobszar ICES 25	SD 25	Ichtiofauna
3.	Podobszar ICES 26	SD 26	Ichtiofauna

Analiza podstawowych cech i właściwości oraz obecnego stanu środowiska

Wskaźniki

Dla cechy D3 wyznaczone zostały trzy rodzaje kryteriów (Tabela 2.2.9):

1) D3C1 – poziom presji rybołówstwa;
2) D3C2 – zdolność rozrodcza stada;
3) D3C3 – rozkład wieku oraz rozkład długości populacji.

W ramach kryterium pierwszego wyznaczany jest wskaźnik śmiertelności połowowej (F). Jeśli stado nie posiada oceny analitycznej, a co za tym idzie nie ma oszacowanej wartości F można zastosować stosunek połowu do wskaźnika biomasy jako wskaźnik alternatywny.

Kryterium drugie opisywane jest przez wskaźnik biomasy stada tarłowego (SSB). W przypadku gdy wielkość ta dla konkretnego stada nie jest wyznaczona, można zastąpić ją wskaźnikiem biomasy.

Kryterium trzecie wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Według decyzji 2017/848 D3C3 może nie być dostępne do wykorzystania podczas aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 r. Ocena na podstawie tego kryterium dotyczy analizy rozkładu długości stada poprzez obliczenie proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła oraz 95. percentylu z rozkładu długości obserwowanej w połowach badawczych. Dodatkowo ocena dotyczy analizy skutków genetycznych eksploatacji gatunków, takich jak długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, jednak jedynie gdy ma to naukowe uzasadnienie.

Tabela 2.2.9. Wskaźniki zastosowane w ocenie krajowej (lata 2011-2016) w „zintegrowanej ocenie cechy D3" w POM uwzględniające ichtiofaunę.

Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
D3 - Eksploatowane w celach handlowych ryby i skorupiaki	D3C1	Wskaźnik śmiertelności połowowej populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych jest na poziomie lub poniżej poziomów pozwalających wytworzyć maksymalny podtrzymywalny połów (MSY).	Śmiertelność połowowa (P), Stosunek połowu do wskaźnika biomasy (A)

Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
	D3C2	Biomasa stada tarłowego populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych jest powyżej poziomów pozwalających wytworzyć maksymalny podtrzymywalny połów.	Biomasa stada tarłowego (P), Wskaźnik biomasy (A)
	D3C3	Przekrój wiekowy i wielkościowy osobników w populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych wskazuje na dobry stan zdrowia populacji. Powinno się to wiązać z wysokim odsetkiem starych/dużych osobników i ograniczonymi niekorzystnymi skutkami eksploatacji dla różnorodności genetycznej.	Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła (P), 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych (P), Skutki genetyczne eksploatacji gatunków, takie jak długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła – gdy ma naukowe uzasadnienie (A)

Kryterium D3C1. Poziom presji rybołówstwa

Śmiertelność połowowa (F)

Do oceny stanu stad ryb i bezkręgowców eksploatowanych komercyjnie preferowaną wartością referencyjną jest śmiertelność połowowa na poziomie maksymalnego zrównoważonego połowu F_{MSY}.

F_{MSY} to poziom śmiertelności połowowej zapewniający utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu przez wiele kolejnych lat.

Jeżeli informacje zgromadzone na temat danego stada nie są wystarczające do wyznaczenia F_{MSY}, zaleca się zastosowanie następujących wskaźników śmiertelności połowowej:

1) F_{lim} – maksymalny poziom śmiertelności połowowej. Długoterminowe przekraczanie tej wartości powoduje zmniejszenie liczebności do poziomu w którym następuje redukcja zdolności reprodukcyjnych stada;
2) F_{pa} – uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów wynikający z jakości danych, lub ograniczonej znajomości badanych procesów. Z tego powodu wyznaczana jest przezorna wartość śmiertelności połowowej F mająca zapobiec przekroczeniu F_{lim};
3) F_{max} – poziom śmiertelności połowowej maksymalizujący średni wieloletni połów z rekruta (tzn. z ryby, która w danym roku, po raz pierwszy wchodzi w skład stada eksploatowanego, czyli ryb które mogą być potencjalnie złowione przy użyciu standardowego narzędzia połowowego), różniący się od F_{MSY}, brakiem uwzględniania zależności stado-rekrutacja;

4) $F_{0.1}$ – bardziej konserwatywny (niższy) poziom śmiertelności połowowej niż F_{max}. Tak samo jak F_{max}, $F_{0.1}$ bazuje na średnim wieloletnim połowie z rekruta, $F_{0.1}$ jest stosowane gdy F_{max} nie jest dobrze zdefiniowane lub potrzebny jest bardziej konserwatywny poziom F.

Stosunek połowu do wskaźnika biomasy

Jest to metoda alternatywna, stosowana jedynie do oceny stad, które nie posiadają wyznaczonych wartości referencyjnych śmiertelności połowowej. Do wyliczenia tego elementu kryterium potrzebne są dane takie jak wielkość połowu na jednostkę nakładu połowowego (CPUE). W przypadku dostępności jedynie wielkości wyładunku (połów = wyładunek + odrzut + nielegalny, nieraportowany lub nieuregulowany połów), można próbować oszacować przybliżoną wartość połowu, ale pod warunkiem że dane dotyczące wyładunku i wskaźnika biomasy są spójne, np. pod względem obszaru, z którego pochodzą.

Kryterium D3C2. Zdolność rozrodcza stada

Biomasa stada tarłowego (SSB)

Do oceny stanu stad ryb i bezkręgowców eksploatowanych przemysłowo preferowaną wartością referencyjną jest biomasa stada tarłowego określona przez $B_{MSYtrigger}$. Jest to wartość wyznaczana na podstawie analizy zmian $SSB_{MSY.}$ SSB_{MSY} to poziom biomasy stada tarłowego zapewniający utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu. Dla stad stale poławianych na poziomie $F_{MSY,}$ SSB_{MSY} jest utrzymywane długoterminowo. Wartość SSB_{MSY} nie jest stała, ale zmienia się na skutek zmian czynników środowiskowych czy też interakcji pomiędzy gatunkami. $B_{MSYtrigger}$ wyznacza dolną granicę zmieniającego się w serii lat SSB_{MSY}, stanowiąc punkt referencyjny.

Właściwe wyznaczenie $B_{MSYtrigger}$ wymaga użycia danych z co najmniej kilku lat, w których połowy przeprowadzane były na poziomie $F_{MSY,}$ tak aby móc zaobserwować zakres fluktuacji SSB. Niestety niewiele stad poławianych jest na poziomie MSY, więc dopóki nie istnieje wystarczająca liczba danych, B_{pa} traktowany jest jako najlepsze przybliżenie $B_{MSYtrigger}$, chociaż koncepcja obliczeń dla tych dwóch wskaźników jest zupełnie inna.

Poniżej przedstawiono alternatywne dla $B_{MSYtrigger}$ wskaźniki poziomu bezpiecznej dla stada biomasy:

B_{lim} – poziom biomasy stada tarłowego poniżej którego występuje wysokie ryzyko redukcji zdolności reprodukcyjnych stada.

B_{pa} – uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów wynikający z jakości danych, lub ograniczonej znajomości badanych procesów; jest zgodny z zasadą przezorności, która zakłada, że z powodu błędu oceny oszacowana wartość biomasy jest większa niż wielkość biomasy rzeczywistej; wartość B_{pa} stosowana jest jako punkt referencyjny po to żeby zapobiec przekroczeniu B_{lim}.

Wskaźnik biomasy

Jest to metoda alternatywna, stosowana do oceny stad, które nie posiadają wyznaczonych wartości referencyjnych biomasy stada tarłowego. W skaźnik odnosi się do ryb dojrzałych płciowo, dlatego w celu jego wyliczenia potrzebna jest informacja dotycząca średniej długości ryb w momencie osiągnięcia dojrzałości płciowej. Jeżeli nie ma takich danych, wskaźnik całkowitej biomasy może być traktowany jako przybliżenie wskaźnika biomasy stada tarłowego.

Kryterium D3C3. Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła

Wskaźnik ten może być obliczony na podstawie biomasy lub liczebności z połowów badawczych, jednakże rekomendowane jest zastosowanie biomasy, dzięki której większą wagę

przykłada się do ryb starszych, większych. Ze względu na przedstawienie obecności ryb dojrzałych w stadzie w formie proporcji, na wartość tego wskaźnika wpływ ma liczebność młodych ryb w połowach badawczych. Spadająca wartość wskaźnika może sugerować złą sytuację, czyli zmniejszającą się na skutek połowów część stada stanowiącą dojrzałe płciowo osobniki, jak również może świadczyć o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w stadzie.

95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych

Stosowany jest dla stad, dla których zbierane są informacje dotyczące rozkładu długości w populacji. Jest nośnikiem informacji o rzeczywistym wpływie presji rybołówstwa na środowisko. Wadą jest to, że zmniejszenie się wartości tego wskaźnika może świadczyć zarówno o zmniejszającej się na skutek połowów części stada zawierającej większe osobniki, jak również o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w połowach.

Skutki genetyczne eksploatacji gatunków, takie jak długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła

Za pomocą tego wskaźnika można zaobserwować zakres niepożądanych efektów genetycznych wynikających z eksploatacji. Efekty te mogą być widoczne dopiero po kilku dekadach, natomiast powrót do poprzedniego stanu może być w wielu przypadkach niemożliwy. Wskazany do zastosowania jedynie w przypadku gdy istnieje naukowe uzasadnienie.

Średnia maksymalna długość gatunków odnotowanych w rejsach badawczych

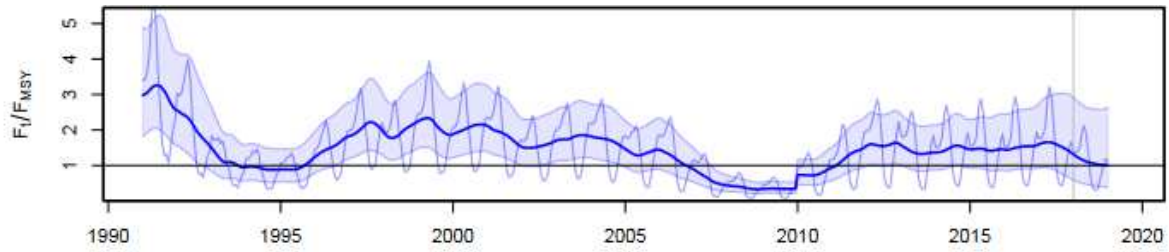
Wskaźnik nieuwzględniony w decyzji 2017/848. Wyznaczany przy użyciu modelu wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego.

Ocena GES na podstawie stad

Jedynie zasoby stada szprota występujące w podobszarach 22-32 oraz śledzia w podobszarach 25-29 i 32 exGoR szacowane są na podstawie modeli analitycznych. Stan tych stad można ocenić za pomocą wskaźników podstawowych kryterium 3.1 i 3.2. Pozostałe stada, nie posiadają wystarczających danych.

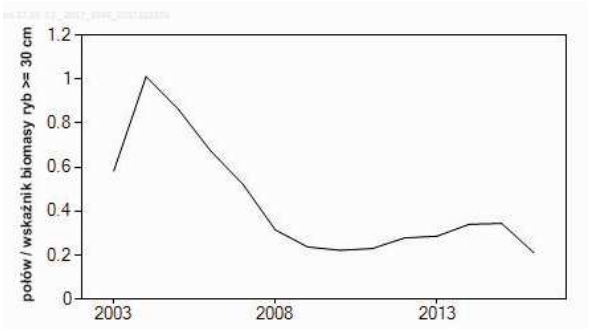
Stado dorsza w podobszarach 24-32

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)



Rys. 2.2.8. Dorsz 24-32. Stosunek względnej śmiertelności połowowej do $F_{MSYproxy}$ (źródło ICES 2017a).

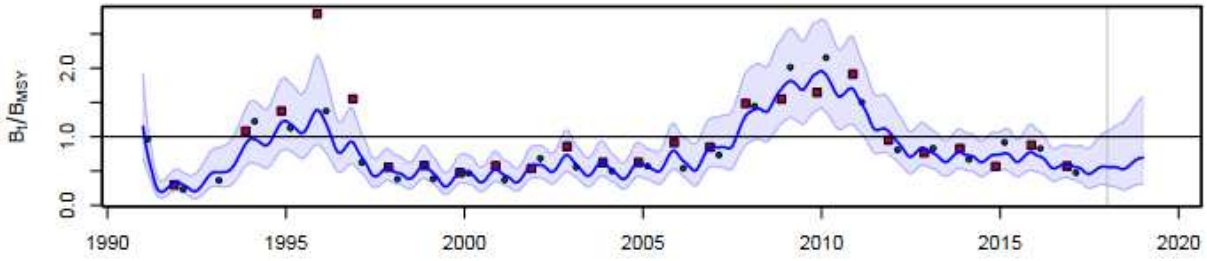
Stosunek względnej śmiertelności połowowej do $F_{MSYproxy}$ (przybliżenia F_{MSY}) wyznaczonego na podstawie modelu SPiCT wynosi więcej niż 1 od 2012 r. Oznacza to zbyt dużą presję rybołówstwa wykonywaną na tym stadzie (Rys. 2.2.8; ICES 2017a).



Rys. 2.2.9. Dorsz 24-32. Stosunek połowu do wskaźnika biomasy ryb >= 30cm (źródło ICES 2017a).

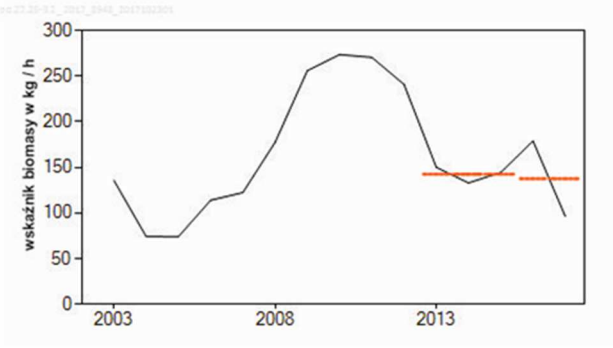
Stosunek połowu do wskaźnika biomasy miał trend rosnący od 2011 r., natomiast w 2016 r. osiągnął najniższą wartość w całej serii danych. Wskaźnik ten daje inny sygnał niż $F_{MSYproxy}$ w 2011 r. i 2016 r. (Rys. 2.2.9; ICES 2017a).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)



Rys. 2.2.10. Dorsz 24-32. Stosunek względnej biomasy do $B_{MSYproxy}$ (źródło ICES 2017a).

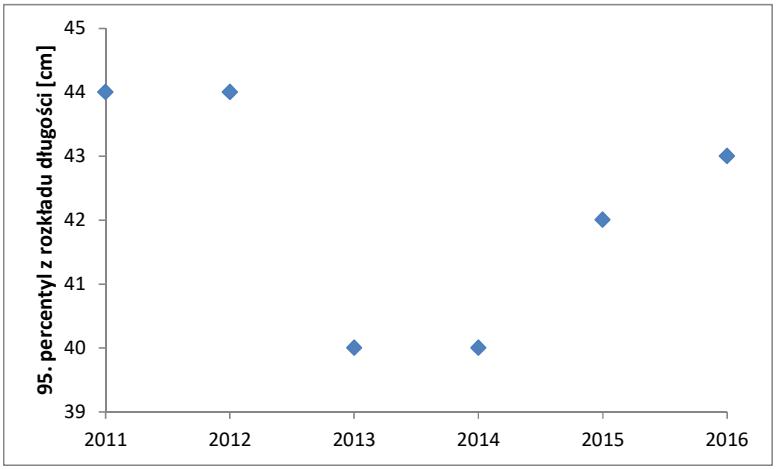
Stosunek względnej biomasy do $B_{MSYproxy}$ (przybliżenia B_{MSY}) wyznaczonego na podstawie modelu SPiCT wynosi mniej niż 1 od 2013 r. Oznacza to że stado jest poniżej zdolności reprodukcyjnych pozwalających na utrzymanie MSY (Rys. 2.2.10; ICES 2017a).



Rys. 2.2.11. Dorsz 24-32. Wskaźnik biomasy ryb >= 30 cm (źródło ICES 2017a).

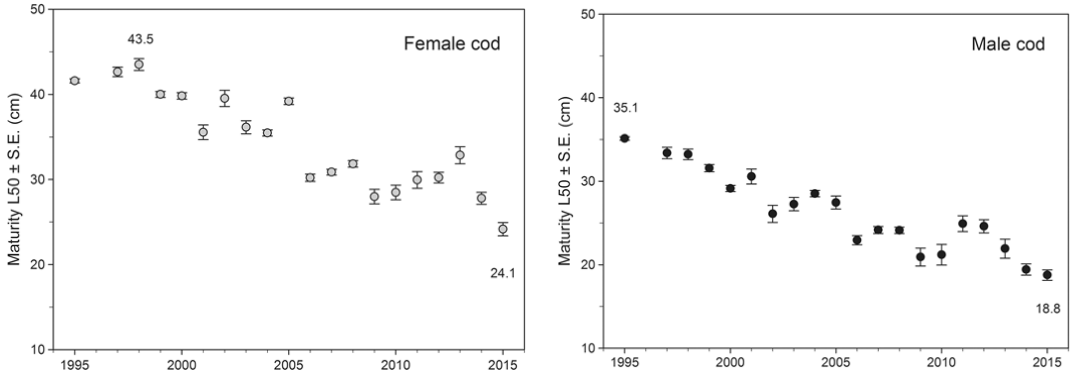
Wskaźnik biomasy spada od 2011 r., jednak od 2014 r. do 2015 r. zanotowano jego niewielki wzrost. W 2016 r. zaobserwowano najniższy od 10 lat poziom wskaźnika. Stosunek dwóch ostatnich lat do 3 wcześniejszych (stosowany jako wskaźnik przy ocenie zasobów w przypadku braku SSB) wynosi 0,97 i w związku z tym wielkość połowu zalecanego na 2018 r. równa się połowowi zalecanemu na 2017 r. pomnożonemu przez 0,97. Wskaźnik biomasy daje inny sygnał niż $B_{MSYproxy}$ w latach 2011 i 2012 i w latach 2015 i 2016 (Rys. 2.2.11; ICES 2017a).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

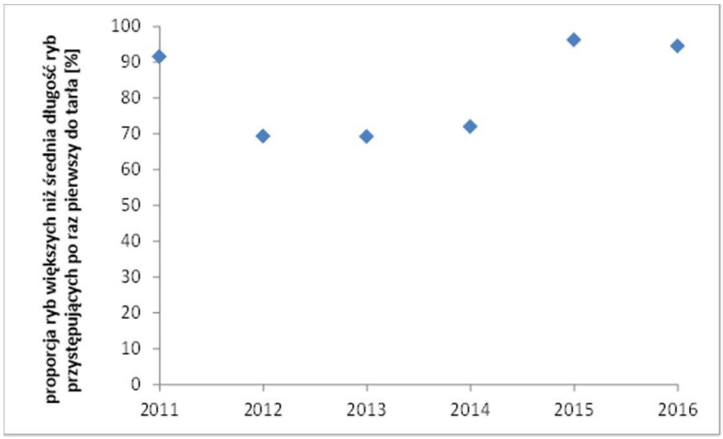


Rys. 2.2.12. Dorsz 24-32. 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych.

95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych spadł z 44 cm w latach 2011 i 2012 do 40 cm w latach 2013 i 2014 (Rys. 2.2.12). Obecnie wskaźnik ten wynosi 43 cm. Wzrost wskaźnika może być spowodowany spadkiem indeksu małych ryb (mniejszych niż 30 cm), co może sugerować słabą rekrutację w ostatnich trzech latach.



Rys. 2.2.13. Dorsz 24-32. Długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, dla dorsza występującego w podobszarze 25, źródło Köster i in., 2016.



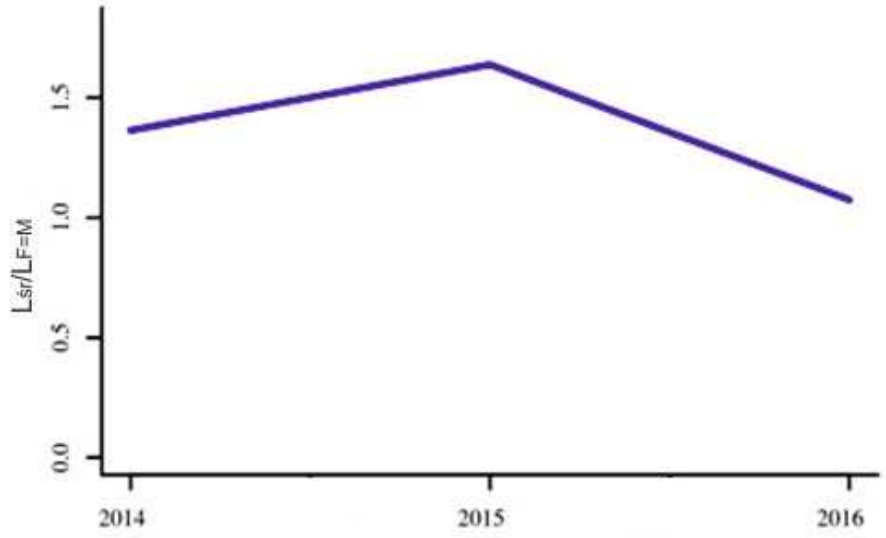
Rys. 2.2.14. Dorsz 24-32. Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Ze względu na znacznie spadającą kondycję dorsza oraz tempo wzrostu również L50 (długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła) maleje, z 40 cm w 1991 r. do 20 cm w 2016 r. (Köster i in., 2016; Rys. 2.2.13). Biorąc pod uwagę dużą zmienność L50, wskaźnik proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudny do interpretacji (Rys. 2.2.14).

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych nie mogła zostać przeliczona ze względu na brak możliwości użycia modelu wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego (brak danych dotyczących długości w grupach wieku dla ostatnich lat).

Stado storni w podobszarach 24-25

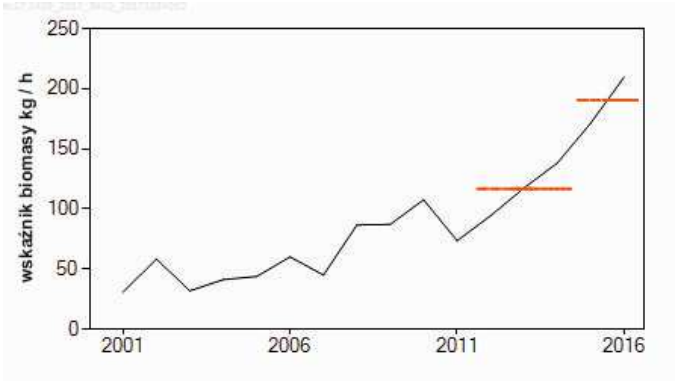
Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)



Rys. 2.2.15. Stornia 24-25. Stosunek $L_{śr}$ do $L_{F=M}$, jako przybliżenie F, gdzie $F_{MSYproxy}$ = 1 (źródło ICES 2017b).

$L_{śr}$ powinno być większy bądź równe $L_{F=M}$, czyli stosunek średniej długości osobników w połowie do średniej długości występującej gdy śmiertelność połowowa równa jest śmiertelności naturalnej nie powinien być niższy niż 1. W przypadku tego stada wartości wyznaczone dla trzech ostatnich lat (brak dostępnych danych dla lat wcześniejszych) wskazują na właściwą presję rybołówstwa, $L_{śr}/L_{F=M}$ jest większe od punktu referencyjnego ($F_{MSYproxy}$ = 1) (Rys. 2.2.15; ICES 2017b).

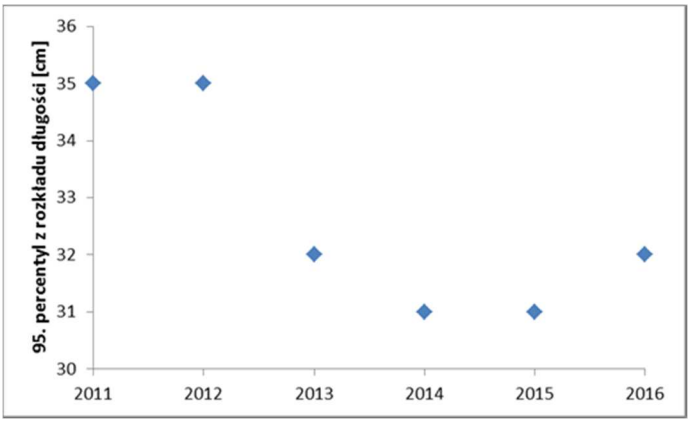
Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)



Rys. 2.2.16. Stornia 24-25. Wskaźnik biomasy ryb >= 20 cm (źródło ICES 2017b).

Wskaźnik biomasy zwiększa się od 2012 r. Stosunek dwóch ostatnich lat do trzech wcześniejszych wynosi 1,63 i w związku z tym wielkość połowu zalecanego na 2018 r. mogła zostać zwiększona w stosunku do wartości rekomendowanej na 2017 r. o 20% (Rys. 2.2.16; ICES 2017b).

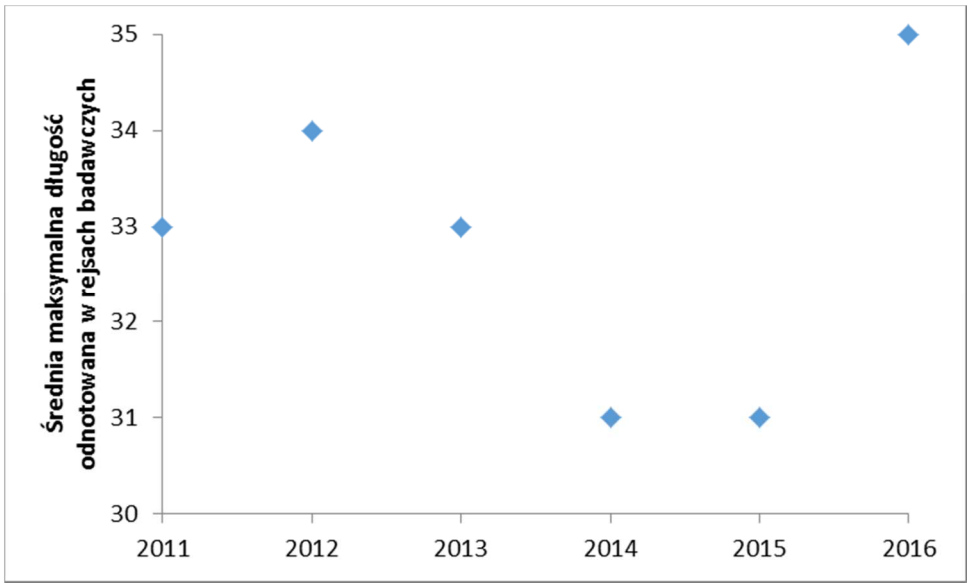
Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji



Rys. 2.2.17. Stornia 24-25. 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych.

95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych spadł z 35 cm w latach 2011 i 2012 do 31 cm w latach 2014 i 2015 (Rys. 2.2.17). Obecnie wskaźnik ten wynosi 32 cm.

Międzynarodowe rejsy badawcze na Bałtyku nie obejmują strefy przybrzeżnej (płytkowodnej), w której występują młodociane osobniki storni. Wskaźnik biomasy obliczany jest dla ryb większych bądź równych 20 cm. Średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła wynosi 22 cm w przypadku samic i 17 cm w przypadku samców (średnia z lat 2011-2016). Większość osobników niedojrzałych płciowo nie jest zatem poławiana w trakcie międzynarodowych rejsów badawczych. Dlatego wskaźnik ten nie odzwierciedla rzeczywistej proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

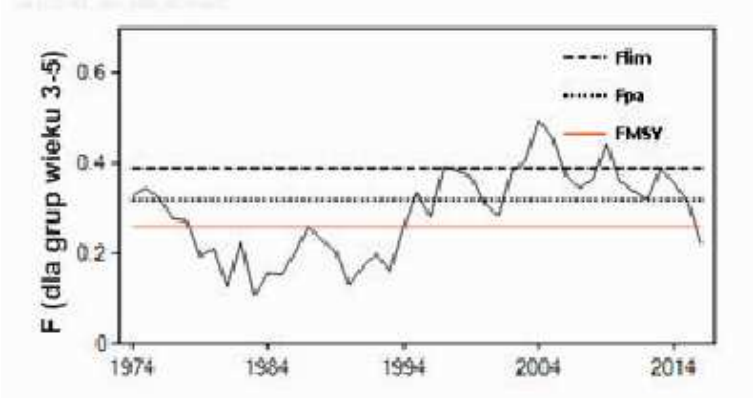


Rys. 2.2.18. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych.

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła od 31-35 cm w latach 2011-2016. Wartość wskaźnika spadała do 2015 r., a następnie w 2016 r. zanotowano najwyższą wartość wynoszącą 35 cm (Rys. 2.2.18).
Stado szprota w podobszarach 22-32

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

Wartości referencyjne: śmiertelność połowowa na poziomie maksymalnego zrównoważonego połowu wynosi 0,26 (ICES 2015), natomiast F_{lim} = 0,39, F_{pa} = 0,32 (ICES 2013). Śmiertelność połowowa w 2016 r. została oszacowana na 0,22, co stanowi wartość niższą niż $F_{MSY.}$ GES został więc osiągnięty pod względem wskaźnika presji rybołówstwa dla tego stada w 2016 r. W latach wcześniejszych presja ze strony rybołówstwa była za duża (Rys. 2.2.19, ICES 2017d).



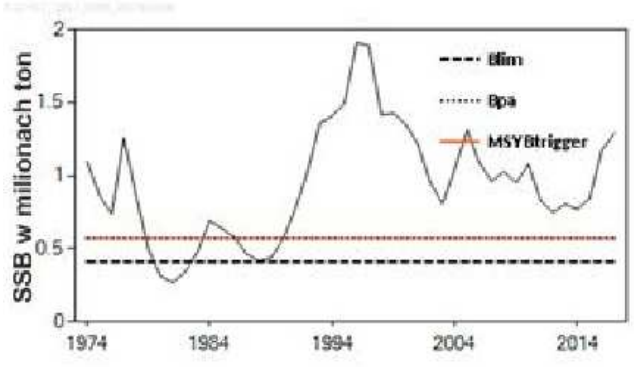
Rys. 2.2.19. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (źródło ICES 2017d).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

Dorsz ma duży wpływ na biomasę stada szprota, poprzez istniejącą silną zależność drapieżnik-ofiara. W latach 80. XX wieku, gdy obserwowano dużą liczebność dorsza, biomasa szprota była na stosunkowo niskim poziomie. Na początku lat 90. XX wieku, biomasa stada szprota zaczęła gwałtownie wzrastać i w 1996 r. osiągnęła maksymalny obserwowany poziom 1,9 mln t. Stado powiększyło się głównie na skutek współdziałania dwóch czynników: silnej rekrutacji i spadku śmiertelności naturalnej (efekt niskiej biomasy stada dorsza). Wysoki wzrost liczebności

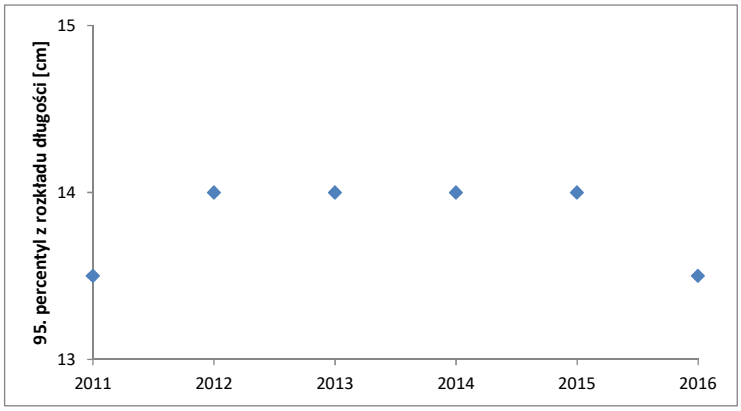
stada szprota poskutkował spadkiem średniej masy osobniczej, co spowodowało obniżenie biomasy stada, które od 2001 r. fluktuuje na poziomie 0,8-1,3 mln t (ICES 2017d).

Wartości referencyjne: MSY $B_{trigger}$ =570000 t (ICES 2015), natomiast B_{pa} = 570000 t oraz B_{lim} = 410 000 t (ICES 2013). SSB oszacowane na 2016 r. wynosi 1176000 t i jest większe niż MSY $B_{trigger}$. GES został osiągnięty pod względem wskaźnika zdolności rozrodczej dla stada szprota w ostatnich latach (Rys. 2.2.20; ICES 2017d).



Rys. 2.2.20. Szprot 22-32. Biomasa stada tarłowego wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (źródło ICES 2017d).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji



Rys. 2.2.21. Szprot 22-32. 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych.

95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych jest na bardzo stabilnym poziomie 13,5 - 14 cm. W 2014 r. pojawiło się bardzo urodzajne pokolenie, które jednak nie wpłynęło mocno na spadek wartości wskaźnika (z 14 na 13,5 w 2016 r.) (Rys. 2.2.21).

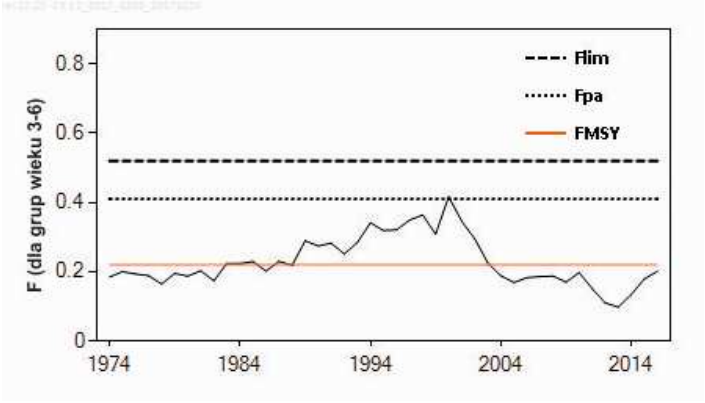
Ze względu na tarło porcyjne szprota (Haslob i in., 2013) występują trudności z wyznaczeniem średniej długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła. Dlatego wskaźnik proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła nie został przedstawiony.

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych nie mogła zostać przeliczona ze względu na brak możliwości dopasowania modelu wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego do danych.

Stado śledzia w podobszarach 25-29 i 32 Ex GoR

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa) - Śmiertelność połowowa (F)

Wartości referencyjne: śmiertelność połowowa na poziomie maksymalnego zrównoważonego połowu wynosi 0,22, natomiast F_{lim} = 0,52, F_{pa} = 0,41 (ICES 2013). Śmiertelności połowowa w 2016 r. została oszacowana na 0.20, co stanowi wartość niższą niż F_{MSY} (Rys. 2.2.22). GES został osiągnięty dla tego stada pod względem wskaźnika presji rybołówstwa od 2004 r. (ICES 2017e).

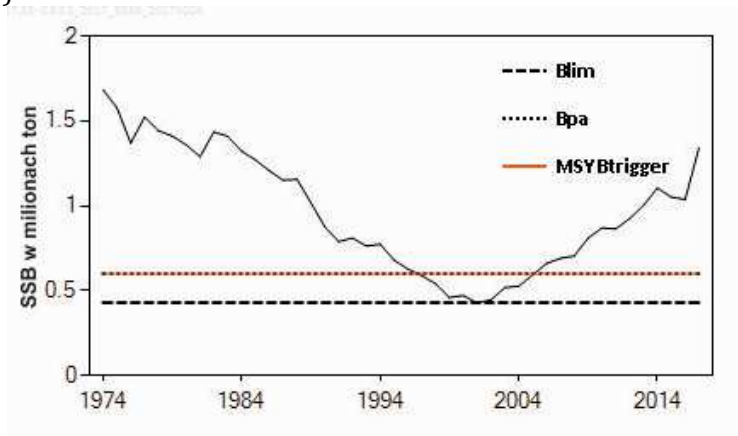


Rys. 2.2.22. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Śmiertelność połowowa wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (źródło ICES 2017e).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada) - Biomasa stada tarłowego

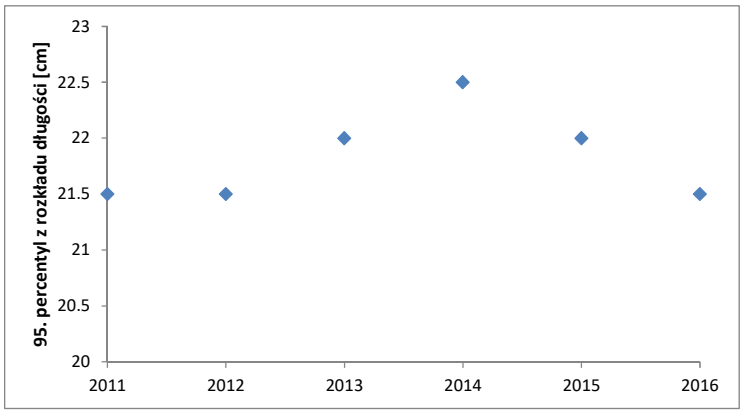
Biomasa śledzia jest zależna od wielkości stada dorsza, który jest jego głównym drapieżnikiem, oraz szprota, poprzez zjawisko konkurencji. Między innymi ze względu na istnienie tych powiązań występują przestrzenne różnice w tempie wzrostu śledzia, z dużymi osobnikami w podobszarach 25 i 26 i małymi na północy Centralnego Bałtyku. Spadek osobniczej masy śledzia na północy miał miejsce na skutek wzrostu populacji szprota w tym rejonie, a tym samym zwiększenia konkurencji o zasoby pokarmowe. Zjawisko to miało wpływ na obniżenie biomasy stada śledzia. Należy jednak zaznaczyć, że spadek masy osobniczej śledzia miał miejsce na przełomie lat 90. XX wieku, natomiast obecnie średnia wartość, choć niska, utrzymuje się na stałym poziomie już od około 20 lat (ICES 2017e).

Wartości referencyjne: MSY $B_{trigger}$=600000 t (ICES 2015), natomiast B_{pa} = 600000 t oraz B_{lim} = 430 000 t (ICES 2013). SSB oszacowane na 2016 r. wynosi ponad 1 mln t i jest większa niż MSY $B_{trigger}$. GES został osiągnięty pod względem wskaźnika zdolności rozrodczej od 2006 r. (Rys. 2.2.23; ICES 2017e).



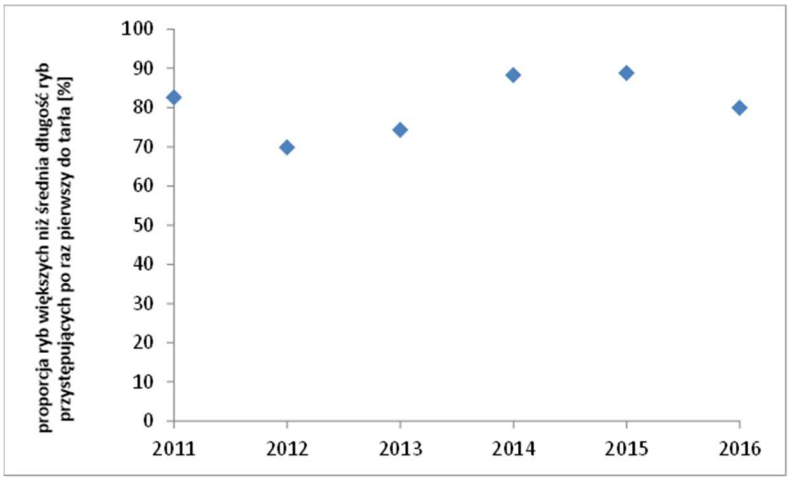
Rys. 2.2.23. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Biomasa stada tarłowego wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (źródło ICES 2017e).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji



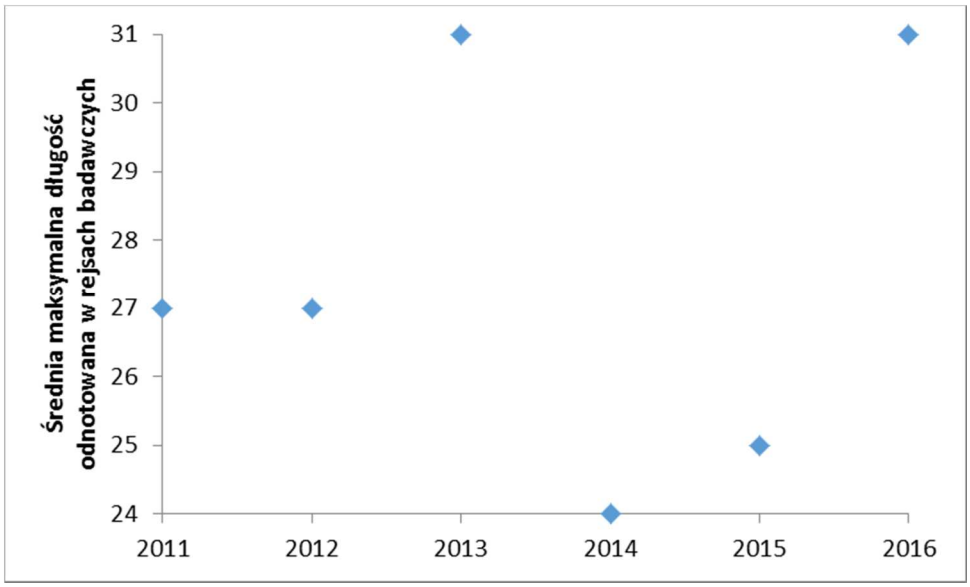
Rys. 2.2.24. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych.

95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych jest na poziomie 21,5 – 22,5 cm. W 2014 r. pojawiło się bardzo urodzajne pokolenie. Wskaźnik spadł do wartości 21,5 cm w okresie ostatnich 2 lat (Rys. 2.2.24).



Rys. 2.2.25. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Wskaźnik proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła zmieniał się od 70% w 2012 r. do prawie 90% w latach 2014 i 2015. Natomiast wartości średniej długości ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła dla lat 2011-2016 różnią się w zakresie 1 cm (Rys. 2.2.25).



Rys. 2.2.26. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych.

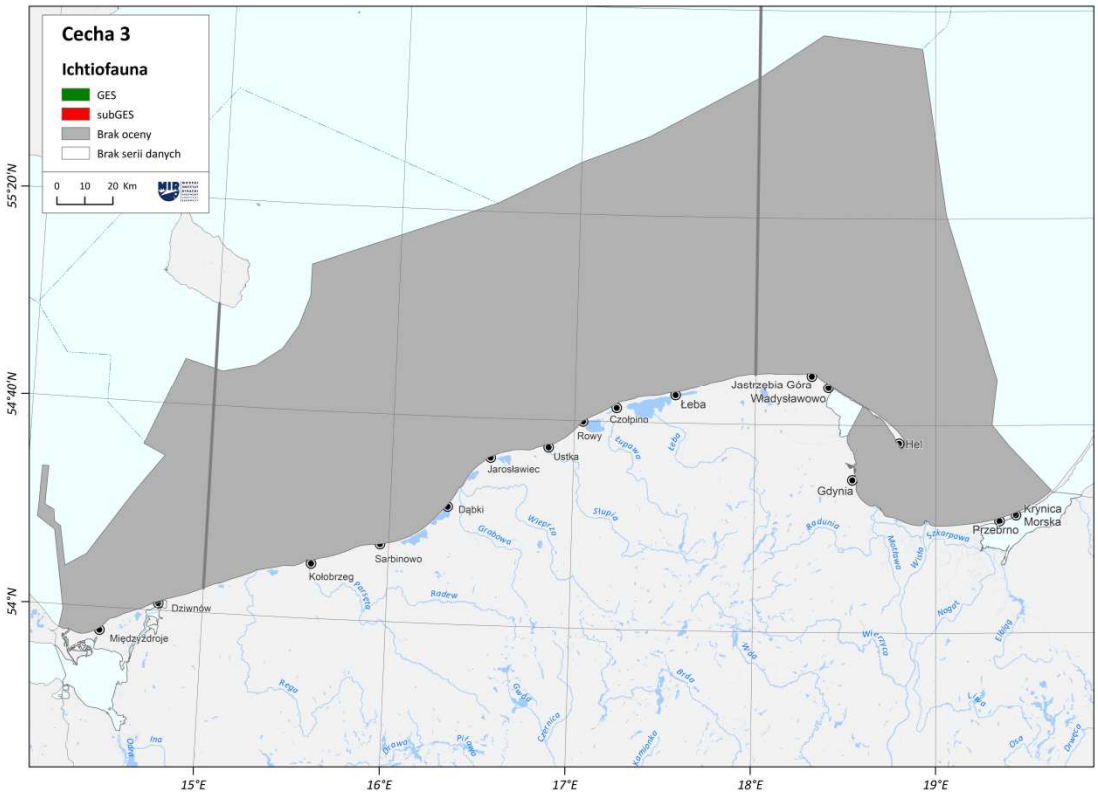
Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła od 24-31 cm w latach 2011-2016. Wartość wskaźnika zmieniała się bez widocznego trendu. W 2016 r. zanotowano jedną z najwyższych wartości wynoszącą 31 cm (Rys. 2.2.26).

Zintegrowana ocena cechy D3

Cecha D3 została wykorzystana do oceny stanu środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała w oparciu o: stado dorsza, dwa stada storni, jedno stado szprota, oraz jedno stado śledzia. Wybrane stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków.

Połączenie ocen na poziomie kryterium, a następnie na poziomie całej cechy D3 nie jest prostym zadaniem. Do tej pory, na poziomie międzynarodowym, nie została opracowana metodyka łączenia ocen powstałych przy użyciu poszczególnych wskaźników w ramach jednego kryterium (np. wyznaczenie wspólnego GES dla kryterium 3.1 na podstawie ocen wskaźników 3.1.1 i 3.1.2). Prace nad tą problematyką nadal trwają, dlatego przedstawienie zagregowanej oceny dla cechy D3 nie jest w tej chwili możliwe (Rys. 2.2.27). Dodatkowo, kryterium dotyczące rozkładu wieku oraz rozkład długości populacji wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Zgodnie z decyzją 2017/848 D3C3 nie było dostępne do wykorzystania podczas aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 r.

Wobec powyższego ocenę spełnienia GES przeprowadzono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium 3.1 i 3.2 i przedstawiono na podstawie metodyki opracowanej przez ICES (ICES 2016). Kryterium poziomu presji rybołówstwa oraz kryterium zdolności rozrodczej stada zostało spełnione dla dwóch stad: szprota (22-32) i śledzia (25-29 i 32 Ex GoR) jedynie w 2016 r. We wcześniejszych latach, FMSY szprota (22-32) było przekraczane. Aż 3 stada miały status nieznany (Tabela 2.2.10).



Rys. 2.2.27. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, ICES).

Tabela 2.2.10. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 za lata 2011-2016 według metodologii zaproponowanej przez ICES 2016.

Stado	2011			2012			2013			2014			2015			2016		
	Kryterium		GES	Kryterium		GES	Kryterium		GES	Kryterium		GES	Kryterium		GES	Kryterium		GES
	3.1	3.2		3.1	3.2		3.1	3.2		3.1	3.2		3.1	3.2		3.1	3.2	
dorsz 24-32			?*			?*			?*			?*			?*			?*
stornia 24-25			?*			?*			?*			?*			?*			?*
stornia 26 i 28			?*			?*			?*			?*			?*			?*
szprot 22-32		GES			GES			GES			GES			GES		GES	GES	GES
śledź 25-29 i 32 Ex GoR	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
Proporcja stad z GES	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	2 z 2	2 z 2	2 z 2
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków	28206t z 110390 t	84314t z 110390 t		24622t z 120173t	87504t z 120173t		20498 t z 133575t	100842t z 133575t		25896 t z 119437t	84320t z 119437 t		35387 t z 135613t	99360 t z 135613 t		101520 t z 139313 t	101520 t z 139313 t	
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5	

* Znak zapytania w tabeli (?) oznacza, że ocena nie mogła być wykonana z powodu braku doradztwa ICES, tożsamy sposób prezentacji oceny został zastosowany w raporcie HELCOM „State of the Baltic Sea: The second HELCOM holistic assessment of the ecosystem health of the Baltic Sea – first version" (June 2017), HELCOM (2017).

Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, natomiast czerwony brak dobrego stanu, szary – oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych.

Wiarygodność oceny

Nie ma metodologii, która pozwalałaby na przedstawienie jednej oceny dla cechy D3 biorącej pod uwagę wszystkie trzy kryteria. Pomimo pracy wielu ekspertów, nie ma również metody umożliwiającej łączenie ocen powstałych przy użyciu poszczególnych wskaźników w ramach jednego kryterium.

Kryterium poziomu presji rybołówstwa zawiera dwa wskaźniki, śmiertelność połowową oraz stosunek połowu do wskaźnika biomasy. Śmiertelność połowowa szacowana jest przy użyciu modeli analitycznych, ze sprawdzoną wiarygodnością obliczeń. Wskaźnik ten posiada również szereg punktów referencyjnych. Wskaźnik stosunku połowu do wskaźnika biomasy jest natomiast wskaźnikiem traktowanym jedynie jako przybliżenie intensywności rybołówstwa, stosowany, w sytuacji, gdy nie ma wystarczających danych do obliczenia śmiertelności połowowej. Wskaźnik ten nie ma wyznaczonych punktów referencyjnych. Ta sama sytuacja występuje w przypadku kryterium zdolności rozrodczej stada. Biomasa stada tarłowego pochodzi z przeliczeń wykonanych za pomocą sprawdzonych modeli analitycznych i jej wiarygodność jest wysoka. Dodatkowo istnieje możliwość przeprowadzenia oceny GES poprzez odniesienie się do punktów referencyjnych. Wskaźnik biomasy natomiast jest jedynie przybliżeniem zdolności rozrodczej stada, stosowanym gdy nie ma wystarczających danych do wyznaczenia biomasy stada tarłowego. Dlatego, z uwagi na brak możliwości integracji oceny w obrębie kryterium, ocena opracowana dla kryterium 3.1 i 3.2 zawiera tylko informacje dotyczące wskaźnika F i SSB.

Kryterium dotyczące rozkładu wieku oraz rozkładu długości populacji wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Zgodnie z decyzją 2017/848, z uwagi na fakt niedostępności danych do określenia D3C3 nie zostało ono wykorzystane podczas aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 r. Wskaźniki zaproponowane przez Komisję Europejską dla tego kryterium nie posiadają punktów referencyjnych. Zarówno wskaźnik proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, jak i 95. percentyl z rozkładu długości obserwowany w połowach badawczych są wrażliwe na liczebność młodych ryb w stadzie. Spadająca wartość tych dwóch wskaźników może sugerować złą sytuację stad, czyli zmniejszającą się na skutek połowów część stada stanowiącą dojrzałe płciowo, większe osobniki, jak również może świadczyć o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w stadzie. Alternatywny wskaźnik długości ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudny w obliczeniu i interpretacji. Efekt silnej presji rybołówstwa na długości ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła może być widoczny dopiero po kilku dekadach, natomiast powrót do poprzedniego stanu może być w wielu przypadkach niemożliwy. Alternatywny wskaźnik pokazujący skutki genetyczne eksploatacji gatunków, taki jak długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła sprawia trudności w zakresieobliczeń i interpretacji. Efekt silnej presji rybołówstwa może być widoczny dopiero po kilku dekadach, natomiast powrót do poprzedniego stanu może być w wielu przypadkach niemożliwy.

Tabela 2.2.11. Uśredniona wiarygodność wskaźnika dla jednego obszaru oceny.

Wiarygodność obszaru oceny	Dorsz 24-32		Stornia 24-25		Stornia 26 i 28		Szprot 22-32		Śledź 25-29 i Ex GoR	
	D3C1	D3C2	D3C1	D3C2	D3C1	D3C2	D3C1	D3C2	D3C1	D3C2
Czasowa							1	1	1	1
Przestrzenna							1	1	1	1
Klasyfikacji							1	1	1	1
Metodyki							1	1	1	1
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)							1	1	1	1

Oceny dokonano na podstawie wskaźników reprezentujących kryteria C1 i C2, w przypadku zastosowania wskaźników podstawowych. Kolor szary oznacza stada oceniane wskaźnikami alternatywnymi (brak oceny).

W przypadku ichtiofauny, wiarygodność dla obszaru oceny (WO), a więc całego POM, jest średnią arytmetyczną wiarygodności wskaźników (WW).

W rezultacie uzyskuje się wysoki wynik statusu wiarygodności (WO) danego elementu ekosystemu (biorąc pod uwagę jedynie te stada, dla których ocena była możliwa) dla danego obszaru oceny zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w Tabela 2.2.12.

Tabela 2.2.12. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności.

Wartość średniej wiarygodności w obszarze oceny (WO)	Status wiarygodności
≥ 0,75	wysoka
0,5 – 0,74	średnia
< 0,5	niska

Cecha D5 - Eutrofizacja

Ocena stanu środowiska dla cechy D5, dla której wyznaczonym celem jest ograniczenie do minimum eutrofizacji wywołanej przez działalność człowieka, a w szczególności jej niekorzystne skutki, takie jak utrata różnorodności biologicznej, degradacja ekosystemu, szkodliwe zakwity glonów oraz niedobór tlenu w dolnych partiach wód, za lata 2011-2016 opiera się na kryteriach zawartych w decyzji 2017/848 (Tabela 2.2.13) z uwzględnieniem podziału kryteriów na podstawowe i drugorzędne w odniesieniu do oceny napływu składników pokarmowych oraz materii organicznej. Zgodnie z art. 3 ust. 1 decyzji 2017/848 uwzględnienie kryteriów podstawowych dotyczących najistotniejszych presji i oddziaływań jest obowiązkowe. Natomiast kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody określone w załączniku są wykorzystywane do uzupełnienia kryterium podstawowego oraz w przypadku gdy stwierdzono zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska morskiego dla danego kryterium.

Tabela 2.2.13. Rodzaje kryteriów oraz wskaźników do oceny cechy D5 zgodnie z decyzją 2017/848.

Cecha	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
D5 – Eutrofizacja	D5C1		Stężenia składników odżywczych nie są na poziomach, które wskazują na negatywne skutki eutrofizacji.	DIN - średnie stężenie zimowe* (P, K, E) DIN - średnie stężenie roczne (K, E) TN- średnie stężenie w lecie (VI-IX) (K, E) TN - średnie stężenie roczne (P, K, E) DIP - średnie stężenie zimowe* (P, K, E) DIP - średnie stężenie roczne (K, E) TP - średnie stężenie w lecie (VI-IX) (K, E) TP - średnie stężenie roczne (P, K, E) * stężenia z miesięcy XII-II dla wód otwartych oraz I-III dla wód przejściowych i przybrzeżnych
D5 – Eutrofizacja	D5C2		Stężenia „chlorofilu – a” nie są na poziomach, które wskazują na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych.	„Chlorofil -a” - średnie stężenie w lecie (VI-IX) (P) „Chlorofil -a” - średnie stężenie roczne (K)

Cecha	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
		D5C3	Liczba, zasięg przestrzenny i czas trwania szkodliwych zakwitów planktonu nie są na poziomach, które wskazują na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych.	W ocenie zostały wykorzystane wyniki dla wskaźnika Helcom: CyaBl - Wskaźnik zakwitu sinic (pre-core)
		D5C4	Granica strefy eufotycznej (przejrzystość) słupa wody nie została obniżona, w związku ze wzrostem ilości glonów zawieszonych w toni wodnej, do poziomu, który wskazuje na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych.	Przezroczystość wody w lecie (VI-IX) (P, K, E) Przezroczystość wody - średnia roczna (K, E)
	D5C5		Stężenie rozpuszczonego tlenu nie zostało obniżone do poziomu, który wskazuje na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych dla siedlisk bentosowych (w tym powiązanych gatunków fauny i flory oraz gatunków mobilnych) lub inne skutki eutrofizacji.	Dług tlenowy (P, E) Tlen nad dnem - minimum w lecie (VI-IX) (K, E)
		D5C6	Liczebność oportunistycznych glonów makroskopowych nie znajduje się na poziomach, które wskazują na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych.	Wskaźniki oceny makrofitów SM_1* oraz ESMIz* (K, B)
		D5C7	Skład gatunkowy i względne rozpowszechnienie lub głębokość dystrybucji skupisk makrofitów osiągają wartości, które wskazują na brak negatywnych skutków nadmiaru substancji biogennych, w tym poprzez zmniejszenie przejrzystości wody.	Wskaźniki oceny makrofitów SM_1* oraz ESMIz*(K, B)

Cecha	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
		D5C8	Skład gatunkowy i względne rozpowszechnienie skupisk makrofauny osiągają wartości, które wskazują na brak negatywnych skutków nadmiaru substancji biogennych i organicznych.	Wskaźnik B** (K, B) *

* Wskaźniki wykorzystywane do oceny jedynie w wodach przejściowych i przybrzeżnych, wyniki wskaźników zaimportowane z oceny siedlisk bentosowych.

**Wyniki wskaźnika zaimportowane z oceny siedlisk bentosowych.

Metodyka oceny

Podstawę do przeprowadzenia oceny w zakresie eutrofizacji stanowi podręcznik do przeprowadzenia oceny eutrofizacji opracowany w ramach projektu HOLAS (HELCOM 2015c).

Obszary oceny

Ocena eutrofizacji została przeprowadzona na 4 poziomie HELCOM, dla 22 obszarów oceny, tj. dla 19 jednolitych części wód zgodnie z RDW oraz dla 3 głębokowodnych basenów otwartego morza zbieżnych z akwenami zastosowanymi w II holistycznej ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego HOLAS II (HELCOM 2017a). Podział polskiej strefy Bałtyku na krajowe obszary oceny oraz obszary HELCOM przedstawiono w Tabela 2.2.14.

Tabela 2.2.14. Obszary oceny zastosowane w ocenie cechy D5 w polskiej strefie Bałtyku.

Lp.	Nazwa obszaru oceny (podakwen Morza Bałtyckiego) w POM	Kod JCWP	Kod obszaru oceny HELCOM	Typ wód (JCWP)
1.	Basen Gdański		SEA-008-	wody otwarte
2.	Wschodni Basen Gotlandzki		SEA-009-	wody otwarte
3.	Basen Bornholmski		SEA-007-	wody otwarte
4.	Zalew Kamieński	PL TW I WB 9	POL-001	JCWP - wody przejściowe
5.	Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	POL-002	JCWP - wody przejściowe
6.	Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	POL-003	JCWP - wody przejściowe
7.	Zalew Pucki	PL TW II WB 2	POL-004	JCWP - wody przejściowe
8.	Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB 3	POL-005	JCWP - wody przejściowe
9.	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PL TW IV WB 4	POL-006	JCWP - wody przejściowe
10.	Ujście Dziwny	PL TW V WB 6	POL-007	JCWP - wody przejściowe
11.	Ujście Wisły Przekop	PL TW V WB 5	POL-008	JCWP - wody przejściowe
12.	Ujście Świny	PL TW V WB 7	POL-009	JCWP - wody przejściowe
13.	Mierzeja Wiślana	PL CW I WB 1	POL-011	JCWP - wody przybrzeżne
14.	Półwysep Hel	PL CW I WB 2	POL-010	JCWP - wody przybrzeżne
15.	Port Władysławowo	PL CW I WB 3	POL-012	JCWP - wody przybrzeżne
16.	Władysławowo-Jastrzębia Góra	PL CW II WB 4	POL-017	JCWP - wody przybrzeżne
17.	Jastrzębia Góra-Rowy	PL CW II WB 5	POL-016	JCWP - wody przybrzeżne
18.	Rowy-Jarosławiec Zachód	PL CW II WB 6W	POL-014	JCWP - wody przybrzeżne
19.	Rowy-Jarosławiec Wschód	PL CW II WB 6E	POL-015	JCWP - wody przybrzeżne

Lp.	Nazwa obszaru oceny (podakwen Morza Bałtyckiego) w POM	Kod JCWP	Kod obszaru oceny HELCOM	Typ wód (JCWP)
20.	Jarosławiec-Sarbinowo	PL CW III WB 7	POL-019	JCWP - wody przybrzeżne
21.	Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	POL-013	JCWP - wody przybrzeżne
22.	Dziwna-Świna	PL CW III WB 9	POL-018	JCWP - wody przybrzeżne

Przyjęte wskaźniki

Wody otwartego morza

Ocenę stanu środowiska w latach 2011-2016 w zakresie eutrofizacji w POM przeprowadzono zgodnie z zaleceniami RDSM. Do oceny wykorzystano wyniki badań prowadzonych w programie monitoringu jakości wód COMBINE. Ocena została wykonana na podstawie wskaźników wyznaczonych dla cechy D5, jako jednego ze wskaźników opisowych presji. Wskaźniki zostały uszeregowane w ciąg przyczynowo–skutkowy według podziału na czynniki sprawcze, skutki bezpośrednie i skutki pośrednie. Analizę dominujących presji i oddziaływań na środowisko morskie w ramach cechy D5 scharakteryzowano za pomocą wskaźników związanych z trzema poniższymi grupami kryteriów

Czynnki sprawcze

W celu oceny poziomu substancji biogennych zastosowano wskaźniki podstawowe odnoszące się do stężeń azotu i fosforu, które organizmy związane z produkcją pierwotną wykorzystują do wzrostu. Rozpuszczone formy nieorganiczne azotu (DIN) oraz forsforu (DIP) są dostępne do wykorzystania przez fitoplankton i są mierzone w miesiącach zimowych, kiedy zachodzi znikoma produkcja pierwotna. Pomiary całkowitych form azotu (TN) oraz fosforu (TP) uwzględniają związki, które są związane w komórkach fitoplanktonu, jak również w materii zawieszonej w wodzie, w związku z czym opisują całkowity poziom wzbogacenia wód morskich w substancje biogenne. Włączenie do wyliczeń poziomu biogenów form całowitych umożliwia uwzględnienie w ocenie zmian klimatu, gdyż przewiduje się, że wzrost zimowych temperatur pociągnie za sobą produkcję fitoplanktonu przez cały rok, a w konsekwencji związanie większej części substancji biogennych w komórkach fitoplanktonu, niż w formie rozpuszczonej.

Skutki bezpośrednie

W celu określenia bezpośrednich skutków eutrofizacji wykorzystano w ocenie wskaźniki stężeń chlorofilu-a (stężenia letnie) oraz przezroczystość wody (mierzoną jako widzialność krążka Secchi). Dodatkowo do oceny włączono wyniki wskaźnika zakwitów sinic (CyaBl) zastosowanego przy ocenie stanu siedlisk pelagicznych w wodach otwartych.

Skutki pośrednie

Do oceny skutków pośrednich wód otwartych wykorzystano wskaźnik podstawowy jakim jest dług tlenowy (oxygen debt; HELCOM 2017 r.), który opisuje stan natlenienia wód przydennych w głębokich rejonach Morza Bałtyckiego, w tym należących do polskiej strefy Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego oraz płd.-wsch Basenu Gotlandzkiego. Parametr ten szacuje tzw. dług tlenowy poniżej halokliny, czyli ile tlenu brakuje do pełnego nasycenia tlenem kolumny wody poniżej halokliny w danych warunkach temperatury i zasolenia. Dodatkowo w ocenie wszystkich części wód w odniesieniu do skutków pośrednich eutrofizacji uwzględniono wskaźnik multimetryczny zoobentosu B.

Wody przejściowe i przybrzeżne

W przypadku wód przejściowych i przybrzeżnych podział na grupy kryteriów był identyczny do podziału przyjętego dla wód otwartego morza, a do oceny zostały wykorzystane wyniki krajowych wskaźników zgodnych z RDW, które są stosowane do oceny stanu wód przejściowych i przybrzeżnych oraz dla wód przejściowych w rejonie Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (wskaźnik Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach – ESMIz).

Sposób wyliczania oceny

Jako wartości progowe dobrego stanu środowiska dla wód przejściowych i przybrzeżnych zastostowano granice pomiędzy stanem umiarkowanym i dobrym zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, natomiast za granice dla wód otwartego morza przyjęto granice podane w raportach dotyczących wskaźników podstawowych HELCOM (HELCOM 2017h, HELCOM 2017k-r). Ze względu na brak ustalonych granic, na poziomie HELCOM, dla wskaźnika TN w rejonie Basenu Bornholmskiego oraz TP w Basenie Bornholmskim i Wschodnim Basenie Gotlandzkim, w ocenie wymienionych parametrów dla tych akwenów wykorzystano krajowe wartości graniczne zaproponowane w ramach oceny wstępnej (GIOŚ, 2014) oraz opracowania zestawu celów środowiskowych dla wód morskich (KZGW, 2016). Wartości progowe GES, sposób integracji wyników w ramach kryteriów oraz sposób przeprowadzenia ostatecznej oceny przedstawiono w Tabela 2.2.15 i Tabela 2.2.16.

Normalizacja wskaźników

Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji prowadzona jest poprzez uśrednianie wartości danego wskaźnika w latach 2011-2016 oraz sprowadzenie uzyskanych wartości stężeń do wartości współczynników eutrofizacji (ER) zgodnie z poniższymwzorem.

1. dla wskaźników, których wartość wzrasta wraz ze wzrostem stopnia eutrofizacji:

$$ER = ES/ET$$

2. dla wskaźników, których wartość maleje wraz ze wzrostem stopnia eutrofizacji:

$$ER = ET/ES$$

gdzie:

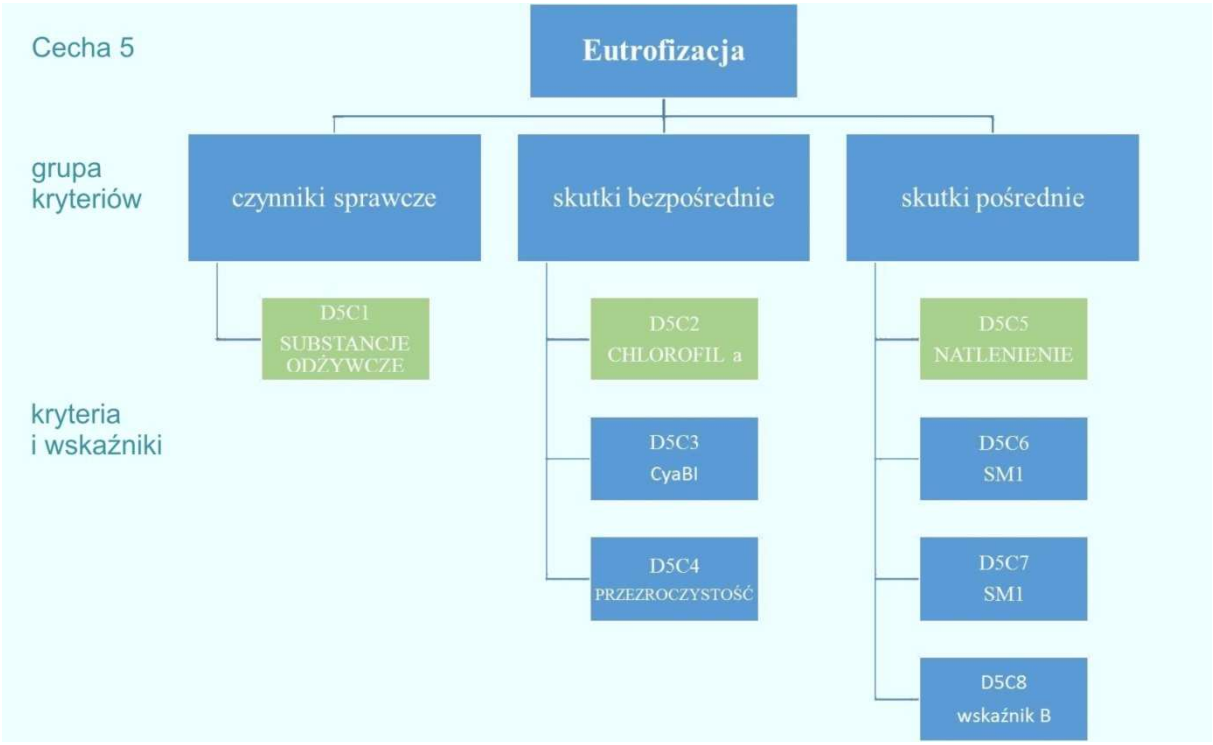
ES – wartość wskaźnika z okresu oceny 2011-2016,
ET – cel, granica dobrego stanu środowiska ang. „threshold value".

Wartości progowe dobrego stanu środowiska dla wód przejściowych i przybrzeżnych oraz basenów otwartego morza zestawiono w Tabela 2.2.15 i Tabela 2.2.16.

Dobry stan środowiska **(GES)** charakteryzują wartości **ER mniejsze od 1.**

Zintegrowana ocena eutrofizacji

Uzyskane wartość ER wskaźników zostały uśrednione w ramach grup kryteriów, wchodzących w skład systemu oceny cechy D5, zgodnie ze schematem (Rys. 2.2.28) z zastosowaniem wag, były równoważne dla każdego wskaźnika wykorzystanego w ramach grup kryteriów. O ostatecznym stanie środowiska decydowała najniższa spośród ocen kryteriów (OOAO).



Rys. 2.2.28. Schemat oceny cechy D5, kolor zielony – kryteria podstawowe, kolor niebieski – kryteria drugorzędne.

Tabela 2.2.15. Wartości progowe dobrego stanu środowiska oraz sposób przeprowadzenia oceny obszarów wód otwartych w ramach cechy D5.

Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE				SKUTKI BEZPOŚREDNIE			SKUTKI POŚREDNIE	
	DIN (XII-II) ($\mu M\ dm^{-3}$)	DIP (XII-II) ($\mu M\ dm^{-3}$)	TN (rok) ($\mu M\ dm^{-3}$)	TP (rok) ($\mu M\ dm^{-3}$)	CHL a (VI-IX) ($\mu g\ dm^{-3}$)	SECCHI (VI-IX)	Wskaźnik zakwitu sinic	Dług tlenowy ($mg\ dm^{-3}$)	Wskaźnik B
	Wartości progowe GES								
polskie wody Basenu Bornholmskiego	2,50	0,30	14,43*	0,61*	1,8	7,10	0,89	6,37	3,18*
polskie wody Basenu Gdańskiego	4,20	0,36	18,8	0,6	2,2	6,50	0,98	8,66	3,18*
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	2,60	0,29	16,5	0,68*	1,9	7,60	0,84	8,66	3,18*
Wagi wskaźników									
Basen Bornholmski	25%	25%	25%	25%	33%	33%	33%	50%	50%
Basen Gdański	25%	25%	25%	25%	33%	33%	33%	50%	50%
Wschodni Basen Gotlandzki	25%	25%	25%	25%	33%	33%	33%	50%	50%
ocena kryterium	średnia ważona ze wskaźników				średnia ważona ze wskaźników			średnia ważona ze wskaźników	
Ocena końcowa	OAOO (wartość oceny kryterium w najgorszym stanie)								

* Krajowe wartości progowe wskaźnka.

Tabela 2.2.16. Wartości progowe dobrego stanu środowiska oraz sposób przeprowadzenia oceny obszarów wód przejściowych i przybrzeżnych w ramach cechy D5.

KOD JCWP	CZYNNIKI SPRAWCZE								SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			
	DIN (mgN dm^{-3})		DIP (mgP dm^{-3})		TN (mgN dm^{-3})		TP (mgP dm^{-3})		CHL a (µg dm^{-3})		SECCHI (m)		O_2 min (mgO_2 dm^{-3})	Wskaźnik B	SM_1	ESMIz
	rok	I-III	rok	I-III	rok	VI-IX	rok	VI-IX	rok	VI-IX	rok	VI-IX	VI-IX			
Wartości progowe GES																
PL TW I WB 9	1,05			0,045	1,9		0,15		20		1,9		4,2	3,18		0,123
PL TW I WB 8	1,05			0,045	1,9		0,15		20		1,9		4,2	3,18		0,123
PL TW I WB 1	0,38			0,035	0,98		0,12		23,2		0,75		4,2	3,18		0,123
PL TW II WB 2	0,026			0,090	0,3		0,03		2,0		3,4		4,2	3,18	0,8	
PL TW III WB 3		0,15		0,018		0,4		0,035		3,76		4,5	4,2	3,18	0,8	
PL TW IV WB 4		0,15		0,018		0,4		0,035		3,76		4,5	4,2	3,18	0,8	
PL TW V WB 6		0,18		0,035		0,27		0,042		3,8		4,5	4,2	3,18	0,8	
PL TW V WB 5		0,225		0,035		0,4		0,045		5,5		3,0	4,2	3,18	0,8	
PL TW V WB 7		0,32		0,035		0,53		0,045		7,5		3,75	4,2	3,18	0,8	
PL CW I WB 2		0,1		0,015		0,3		0,03		1,9		5,6	4,2	3,18	0,8	
PL CW I WB 1		0,15		0,024		0,4		0,033		3,15		3,5	4,2	3,18	0,8	
PL CW I WB 3		0,1		0,015		0,3		0,03		1,9		5,6	4,2	3,18	0,8	
PL CW II WB 8		0,1		0,015		0,3		0,03		1,9		5,6	4,2	3,18	0,8	
PL CW II WB 6W		0,1		0,015		0,3		0,03		1,9		5,6	4,2	3,18	0,8	
PL CW II WB 6E		0,1		0,015		0,3		0,03		1,9		5,6	4,2	3,18	0,8	
PL CW II WB 5		0,1		0,015		0,3		0,03		1,9		5,6	4,2	3,18	0,8	
PL CW II WB 4		0,1		0,015		0,3		0,03		1,9		5,6	4,2	3,18	0,8	
PL CW III WB 9		0,23		0,024		0,4		0,024		3,15		3,8	4,2	3,18	0,8	
PL CW III WB 7		0,1		0,015		0,3		0,03		1,9		5,6	4,2	3,18	0,8	
Ocena kryterium	średnia ważona								średnia ważona				średnia ważona			
Ocena końcowa	OOAO (wartość najgorszego z kryteriów decyduje o ocenie końcowej)															

Wyniki oceny

Wody przejściowe i przybrzeżne

Wyniki oceny wskaźników wykorzystanych do oceny eutrofizacji w latach 2011-2016 przedstawiono w Tabela 2.2.17. Wyniki zostały pogrupowane według grup kryteriów. Dla każdego wskaźnika w obrębie danej JCWP obliczono wartość średnią z danego roku oceny, a następnie wartości z poszczególnych lat uśredniano do końcowej wartości wskaźnika z okresu oceny. W kolejnym kroku sprowadzono wartości wskaźników do wartości współczynników EQR poprzez porównanie z wartościami progowymi dla dobrego stanu RDW. Wartości EQR w obrębie grup kryteriów uśredniano następnie do końcowej wartości oceny dla kryterium (Tabela 2.2.18).

Końcową ocenę wód przejściowych i przybrzeżnych za lata 2011-2016 określono według zasady OOAO w oparciu o wynik najgorszego z kryteriów i przedstawiono w Tabela 2.2.19.

Żadna z JCWP przejściowych i przybrzeżnych nie osiągnęła dobrego stanu środowiska w okresie oceny 2011-2016. Ostateczny stan wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych określono jako subGES.

Tabela 2.2.17. Wyniki wskaźników eutrofizacji dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

KOD JCWP	CZYNNIKI SPRAWCZE								SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			
	DIN (mgN dm^{-3})		DIP (mgP dm^{-3})		TN (mgN dm^{-3})		TP (mgP dm^{-3})		CHL a (µg dm^{-3})		SECCHI (m)		O_2 min (mgO_2 dm^{-3})	Index B	SM_1	ESMIz
	rok	I-III	rok	I-III	rok	VI-IX	rok	VI-IX	rok	VI-IX	rok	VI-IX	VI-IX			
PL TW I WB 9	0,359	-	-	0,023	1,53	-	0,128	-	27,43	-	1,1		5,4	2,52		0,027
PL TW I WB 8	0,442	-	-	0,021	1,66	-	0,136	-	34,16	-	1,1		4,4	2,25		0,036
PL TW I WB 1	0,103	-	-	0,01	0,9	-	0,062	-	51,49	-	0,6		2,9	1,15		0,029
PL TW II WB 2	0,036	-	-	0,062	0,41	-	0,033	-	5,14	-	4,2		5,8	2,92	0,69	-
PL TW III WB 3	-	0,124	-	0,046	-	0,486	-	0,08	-	3,67	-	4,2	3,7	2,69	0,74	-
PL TW IV WB 4	-	0,097	-	0,024	-	0,353	-	0,034	-	4,25	-	4,7	3,5	2,60	-	-
PL TW V WB 6	-	0,31	-	0,021	-	0,771	-	0,062	-	10,32	-	1,9	5,8	2,59	-	-
PL TW V WB 5	-	0,806	-	0,081	-	0,646	-	0,09	-	10,73	-	1,9	3,4	2,32	-	-
PL TW V WB 7	-	0,499	-	0,025	-	0,835	-	0,074	-	11,09	-	1,7	5,3	3,11	-	-
PL CW I WB 2	-	0,123	-	0,045	-	0,491	-	0,054	-	3,11	-	4,6	6,9	3,49	-	-
PL CW I WB 1	-	0,282	-	0,038	-	0,447	-	0,065	-	6,85	-	4,5	6,4	2,22	-	-
PL CW I WB 3	-	0,136	-	0,06	-	0,524	-	0,078	-	6,85	-	2,6	5,9	2,04	-	-
PL CW II WB 8	-	0,185	-	0,036	-	0,366	-	0,039	-	4,17	-	3,3	5,2	2,16	-	-
PL CW II WB 6W	-	0,368	-	0,01	-	0,528	-	0,029	-	4,83	-	3,9	7	3,48	-	-
PL CW II WB 6E	-	0,096	-	0,007	-	0,821	-	0,022	-	5,63	-	4,4	7	2,91	0,74	-
PL CW II WB 5	-	0,063	-	0,05	-	0,535	-	0,068	-	5,86	-	4	6,7	3,38	-	-
PL CW II WB 4	-	0,072	-	0,043	-	0,505	-	0,078	-	4,58	-	4,8	6,8	3,21	-	-
PL CW III WB 9	-	0,188	-	0,021	-	0,697	-	0,044	-	6,63	-	2,3	4,5	2,56	-	-
PL CW III WB 7	-	0,117	-	0,028	-	0,34	-	0,037	-	3,57	-	3,4	4,6	2,16	-	-

(-) Wskaźnik nie ma zastosowania w ocenie danej JCWP.

Tabela 2.2.18. Wyniki oceny wskaźników eutrofizacji (EQR) dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

KOD JCWP	CZYNNIKI SPRAWCZE									SKUTKI BEZPOŚREDNIE					SKUTKI POŚREDNIE				
	DIN		DIP		TN		TP		Średnie wartości EQR	CHL a		SECCHI		Średnie wartości EQR	O_2 min	B	SM_1	ESMIz	Średnie wartości EQR
	roczne	I-III	roczne	I-III	roczne	VI-IX	roczne	VI-IX		roczne	VI-IX	roczne	VI-IX		VI-IX				
PL TW I WB 9	0,34	-	-	0,51	0,81	-	0,85	-	0,63	1,37	-	1,73	-	1,55	0,78	1,26	-	4,55	2,20
PL TW I WB 8	0,42	-	-	0,47	0,87	-	0,91	-	0,67	1,71	-	1,73	-	1,72	0,95	1,41	-	3,42	1,93
PL TW I WB 1	0,27	-	-	0,22	0,92	-	0,52	-	0,48	1,65	-	1,25	-	1,45	1,45	2,77		4,24	2,82
PL TW II WB 2	1,38	-	-	0,69	1,37	-	1,1	-	1,14	2,57	-	0,81	-	1,69	0,72	1,09	1,15		0,94
PL TW III WB 3	-	0,83	-	2,56	-	1,22	-	2,29	1,73	-	0,98	-	1,07	1,03	1,14	1,18	1,08	-	1,13
PL TW IV WB 4	-	0,65	-	1,33	-	0,88	-	0,97	0,96	-	1,13	-	0,96	1,05	1,2	1,22	-	-	1,21
PL TW V WB 6	-	1,72	-	0,6	-	2,86	-	1,48	1,67	-	2,72	-	2,37	2,55	0,72	1,23	-	-	0,98
PL TW V WB 5	-	3,58	-	2,31	-	1,62	-	2	2,38	-	1,95	-	1,58	1,77	1,24	1,37	-	-	1,31
PL TW V WB 7	-	1,56	-	0,71	-	1,58	-	1,64	1,37	-	1,48	-	2,21	1,85	0,79	1,02	-	-	0,91
PL CW I WB 2	-	1,23	-	3	-	1,64	-	1,8	1,92	-	1,64	-	1,22	1,43	0,61	0,91	-	-	0,76
PL CW I WB 1	-	1,88	-	1,58	-	1,12	-	1,97	1,64	-	2,17	-	0,78	1,48	0,66	1,43	-	-	1,05
PL CW I WB 3	-	1,36	-	4	-	1,75	-	2,6	2,43	-	3,61	-	2,15	2,88	0,71	1,56	-	-	1,14
PL CW II WB 8	-	1,85	-	2,4	-	1,22	-	1,3	1,69	-	2,19	-	1,7	1,95	0,81	1,47	-	-	1,14
PL CW II WB 6W	-	3,68	-	0,67	-	1,76	-	0,97	1,77	-	2,54	-	1,44	1,99	0,6	0,91	-	-	0,76
PL CW II WB 6E	-	0,96	-	0,47	-	2,74	-	0,73	1,23	-	2,96	-	1,27	2,12	0,6	1,09	1,08	-	0,84
PL CW II WB 5	-	0,63	-	3,33	-	1,78	-	2,27	2	-	3,08	-	1,4	2,24	0,63	0,94	-	-	0,79

PL CW II WB 4	-	0,72	-	2,87	-	1,68	-	2,6	1,97	-	2,41	-	1,17	1,79	0,62	0,99	-	-	0,81
PL CW III WB 9	-	0,82	-	0,88	-	1,74	-	1,83	1,32	-	2,1	-	1,65	1,88	0,93	1,24	-	-	1,09
PL CW III WB 7	-	1,17	-	1,87	-	1,13	-	1,23	1,35	-	1,88	-	1,65	1,77	0,91	1,47	-	-	1,19

(-) Wskaźnik nie ma zastosowania w ocenie danej JCWP.

Tabela 2.2.19. Ocena cechy D5 dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

KOD JCWP	CZYNNIKI SPRAWCZE	SKUTKI BEZPOŚREDNIE	SKUTKI POŚREDNIE	Ocena JCWP
PL TW I WB 9	0,63	1,55	2,20	subGES
PL TW I WB 8	0,67	1,72	1,93	subGES
PL TW I WB 1	0,48	1,45	2,82	subGES
PL TW II WB 2	1,14	1,69	0,94	subGES
PL TW III WB 3	1,73	1,03	1,13	subGES
PL TW IV WB 4	0,96	1,05	1,21	subGES
PL TW V WB 6	1,67	2,55	0,98	subGES
PL TW V WB 5	2,38	1,77	1,31	subGES
PL TW V WB 7	1,37	1,85	0,91	subGES
PL CW I WB 2	1,92	1,43	0,76	subGES
PL CW I WB 1	1,64	1,48	1,05	subGES
PL CW I WB 3	2,43	2,88	1,14	subGES
PL CW II WB 8	1,69	1,95	1,14	subGES
PL CW II WB 6W	1,77	1,99	0,76	subGES
PL CW II WB 6E	1,23	2,12	0,84	subGES
PL CW II WB 5	2,00	2,24	0,79	subGES
PL CW II WB 4	1,97	1,79	0,81	subGES
PL CW III WB 9	1,32	1,88	1,09	subGES
PL CW III WB 7	1,35	1,77	1,19	subGES

Otwarte morze

Wyniki wyliczeń wskaźników dla akwenów otwartego morza przedstawiono w Tabela 2.2.20. Wyliczone roczne wartości ER oraz średnie wartości ER wskaźników w latach 2011-2016 przedstawiono w Tabela 2.2.21. Ze względu na brak wartości progowych uzgodnionych na poziomie regionalnym dla wskaźnika TN dla akwenu Basenu Bornholmskiego (SEA-007) oraz TP dla akwenów Basenu Bornholmskiego (SEA-007) oraz Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (SEA-009), wartość ER obliczono przyjmując krajowe wartości graniczne dla dobrego stanu dla wyżej wymienionych trzech wskaźników. Zintegrowane wyniki wskaźników w ramach grup kryteriów oraz ostateczną ocenę cechy D5 w wodach otwartych przedstawiono w Tabela 2.2.22.

Żaden ze wskaźników nie osiągnął wartości GES w latach 2011-2016, a w konsekwencji żadna z grup kryteriów nie osiągnęła GES. Końcową klasyfikację wód otwartego morza określono jako subGES.

Tabela 2.2.20. Wyniki wskaźników eutrofizacji dla wód otwartego morza w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Akwen	Rok	CZYNNIKI SPRAWCZE				SKUTKI BEZPOŚREDNIE			SKUTKI POŚREDNIE	
		DIN (XII-II) (µM dm^{-3})	DIP (XII-II) (µM dm^{-3})	TN (rok) (µM dm^{-3})	TP (rok) (µM dm^{-3})	CHL a (VI-IX) (μg^{-3} dm^{-3})	SECCHI (VI-IX)	Wskaźnik zakwitu sinic	Dług tlenowy (mg dm^{-3})	Index B
polskie wody Basenu Bornholmskiego	2011	6,55	0,33	27,59	0,9	4,381	6,6	0,8	8,10	2,71
	2012	6,1	0,43	22,81	0,96	3,222	6,7			2,58
	2013	5,84	0,34	29,68	0,83	3,735	7			2,6
	2014	4,86	0,37	25,44	0,81	2,299	7,7			2,55
	2015	5,64	0,61	27,54	0,86	3,024	6,7			2,8
	2016	3,24	0,8	25,32	0,66	3,030	6,6			2,7
polskie wody Basenu Gdańskiego	2011	7,73	0,46	26,62	0,99	4,342	5,8	0,83	10,85	0
	2012	2,61	0,38	22,6	0,88	3,091	6			1,41
	2013	5,25	0,27	30,2	0,82	3,904	5,4			1,9
	2014	4,12	0,43	29,03	0,72	5,15	5,1			0,9
	2015	5,95	0,7	27,92	0,79	2,903	6,2			1,9
	2016	5,75	0,83	29,44	0,7	5,199	5,2			1,88
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	2011	9,83	0,4	23,36	0,95	2,921	7,7	0,76	10,85	2,36
	2012	3,17	0,33	21,81	0,9	3,086	7			2,46
	2013	2,62	0,34	24,25	0,69	2,548	8,4			2,52
	2014	4,3	0,45	26,15	0,88	2,629	7			2,82
	2015	4,52	0,71	25,5	0,88	2,603	6,8			2,92
	2016	2,85	0,72	24,9	0,61	2,825	7,3			3,01

Tabela 2.2.21. Wyniki oceny wskaźników eutrofizacji (ER) dla wód otwartego morza w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Akwen	Rok	CZYNNIKI SPRAWCZE				SKUTKI BEZPOŚREDNIE			SKUTKI POŚREDNIE	
		DIN (XII-II)	DIP (XII-II)	TN (rok)	TP (rok)	CHL a (VI-IX)	SECCHI (VI-IX)	CyaBl	Oxygen debt	Index B
polskie wody Basenu Bornholmskiego	2011	2,62	1,1	1,91	1,48	2,43	1,08	1,12	1,27	1,17
	2012	2,44	1,43	1,58	1,57	1,79	1,06			1,23
	2013	2,34	1,12	2,06	1,36	2,08	1,01			1,22
	2014	1,94	1,23	1,76	1,33	1,28	0,92			1,25
	2015	2,26	2,04	1,91	1,41	1,68	1,06			1,14
	2016	1,29	2,65	1,75	1,08	1,68	1,08			1,18
	2011-2016	2,15	1,59	1,83	1,37	1,82	1,03			1,18
polskie wody Basenu Gdańskiego	2011	1,84	1,29	1,42	1,66	1,97	1,12	1,19	1,25	0
	2012	0,62	1,06	1,2	1,47	1,41	1,08			2,26
	2013	1,25	0,76	1,61	1,36	1,77	1,2			1,67
	2014	0,98	1,21	1,54	1,2	2,34	1,27			3,53
	2015	1,42	1,95	1,49	1,32	1,32	1,05			1,67
	2016	1,37	2,3	1,57	1,17	2,36	1,25			1,69
	2011-2016	1,25	1,43	1,47	1,36	1,86	1,16			1,33
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	2011	3,78	1,37	1,42	1,40	1,54	0,99	1,10	1,25	1,35
	2012	1,22	1,14	1,32	1,32	1,62	1,09			1,29
	2013	1,01	1,18	1,47	1,01	1,34	0,9			1,26
	2014	1,66	1,54	1,58	1,29	1,38	1,09			1,13
	2015	1,74	2,43	1,55	1,29	1,37	1,12			1,09
	2016	1,09	2,48	1,51	0,90	1,49	1,04			1,06
	2011-2016	1,75	1,69	1,47	1,20	1,46	1,04			1,11

Tabela 2.2.22. Ocena cechy D5 dla wód otwartego morza w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena cechy D5
	DIN	DIP	TN	TP	Średnie wartości EQR	CHL a	SECCHI	CyaBl	Średnie wartości EQR	Oxygen debt	B	Średnie wartości EQR	
	2011-2016												
polskie wody Basenu Bornholmskiego	2,15	1,59	1,83	1,37	1,74	1,82	1,03	1,12	1,32	1,27	1,18	1,22	sub GES (1,74)
polskie wody Basenu Gdańskiego	1,25	1,43	1,47	1,36	1,38	1,86	1,16	1,19	1,40	1,25	1,92	1,82	sub GES (1,82)
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	1,75	1,69	1,47	1,20	1,53	1,46	1,04	1,10	1,2	1,25	1,11	1,18	sub GES (1,53)

Porównanie ze wstępną oceną za lata 2005-2010

Ze względu na różnice metodologiczne odnoszące się do wskaźników wykorzystanych do przeprowadzenia oceny, sposobu integracji wyników wskaźników oraz różnice w stosowanych wartościach progowych w ramach ocenianych akwenów i JCWP nie ma możliwości odniesienia wyników bieżącej oceny do wyników oceny wstępnej z lat 2005-2010.

Wiarygodność oceny eutrofizacji

Równolegle do oceny stanu środowiska w ramach cechy D5 dokonano oceny wiarygodności w jednostkach oceny zgodnie z przewodnikiem do przeprowadzenia oceny eutrofizacji Morza Bałtyckiego (HELCOM 2015c). Zgodnie z przewodnikiem każdemu ze wskaźników wykorzystanych w ocenie przypisano poziom wiarygodności bazując na dwóch kryteriach:

1. Wiarygodność oceny stanu (ES - status).

Kryterium jest wyliczane w oparciu o liczbę obserwacji w ramach, których wykonana została ocena wskaźnika zgodnie z zasadami:

- ocena niska (=0%) jest przypisywana wskaźnikowi, jeżeli do oceny w ramach danej jednostki wykorzystano najwyżej 5 rocznych obserwacji stanu (wyrażonych jako liczba pomiarów wykonanych w sezonie oceny) w każdym roku oceny,
- ocena średnia (=50%) jest przypisywana w przypadku, gdy do oceny w ramach danej jednostki wykorzystano 5 do 15 obserwacji stanu w każdym roku oceny,
- ocena wysoka (=100%) jest przypisywana w przypadku, gdy do oceny w ramach danej jednostki wykorzystano powyżej 15 obserwacji stanu w każdym roku oceny.

2. Wiarygodność procedury ustalania wartości progowej (ET – status):
   - wysoka – gdy wartość progowa została określona na podstawie licznych obserwacji wykonanych przed latami 50tymi, najlepiej w połączeniu z modelowaniem,
   - średnia – gdy wartość progowa została określona na podstawie obserwacji sprzed lat 80tych i/lub na podstawie modelowania,
   - niska – gdy wartość progowa została określona na zasadzie opini eksperckiej, bądź w oparciu o dane z okresu po latach 80tych.

Wartość wiarygodności wskaźnika (I-score) jest wartością średnią z ES-score i ET-score. Wartości wiarygodności wskaźników wykorzystanych do oceny w ramach grup kryteriów zostały uśrednione z zastosowaniem wag wykorzystanych w ocenie eutrofizacji. Końcowa wartość wiarygodości oceny jest obliczana jako wartość średnia z wartości wiarygodności grup kryteriów.

Jeżeli dana grupa kryteriów została oceniona na podstawie pojedynczego wskaźnika ocenę wiarygodności tej grupy obniża się o 25%.

Jeżeli ocena bazowałaby jedynie na pojedynczym kryterium obniża się końcową wartość wiarygodności o 50%.

W przypadku wód przejściowych i przybrzeżnych wartość oceny wiarygodności była określona na zbliżonych zasadach. Ocenę wiarygodności procedury ustalania wartości progowej wskaźników wykorzystanych w ramach oceny polskich wód przejściowych i przybrzeżnych określono jako niską, jedynie w przypadku wskaźnika makrozoobentosu B oraz chlorofilu-a. Wartość ET score ze względu na przeprowadzoną procedurę interkalibracji została przypisana jako średnia. W Tabela 2.2.23 przedstawiono wartości wiarygodności wskaźników wykorzystanych w ocenie wód przejściowych i przybrzeżnych (I score), natomiast w tabeli Tabela 2.2.24, końcowe wartości wiarygodności oceny.

Wyniki wiarygodności oceny cechy D5 w wodach otwartego morza zamieszczono w Tabela 2.2.25.

Tabela 2.2.23. Wiarygodność oceny wskaźników eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych.

Jednostka oceny	CZYNNIKI SPRAWCZE								SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			
	DIN		DIP		TN		TP		CHL a		SECCHI		O_2 min	Index B	SM_1	ESMIz
	rok	I-III	rok	I-III	rok	VI-IX	rok	VI-IX	rok	VI-IX	rok	VI-IX	VI-IX			
Wiarygodność wskaźnika (I score)																
PL TW I WB 9	50%	-	-	50%	50%	-	50%	-	-	50%	-	50%	50%	-	-	50%
PL TW I WB 8	50%	-	-	50%	50%	-	50%	-	-	50%	-	50%	50%	-	-	50%
PL TW I WB 1	50%	-	-	50%	50%	-	50%	-	-	50%	-	50%	50%	-	-	50%
PL TW II WB 2	50%	-	-	50%	50%	-	50%	-	-	50%	-	50%	50%	-	50%	
PL TW III WB 3	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	50%	-	50%	50%	50%	50%	50%	
PL TW IV WB 4	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	50%	-	50%	50%	50%	50%	-	
PL TW V WB 6	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	50%	-	50%	50%	50%	50%	-	
PL TW V WB 5	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	50%	-	50%	50%	50%	50%	-	
PL TW V WB 7	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	50%	-	50%	50%	50%	50%	-	
PL CW I WB 2	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	
PL CW I WB 1	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	
PL CW I WB 3	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	
PL CW II WB 8	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	
PL CW II WB 6W	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	
PL CW II WB 6E	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	50%	
PL CW II WB 5	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	
PL CW II WB 4	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	
PL CW III WB 9	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	
PL CW III WB 7	-	50%	-	50%	-	50%	-	50%	75%	-	50%	50%	75%	75%	-	

(-) Wskaźnik nie ma zastosowania w ocenie danej JCWP.

Tabela 2.2.24. Końcowa wiarygodność oceny eutrofizacji wód przejściowych i przybrzeżnych.

KOD JCWP	CZYNNIKI SPRAWCZE	SKUTKI BEZPOŚREDNIE	SKUTKI POŚREDNIE	Końcowa wiarygodność oceny
	Ocena wiarygodności grupy kryteriów			
PL TW I WB 9	50%	50%	50%	średnia
PL TW I WB 8	50%	50%	50%	średnia
PL TW I WB 1	50%	62,5%	50%	średnia
PL TW II WB 2	50%	50%	50%	średnia
PL TW III WB 3	50%	50%	50%	średnia
PL TW IV WB 4	50%	50%	50%	średnia
PL TW V WB 6	50%	50%	50%	średnia
PL TW V WB 5	50%	50%	50%	średnia
PL TW V WB 7	50%	50%	50%	średnia
PL CW I WB 2	50%	62,5%	62,5%	średnia
PL CW I WB 1	50%	62,5%	62,5%	średnia
PL CW I WB 3	50%	62,5%	62,5%	średnia
PL CW II WB 8	50%	62,5%	62,5%	średnia
PL CW II WB 6W	50%	62,5%	62,5%	średnia
PL CW II WB 6E	50%	62,5%	58,3%	średnia
PL CW II WB 5	50%	62,5%	62,5%	średnia
PL CW II WB 4	50%	62,5%	62,5%	średnia
PL CW III WB 9	50%	62,5%	62,5%	średnia
PL CW III WB 7	50%	62,5%	62,5%	średnia

Tabela 2.2.25. Wiarygodność oceny wód otwartego morza.

Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE				SKUTKI BEZPOŚREDNIE			SKUTKI POŚREDNIE	
	DIN (XII-II)*	DIP (XII-II)*	TN (rok)	TP (rok)	CHL a (VI-IX)	SECCHI (VI-IX)	CyaBl	Oxygen debt	Index B
	ES score								
polskie wody Basenu Bornholmskiego	50%	50%	100%	100%	100%	100%		100%	100%
polskie wody Basenu Gdańskiego	0%	0%	100%	100%	50%	50%		100%	50%
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	50%	50%	100%	100%	100%	100%		100%	100%
ET score									
polskie wody Basenu Bornholmskiego	50%	50%	brak	brak	50%	50%		100%	0%
polskie wody Basenu Gdańskiego	50%	50%	brak	brak	50%	50%		100%	0%
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	50%	50%	brak	brak	50%	50%		100%	0%
I score									
polskie wody Basenu Bornholmskiego	50%	50%	50%	50%	75%	75%		100%	50%
polskie wody Basenu Gdańskiego	25%	25%	50%	50%	50%	50%		100%	25%
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	50%	50%	50%	50%	75%	75%		100%	50%
Wiarygodność grupy kryteriów									
polskie wody Basenu Bornholmskiego	50%				75%			75%	
polskie wody Basenu Gdańskiego	37,5%				50%			62,5%	
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	50%				75%			75%	
Wiarygodność końcowa									
polskie wody Basenu Bornholmskiego	Średnia (66%)								
polskie wody Basenu Gdańskiego	Średnia (50%)								
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Średnia (66%)								

* Wiarygodność oceny stanu wynika z pojedynczych pomiarów wykonywanych w miesiącach XII-II.

Cecha D6 - Integralność dna morskiego

Integralność dna morskiego utrzymuje się na poziomie gwarantującym ochronę struktury i funkcji ekosystemów oraz brak niekorzystnego wpływu zwłaszcza na ekosystemy bentosowe.

Zgodnie z decyzją 2017/848 dla cechy D6 wytypowano pięć kryteriów, z których wszystkie mają charakter podstawowy, czyli muszą zostać uwzględnione w ocenie stanu środowiska.

Trzy pierwsze kryteria odnoszą się wyłącznie do elementów presji oddziałujących na dno morskie, podczas gdy kryteria D6C4 i D6C5 odnoszą się do całościowej oceny cechy D1 i są wykorzystywane niezależnie do oceny cechy D6.

Elementy kryteriów	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Standardy metodologiczne
Straty fizyczne dna morskiego (w tym obszary w paśmie pływów).	D6C1: podstawowe Zasięg przestrzenny i rozkład strat fizycznych (trwała zmiana) naturalnego dna morskiego.	*Skala oceny*: Jak stosowana w przypadku oceny ogólnych typów siedlisk bentosowych w ramach cech D1 i D6. *Zastosowanie kryteriów*: Wyniki oceny kryterium D6C1 (rozkład i oszacowanie rozmiarów strat fizycznych) są wykorzystywane do oceny kryteriów D6C4 i D7C1. Wyniki oceny kryterium D6C2 (rozkład i oszacowanie zakresu presji zakłóceń fizycznych) są wykorzystywane do oceny kryterium D6C3. Wyniki oceny kryterium D6C3 (oszacowanie zasięgu negatywnych skutków zakłóceń fizycznych na typ siedliska w każdym ocenianym obszarze) wnoszą wkład w ocenę kryterium D6C5.
Fizyczne zakłócenia dna morskiego (w tym obszary w paśmie pływów).	D6C2: podstawowe Zasięg przestrzenny i rozkład presji fizycznych zakłóceń dna morskiego.	
Ogólne typy siedlisk bentosowych lub inne typy siedlisk, jak stosowane w przypadku cech D1 i D6.	D6C3: podstawowe Zasięg przestrzenny każdego typu siedliska, na które wywierany jest negatywny wpływ poprzez zmianę jego struktury biotycznej i abiotycznej i jej funkcji (np. w formie zmian w składzie gatunków, a także ich względnej liczebności, braku szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, rozmiaru struktury gatunków) poprzez fizyczne zakłócenia. Państwa członkowskie UE ustanawiają wartości progowe dla negatywnych skutków zakłóceń fizycznych w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	
Ogólne typy siedlisk bentosowych wymienione w tabeli 2 decyzji 2015/848, i jeśli występują w regionie lub podregionie, oraz inne typy siedlisk określone w akapicie drugim. Państwa członkowskie UE mogą wybrać w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej dodatkowe typy siedlisk zgodnie z kryteriami określonymi w „specyfikacjach dotyczących wyboru gatunków i siedlisk", które mogą obejmować typy siedlisk wymienionych w dyrektywie siedliskowej lub w umowach międzynarodowych,	D6C4: podstawowe Zakres utraty typu siedliska wynikający z oddziaływań antropogenicznych nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze. Państwa członkowskie UE ustalają maksymalny dopuszczalny zakres utraty siedlisk, w stosunku do całkowitego naturalnego zasięgu typu siedliska, poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.	*Skala oceny*: Podrejon regionu lub podregionu odzwierciedlający biogeograficzne różnice w składzie gatunków i ogólnym typie siedliska. *Zastosowanie kryteriów*: Jedna ocena na typ siedliska, przy zastosowaniu kryteriów D6C4 i D6C5 będzie służyć do oceny zarówno siedlisk bentosowych na podstawie cechy 1, jak i integralności dna morskiego na podstawie cechy D6. Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: a) dla D6C4 szacunkowy odsetek i zakres utraty na typ siedliska, oraz czy siedlisko osiągnęło zbiór wartości zakresu, b) dla D6C5 szacunkowy odsetek i zakres negatywnych skutków, w tym odsetek utraty w lit. a), na typ

Elementy kryteriów	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Standardy metodologiczne
takich jak regionalne konwencje morskie, do celów: a) oceny każdego ogólnego typu siedliska zgodnie z kryterium D6C5; b) oceny rodzajów siedlisk. Jeden zbiór typów siedlisk będzie służyć do oceny zarówno siedlisk bentosowych na podstawie cechy D1, jak i integralności dna morskiego na podstawie cechy D6.		siedliska, oraz czy osiągnęło ono zbiór wartości zakresu, c) ogólny stan typu siedliska, z zastosowaniem metody uzgodnionej na szczeblu unijnym na podstawie lit. a) i b), oraz wykaz ogólnych typów siedlisk w ocenianym obszarze, które nie zostały ocenione.
	D6C5: podstawowe Zakres negatywnych skutków oddziaływań antropogenicznych na stan typów siedlisk, w tym zmiany ich biotycznej i abiotycznej struktury i jej funkcji (np. jej typowego składu gatunków, a także ich względnej liczebności, braku szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, struktury i rozmiarów gatunku), nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze. Jednocześnie Państwa członkowskie UE powinny ustalić wartości progowe dla negatywnych skutków na stan każdego typu siedliska, zapewniając zgodność z powiązanymi wartościami określonymi dla cech D2, D5, D6, D7 i D8 w ramach współpracy na szczeblu unijnym, biorąc pod uwagę specyfikę regionalną lub podregionalną. Państwa członkowskie ustalają maksymalny dopuszczalny zakres tych negatywnych skutków w stosunku do całkowitego naturalnego zasięgu typu siedliska, poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.	

Poniższe kryteria mają zastosowanie w ramach oceny cechy D1:

1) dla D6C1 oceniane będą trwałe zmiany w dnie morskim spowodowane różnymi rodzajami działalności człowieka (w tym trwałe zmiany naturalnych substratów dna morskiego lub morfologii poprzez fizyczną restrukturyzację, rozwój infrastruktury i utratę substratów poprzez ekstrakcję materiałów z dna morskiego);
2) dla D6C2 oceniane będą fizyczne zakłócenia spowodowane różnymi rodzajami działalności człowieka (takimi jak połowy włokami dennymi);
3) dla wód przybrzeżnych wykorzystywane będą dane dotyczące hydromorfologii oraz odpowiednie oceny przeprowadzone zgodnie z RDW; poza wodami przybrzeżnymi dane mogą pochodzić z mapowania infrastruktury oraz licencjonowanych miejsc ekstrakcji.

Skala oceny jest analogiczna do oceny ogólnych typów siedlisk bentosowych w ramach cechy D1 i D6.

Kryteria D6C4 i D6C5 są oceniane na podstawie odpowiednich wskaźników bezpośrednio w ramach cechy D1.

W odniesieniu do metod oceny dane powinny być agregowane tak, aby kryterium D6C1 było oceniane jako obszar utracony w odniesieniu do całkowitego rozmiaru wszystkich naturalnych siedlisk bentosowych w ocenianym obszarze (np. poprzez zakres zmian antropogenicznych), a

kryterium D6C3 oceniane było w stosunku do całkowitego naturalnego zasięgu każdego typu ocenianych siedlisk bentosowych.

Straty fizyczne rozumiane są jako trwała zmiana dna morskiego, przy czym może ona trwać aktualnie lub oczekuje się, że będzie trwać przez okres dwóch kolejnych cykli gospodarczych (12 lat) lub dłużej. Z kolei zakłócenia fizyczne rozumiane są jako zmiany dna morskiego, które mogą się cofnąć, jeśli działalność powodująca presję zakłóceń ustanie.

Odpowiednie wskaźniki podstawowe powinny być wyrażane w jednostkach powierzchni dna utraconego lub poddanego zakłóceniom lub w odniesieniu do zasięgu każdego typu siedliska negatywnie dotkniętego oddziaływaniem, lub też jako odsetek całkowitego naturalnego zasięgu siedliska na ocenianym obszarze.

Ocena obszaru wód przybrzeżnych w rozumieniu RDW została przeprowadzona zgodnie z opracowaną metodą, przedstawioną w „Opracowaniu metodyk monitoringu i klasyfikacji hydrologicznych elementów jakości jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych, zgodnie z wymogami RDW" (GIOŚ, 2009), będącą elementem planowanego monitoringu hydromorfologicznego, uwzględniającą dostępną inwentaryzacją elementów infrastruktury morskiej bezpośrednio oddziałujących na dno morza. Metoda ta została zmodyfikowana w ramach weryfikacji metodyki wyznaczania silnie zmienionych części wód przejściowych i przybrzeżnych, i przedstawiona w „Opracowaniu metodyki weryfikacji silnie zmienionych i sztucznych części wód" (KZGW, 2011). Modyfikacja dotyczyła przede wszystkim zmiany wartości wskaźników istotności elementów infrastruktury oraz wprowadzenia nowego elementu jakim jest długość torów wodnych (KZGW 2011).

Zestawienie występowania trwałych konstrukcji infrastruktury hydrotechnicznej odpowiada wymaganiom metodycznym kryterium D6C1 - zasięg przestrzenny i rozkład trwałych zmian naturalnego dna morskiego. Ze względu na fakt, że w zabudowie hydrotechnicznej występują zarówno konstrukcje powierzchniowe (km^2), jak i liniowe (km), w zastosowanej metodzie oceny powiązany jest wynik oddziaływania tych konstrukcji na odpowiednią część ekosystemu morskiego, jako wskaźnik zmian odporności ekosystemu, co pośrednio odpowiada kryterium D6C3.

Zabudowa podłużna obejmuje obiekty hydrotechniczne takie jak nadbrzeża oraz opaski brzegowe, służące ochronie brzegu przed abrazją oraz falochrony osłaniające porty. Do obiektów podłużnych można także zaliczyć progi podwodne, które służą osłabianiu i rozpraszaniu energii falowania. Zabudowa poprzeczna to głównie mola, kierownice na przedpolu ujść rzecznych oraz pirsy wybiegające w kierunku morza (Tabela 2.2.26). W przypadku obiektów składających się z wielu elementów występujących wzdłuż brzegu, np. ostrogi, brano pod uwagę całkowitą powierzchnię, na jakiej obiekty występują lub łączną długość brzegu.

Metoda oceny polega na zsumowaniu odpowiednich rodzajów zmian zamieszczonych w „Opracowanie metodyki weryfikacji silnie zmienionych i sztucznych części wód" (KZGW, 2011) mnożonych przez odpowiednie wskaźniki znaczenia zamieszczonych w niniejszym opracowaniu (Tabela 2.2.27 i Tabela 2.2.28), a następnie wyznaczeniu stosunku otrzymanych wartości do powierzchni JCWP lub długości linii brzegowej. Wyniki są sumowane i wyrażane w procentach. Otrzymana wartość jest wskaźnikiem zmian odporności ekosystemu (WskZM), dla której przyjęto wartości graniczne 5% i 10% odpowiadające odpowiednio bardzo dobremu i dobremu stanowi środowiska. Warości WskZm wyższe od 10%, ale niższe niż 30% oznaczają stan umiarkowany. Wartość graniczna 30% oznacza zmianę w przypadku, której uznaje się JCWP za silnie zmienioną.

Przenosząc powyższe wartości na skalę oceny według RDSM przyjęto wartość progową 10% dla WskZm, która oznacza osiągnięcie dobrego stanu (GES) dla wartości mniejszych niż 10%.

Do oceny wykorzystano dostępne dane o infrastrukturze technicznej oraz zasilaniu brzegu w obrębie jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych zgromadzone w ramach oceny presji w 2015 r. (KZGW 2015).

Tabela 2.2.26. Rodzaje zmian hydromorfologicznych (**Zm**) w wodach przejściowych i przybrzeżnych.

Rodzaj zmian - Zm	Opis zmian	Miara Zm
Zmiany przepływu =- dopływu wód słodkich		
Zmiana dopływu wód słodkich	Wystąpienie morfologicznych zmian historycznych zmieniających całkowicie przepływ wód słodkich – budowa ujść, odcięcie ujść wody rzecznej.	Tak/nie
Zmiana dopływu wód słodkich	Zmiana wielkości dopływu wód słodkich.	Qn95%
Zmiana dopływu innych wód	Zrzut wód z oczyszczalni lub kolektorów ściekowych oraz solanki.	m^3/s
Naruszenie dna i osadów		
Pogłębianie istniejących torów wodnych	Utrzymanie określonej głębokości istniejącego toru wodnego.	Powierzchnia [km^2]
Zmiany powierzchniowych osadów dennych	Prace podwodne np. trałowanie lub inne działania mające wpływ na powierzchniowe osady denne.	Powierzchnia [km^2]
Składowanie urobku bagrowanego	Składowanie osadów pochodzących z prac pogłębiarskich lub w procesie zasilania brzegu.	Powierzchnia [km^2]
Zabudowa hydrotechniczna – utrata dna		
Pirsy, ostrogi	Różne struktury na jednym lub wielu fundamentach wchodzące w morze. Także budowle pojedyncze, farmy wiatrowe.	Długość [km]
Zmiany kierunku przepływu	Stałe budowle zmieniające znacznie kierunek falowania i prądów litoralnych. Łamacze fal, falochrony. Bariery, falochrony wychodzące w morze, z przerwami < 20% długości całkowitej.	Długość [km]
Zmiany kierunku przepływu	Występowanie toru wodnego o znacznej głębokości w stosunku do głębokości akwenu tylko na zalewach (JCWP przejściowe).	Długość [km]
Budowle osłonowe/blokujące	Budowle w poprzek kanału, śluzy i inne	Długość [km]
Nabrzeża torów wodnych	Zabudowa brzegów.	Długość [km]
Zmiany na brzegu		
Wzmacnianie brzegu – trwałe	Budowle tworzone dla ochrony brzegu przed abrazją o stałym, znacznym wpływie na prądy i falowanie, opaski gabionowe, betonowe i in.	Długość [km]
Wzmacnianie brzegu – nietrwałe	Zasilanie brzegu, plaż, także z użyciem materiałów syntetycznych, refulacja.	Długość [km]
Wały przeciwpowodziowe w odległości do 500 m od brzegu	Sztuczne nasypy dla ochrony lądu przed wpływaniem wód.	Długość [km]

Tabela 2.2.27. Wskaźniki znaczenia zmian hydromorfologicznych (**WskZn**) dla wód przejściowych.

Rodzaj zmian morfologicznych	**WskZn**	
	Wody otwarte (nieosłonięte)	Zalewy
Naruszanie dna i osadów		
Pogłębianie istniejących torów wodnych	0,50	0,67
Zmiany powierzchniowych osadów dennych	0,15	0,20
Składowanie urobku bagrowanego	0,19	0,50
Zabudowa hydrotechniczna		
Pirsy, ostrogi	0,20	0,25
Zmiany kierunku przepływu - falochrony	0,20	0,40
Zmiany kierunku przepływu - tory wodne i kanały żeglugowe o dużej głębokości na zalewach	0,10	0,40
Budowle osłonowe/blokujące	0,25	0,50
Nabrzeża torów wodnych	0,25	0,50
Zmiany na brzegu		
Wzmacnianie brzegu trwałe (opaski)	0,20	0,20
Wzmacnianie brzegu nietrwałe (zasilanie)	0,08	0,08
Wały przeciwpowodziowe	0,13	0,13

Tabela 2.2.28. Wskaźniki znaczenia zmian morfologicznych (**WskZn**) dla dwóch typów brzegów wód przybrzeżnych.

Rodzaj zmian morfologicznych	**WskZn**	
	Typ klifowy	Typ wydmowy
Naruszanie osadów, zmiany brzegów i kanałów		
Tory wodne	0,05	0,10
Pogłębianie istniejących torów wodnych	0,05	0,10
Składowanie urobku bagrowanego	0,05	0,10
Inne zmiany powierzchniowych osadów	0,05	0,05
Zabudowa hydrotechniczna		
Pirsy, ostrogi	0,15	0,10
Zmiany kierunku przepływu - falochrony	0,15	0,25
Budowle osłonowe/blokujące	0,25	0,25
Nabrzeża, łamacze fal	0,30	0,30
Zmiany na brzegu		
Wzmacnianie brzegu trwałe (opaski)	0,25	0,10
Wzmacnianie brzegu nietrwałe (zasilanie)	0,05	0,05
Wały przeciwpowodziowe	---	0,05

(---) Brak danych.

W poniższych tabelach zamieszczono wyniki oceny stanu hydromorfologicznego poszczególnych jednolitych części wód w układzie dorzeczy Wisły i Odry, bez silnie zmienionych części wód, którym przypisano wartość oceny subGES według RDSM.

W tabelach łączne wartości „Zmian" dla obiektów liniowych odpowiadają wymaganiom kryterium D6C1 w odniesieniu do poszczególnych JCWP, natomiast łączna wartość naruszeń dna spełnia wymagania kryterium D6C2. Sumaryczna wartość **WskZm** odnosi się do kryterium D6C3.

Dorzecze Wisły

JCWP przejściowych Zalew Pucki – TWII WB2				
Powierzchnia [km^2]	111,13	Długość linii brzegowej [km]		52,94
Obiekty liniowe	Powierzchnia [km^2]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	**Zmiany** [km]
Zasilanie brzegu		1,3	0,08	0,10
Opaski brzegowe		21,960	0,20	4,392
			Łącznie	**4,492**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				8,50%
Ocena				**Stan dobry**

JCWP przejściowych Zatoka Pucka Zewnętrzna – TWII WB3				
Powierzchnia [km^2]	286,0	Długość linii brzegowej [km]		67,96
Powierzchniowe naruszenia dna	Powierzchnia [km^2]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	**Zmiany** [km^2]
Kotwicowiska	15		0,15	3
Składowiska urobku bagrowanego	2,5		0,19	1,25
Tor wodny	0,7	6	0,50	0,469
			Łącznie	**4,719**
Zmiana odporności				1,65%

Obiekty liniowe	Powierzchnia [km²]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	**Zmiany** [km]
Zasilanie brzegu		4,29	0,08	0,343
Opaski brzegowe		9,63	0,20	1,93
Falochrony		0,33	0,20	0,066
Ostrogi		0,58	0,20	0,035
Pomosty		0,400	0,20	0,08
			Łącznie	**2,45**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				3,61%
Ocena				**Stan dobry**

JCWP przejściowych Zatoka Gdańska Wewnętrzna – TWIV WB4				
Powierzchnia [km²]	710,28	Długość linii brzegowej [km]		130,21
Obiekty liniowe	Powierzchnia [km²]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]
Zasilanie brzegu		2,58	0,08	0,21
Opaski brzegowe		1,81	0,20	0,362
Ostrogi, progi		0,160	0,20	0,032
			Łącznie	**0,604**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				0,5%
Ocena				**Stan bardzo dobry**

JCWP wody przybrzeżne Mierzeja Wiślana CWI WB1				
Powierzchnia [km²]	41,33	Długość linii brzegowej [km]		49,16/2
Powierzchniowe zaburzenia dna				
	Powierzchnia [km²]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Wielkość zmian [km²]
Kotwicowiska	0		0,15	
Składowiska urobku bagrowanego	0		0,19	
Tor wodny	0		0,50	
			Łącznie	
			Zmiana odporności	
Obiekty liniowe				
Opaski brzegowe	0		0,20	
Falochrony	0		0,25	
Ostrogi	0		0,10	
Pomosty, mola			0,25	
			Łącznie	**0**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				0%
Ocena				**Stan bardzo dobry**

JCWP wody przybrzeżne Półwysep Hel CWI WB2				
Powierzchnia [km²]	70,15	Długość linii brzegowej [km]		39,94
Obiekty liniowe	Powierzchnia [km²]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]
Zasilanie brzegu		23,2	0,05	1,16

Opaski brzegowe		1,580	0,10	0,158
Ostrogi		12,300	0,10	1,23
			Łącznie	**3,94**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				9,85%
Ocena				**Stan dobry**

JCWP wody przybrzeżne Władysławowo - Jastrzębia Góra CWII WB4				
Powierzchnia [km^2]	17,438	Długość linii brzegowej [km]		9,49
Obiekty liniowe	Powierzchnia [km^2]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]
Opaski brzegowe		1,950	0,10	0,195
Falochrony			0,25	
Ostrogi			0,10	
Pomosty, mola			0,25	
			Łącznie	**0,195**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				2,05%
Ocena				**Stan bardzo dobry**

JCWP wody przybrzeżne Jastrzębia Góra - Rowy CWIII WB5				
Powierzchnia [km^2]	141,0	Długość linii brzegowej [km]		78,095
Obiekty liniowe	Powierzchnia [km^2]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]
Zasilanie brzegu		1,5	0,05	0,075
Opaski brzegowe		2,77	0,25	0,693
Ostrogi		0,4	0,15	0,06
			Łącznie	**0,828**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				1,06%
Ocena				**Stan bardzo dobry**

JCWP wody przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Wschód CWII WB6E				
Powierzchnia [km^2]	46,01	Długość linii brzegowej [km]		24,93
Obiekty liniowe	Powierzchnia [km^2]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]
Zasilanie brzegu		1,5	0,08	0,12
Wał ziemny/opaski		1,67	0,10	0,17
Ostrogi		1,6	0,10	0,16
			Łącznie	**0,49**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				1,96%
Ocena				**Stan bardzo dobry**

Dorzecze Odry

JCWP przejściowych Zalew Kamieński – TWI WB9				
Powierzchnia [km^2]	436,0	Długość linii brzegowej [km]		105,42
Obiekty liniowe	Pow. [km^2]	Długość [km]	Wsk. znaczenia	Zmiany [km]

Opaski brzegowe		1,253	0,50	0,627
Falochrony		0,961	0,40	0,384
Wały przeciw-powodziowe		2,486	0,13	0,323
Łącznie				**1,334**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				1,2%
Ocena				**Stan dobry**

JCWP wody przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Zachód CWII WB6W				
Powierzchnia [km²]	38,78	Długość linii brzegowej [km]		20,99
Obiekty liniowe	Pow. [km²]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]
Opaski brzegowe			0,20	
Falochrony			0,25	
Ostrogi		1,464	0,15	0,220
Pomosty, mola		0,127	0,10	0,013
Wały przeciw-powodziowe		0,270	0,05	0,013
			Łącznie	**0,246**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				1,2%
Ocena				**Stan bardzo dobry**

JCWP wody przybrzeżne Jarosławiec - Sarbinowo CWIII WB7				
Powierzchnia [km²]	98,58	Długość linii brzegowej [km]		53,538
Obiekty liniowe	Pow. [km²]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]
Zasilanie brzegu	0,02	1,1	0,08	0,09
Opaski brzegowe		15,517	0,10	1,55
Falochrony		0,751	0,25	0,19
Ostrogi		29,490	0,10	2,95
Wały przeciw-powodziowe		4,740	0,05	0,24
			Łącznie	**5,02**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				9,37%
Ocena				**Stan dobry**

JCWP wody przybrzeżne Sarbinowo - Dziwna CWII WB8				
Powierzchnia [km²]	153,67	Długość linii brzegowej [km]		83,438
Obiekty liniowe	Pow. [km²]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]
Zasilanie brzegu		9,1	0,08	0,728
Opaski brzegowe		15,621	0,10	1,562
Falochrony		1,055	0,25	0,388
Ostrogi		27,07	0,10	2,701
			Łącznie	**5,379**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				6,44%
Ocena				**Stan dobry**

JCWP wody przybrzeżne Dziwna – Świna CWIII WB9				
Powierzchnia [km²]	58,83	Długość linii brzegowej [km]		31,843
Obiekty liniowe	Pow. [km²]	Długość [km]	Wskaźnik znaczenia	Zmiany [km]

Zasilanie brzegu		0,55	0,08	0,044
Falochrony		0,165	0,25	0,41
Ostrogi		1,48	0,10	0,148
Pomosty, mola		0,165	0,25	0,41
			Łącznie	**1,012**
Sumaryczna zmiana odporności ekosystemu - **WskZm**				3,17%
Ocena				**Stan bardzo dobry**

Na obszarach otwartego morza trwałe straty fizyczne dna morskiego, zgodnie z wynikami analizy presji pochodzenia morskiego na wody morskie, o których mowa w rozdziałach 4.2 i 4.3, nie stanowią istotnego czynnika w ocenie, w związku, z czym Basenowi Bornholmskiemu, wschodniemu Basenowi Gotlandzkiemu i Basenowi Gdańskiemu można według kryterium D6C1przypisać stan GES.

Ocenę według kryterium D6C1 dla poszczególnych jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych oraz otwartego morza przestawiono w Tabela 2.2.29, zgodnie ze schematem kolorów odpowiednio dla oceny według RDW i RDSM.

Tabela 2.2.29. Ocena jednolitych części wód (JCWP) przejściowych i przybrzeżnych oraz otwartego morza według kryterium D6C1 (źródło danych PMŚ).

Ocena trwałych zmian		
JCWP	Ocena RDW	GES
JCWP wody przejściowe Zalew Pucki TWII WB2		
JCWP wody przejściowe Zatoka Pucka Zewnętrzna TWII WB3		
JCWP wody przejściowe Zatoka Gdańska Wewnętrzna TWIV WB4		
JCWP wody przybrzeżne Mierzeja Wiślana CWI WB1		
JCWP wody przybrzeżne Półwysep Hel CWI WB2		
JCWP wody przybrzeżne Władysławowo - Jastrzębia Góra CWII WB4		
JCWP wody przybrzeżne Jastrzębia Góra - Rowy CWIII WB5		
JCWP wody przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Wschód CWII WB6E		
JCWP wody przejściowe Zalew Kamieński TWI WB9		
JCWP wody przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Zachód CWII WB6W		
JCWP wody przybrzeżne Jarosławiec - Sarbinowo CWIII WB7		
JCWP wody przybrzeżne Sarbinowo - Dziwna CWII WB8		
JCWP wody przybrzeżne Dziwna – Świna CWIII WB9		
SZJCWP Ujście Wisły Przekop TWII WB5		
SZJCWP Zalew Wiślany TWI WB1		
SZJCWP Port Władysławowo CWI WB3		
SZJCWP Ujście Dziwny TWII WB6		
SZJCWP Ujście Świny TWII WB7		
SZJCWP Zalew Szczeciński TWI WB8		
Wody otwartego morza		
Basen Gdański		
wschodni Basen Gotlandzki		
Basen Bornholmski		

SZJCWP - silnie zmienione jednolite części wód powierzchniowych.

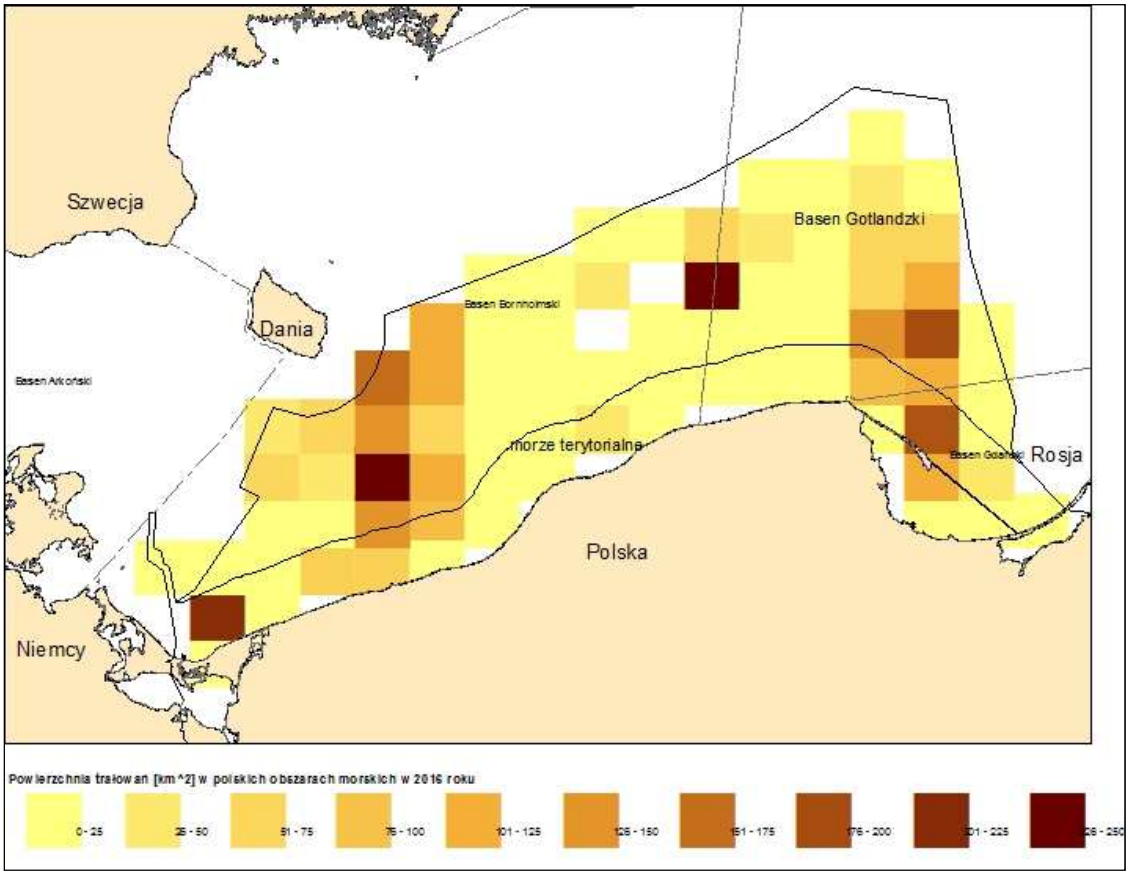
W przypadku jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych została wykorzystana informacja o powierzchni kotwicowisk, składowisk urobku bagrowanego i zasilaniu brzegu w odniesieniu do wielkości przybrzeżnej strefy aktywnej jako zakłóceniach dna morskiego (D6C2) (Tabela 2.2.30).

Tabela 2.2.30. Ocena jednolitych części wód (JCWP) przejściowych i przybrzeżnych morza według kryterium D6C2, oznaczona zgodnie ze schematem kolorów odpowiednio dla oceny według RDW oraz RDSM (źródło danych PMŚ).

Ocena zakłóceń		
JCWP	Ocena RDW	Ocean RDSM
JCWP przejściowe Zalew Pucki TWII WB2		
JCWP przejściowe Zatoka Pucka Zewnętrzna TWII WB3		
JCWP przejściowe Zatoka Gdańska Wewnętrzna TWIV WB4		
JCWP przybrzeżne Mierzeja Wiślana CWI WB1		
JCWP przybrzeżne Półwysep Hel CWI WB2		
JCWP przybrzeżne Władysławowo - Jastrzębia Góra CWII WB4		
JCWP przybrzeżne Jastrzębia Góra - Rowy CWIII WB5		
JCWP przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Wschód CWII WB6E		
JCWP przejściowe Zalew Kamieński TWI WB9		
JCWP przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Zachód CWII WB6W		
JCWP przybrzeżne Jarosławiec - Sarbinowo CWIII WB7		
JCWP przybrzeżne Sarbinowo - Dziwna CWII WB8		
JCWP przybrzeżne Dziwna – Świna CWIII WB9		

Dla strefy otwartego morza jednym ze wskaźników podstawowych możliwych do wykorzystania w ocenie według kryterium D6C2 jest zasięg przestrzenny i rozkład presji fizycznych zakłóceń dna morskiego wyznaczony na podstawie dostępnych danych o trałowaniu dna morskiego. Zgodnie z zestawieniem presji pochodzenia morskiego na wody morskie (rozdział 4) jest to najważniejszy element presji na dno morskie. Przedstawiony w rozdziale 4 nakład połowowy w poszczególnych kwadratach ICES nie odnosi się jednak do powierzchni dna poddanego zaburzeniom w wyniku trałowania.

W ramach opracowywania aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich podjęto próbę oszacowania wskaźnika zasięgu przestrzennego i rozkładu presji fizycznych zakłóceń dna morskiego zgodnie z decyzją 2017/848. Na podstawie danych z Centrum Monitorowania Rybołówstwa przetestowano rozkład powierzchni dna poddanego trałowaniu włokiem dennym w 2016 r. Dysponując danymi o położeniu jednostki trałującej oraz czasem trałowania i informacją o rodzaju narzędzia połowowego przyjmując do obliczeń szerokość wlotu włoka jako 15 m oraz prędkość trałowania 3, węzły wyznaczono prawdopodobną sumaryczną powierzchnię trałowania w poszczególnych kwadratach ICES w 2016 r. (Rys. 2.2.29).

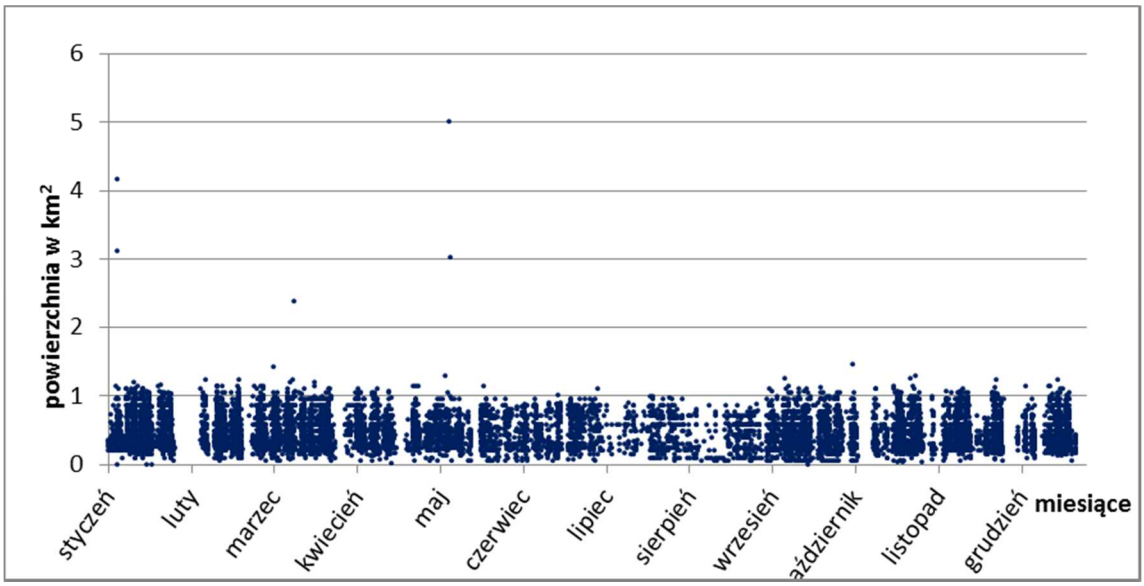


Rys. 2.2.29. Powierzchnia trałowania włokiem dennym w obrębie POM w 2016 r.

Ocenę intensywności połowowej w 2016 r. przedstawiono na Rys. 2.2.30. Z wykresu wynika, że przeciętnie w ciągu roku powierzchnia dna poddanego trałowaniu podczas każdego z rejsów była mniejsza niż 1 km^2. Pomimo tego, kwestią otwartą jest skumulowanie wielu rejsów w obrębie poszczególnych kwadratów, co może być oceniane negatywnie jako częste naruszenie dna.

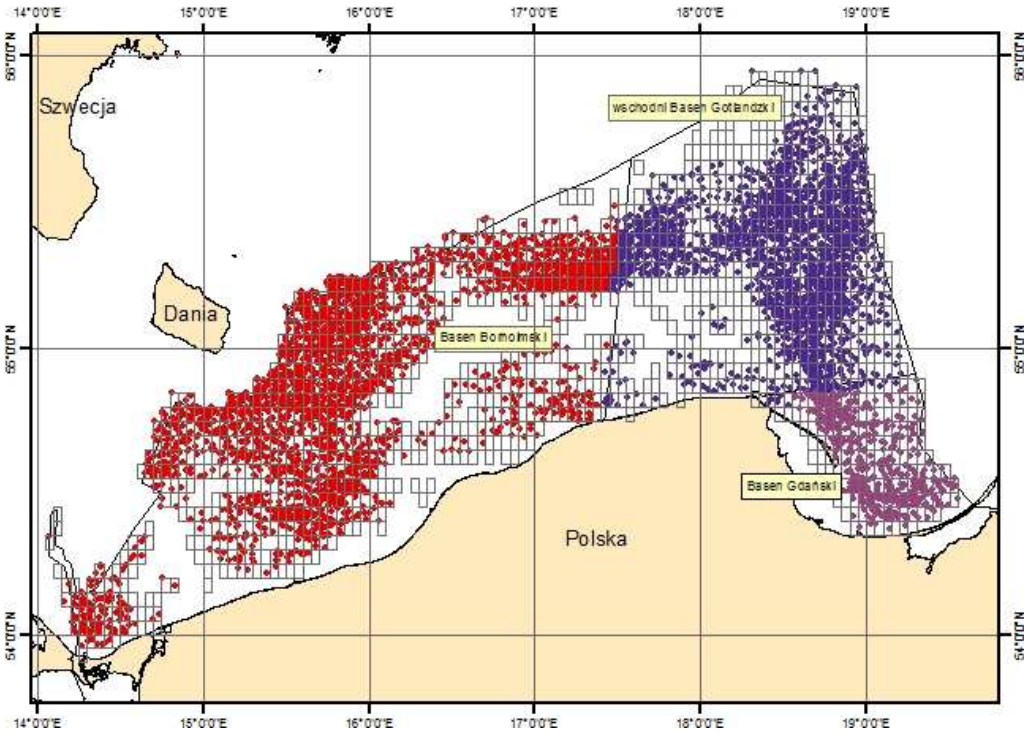
Biorąc pod uwagę, że powyższe oszacowanie obarczone jest dużym błędem, do oceny wykorzystano dane przygotowane przez ICES na potrzeby oceny holistycznej HELCOM HOLAS II i opublikowane w raporcie technicznym (ICES 2017). Raport został przygotowany w 2015 r. zgodnie z metodą opracowaną przez Eigaard'a O. R. i in. (2015) i przedstawioną w raporcie technicznym z 2016 r. (ICES 2016) z uwzględnieniem danych z 2016 r. uzupełnionych przez państwa nadbałtyckie w ramach procesu aktualizacji oceny.

Dane przestrzenne o intensywności połowowej, jako presji na dno morskie w c-kwadratach o rozmiarach 0,05 × 0,05 stopnia, zostały opracowane zgodnie z metodą opisaną przez Eigaard'a i in. (2016) dla różnych narzędzi połowowych. Do wyznaczenia powierzchni dna wykorzystano dane z dzienników pokładowych oraz dane o pozycji statków rybackich z systemu VMS (ang. vessel monitoring system) (ICES 2017). Wyznaczono zarówno bezwzględną powierzchnię poddaną trałowaniu, jak też stosunek tej powierzchni do powierzchni c-kwadratów określany jako wartość względną SAR (swept area ratio) osobno dla każdego narzędzia połowowego oraz sumaryczną. Dane dotyczyły powierzchni o głębokości penetracji dna poniżej 2 cm (surface) oraz większej od 2 cm (subsurface) przez narzędzie połowowe (rys. 2.2.30).

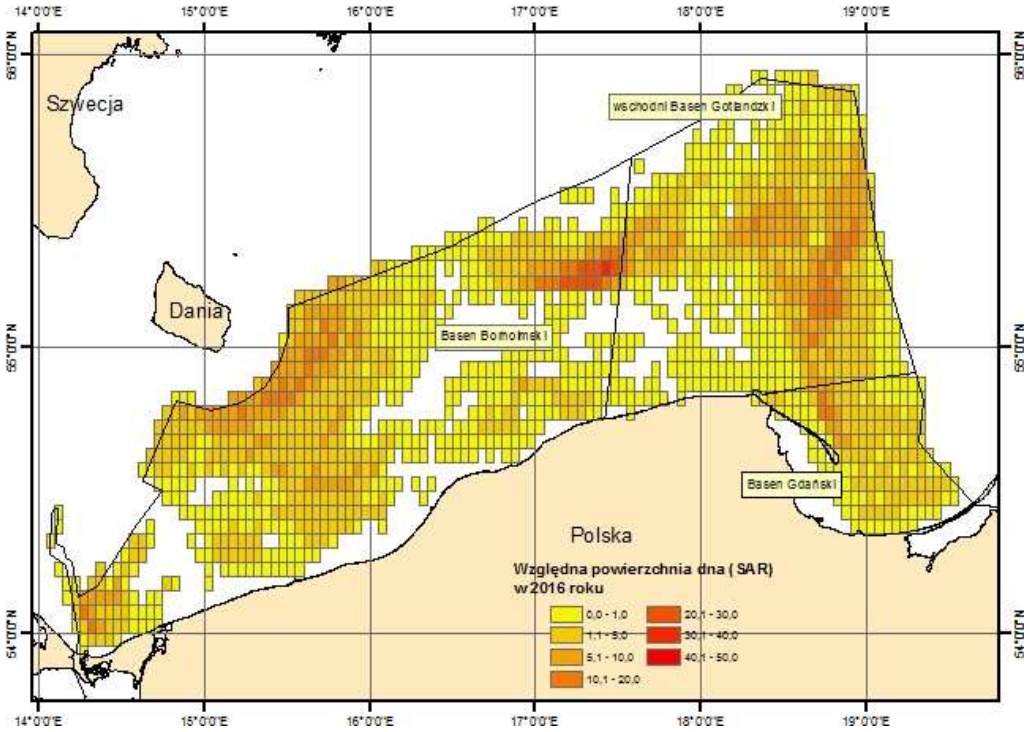


Rys. 2.2.30. Powierzchnia naruszonego dna podczas poszczególnych rejsów połowowych w ciągu 2016 r.

Intensywność połowową w latach 2011-2016 wyznaczoną na podstawie powyższych danych przedstawiono na Rys. 2.2.31, z kolei przykład względnego naruszenia dna w 2016 r. na Rys. 2.2.32. Główne obszary występowania presji, zarówno pod względem intensywności połowów, jak i względnej powierzchni SAR, często przekraczającej dziesięciokrotnie powierzchnię c-kwadratów, znajdują się w zachodniej części Basenu Bornholmskiego, północno-wschodniej części wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz w obszarze Basenu Gdańskiego i częściowo jego wód przybrzeżnych.



Rys. 2.2.31. Intensywność połowowa (podpowierzchniowe trałowanie denne) w latach 2011-2016 w poszczególnych basenach w obrębie POM. Kropki oznaczają częstość występowania jednostkowego trałowania dennego. Kolory oznaczają trałowanie w odpowiednim basenie.



Rys. 2.2.32. Względna powierzchnia dna (SAR) poddanego trałowaniu powierzchniowemu z użyciem różnych narzędzi połowowych w 2016 r. na obszarze POM.

Tabela 2.2.31. Średnie wartości powierzchniowego i podpowierzchniowego SAR w obrębie poszczególnych basenów w POM w kolejnych latach oceny.

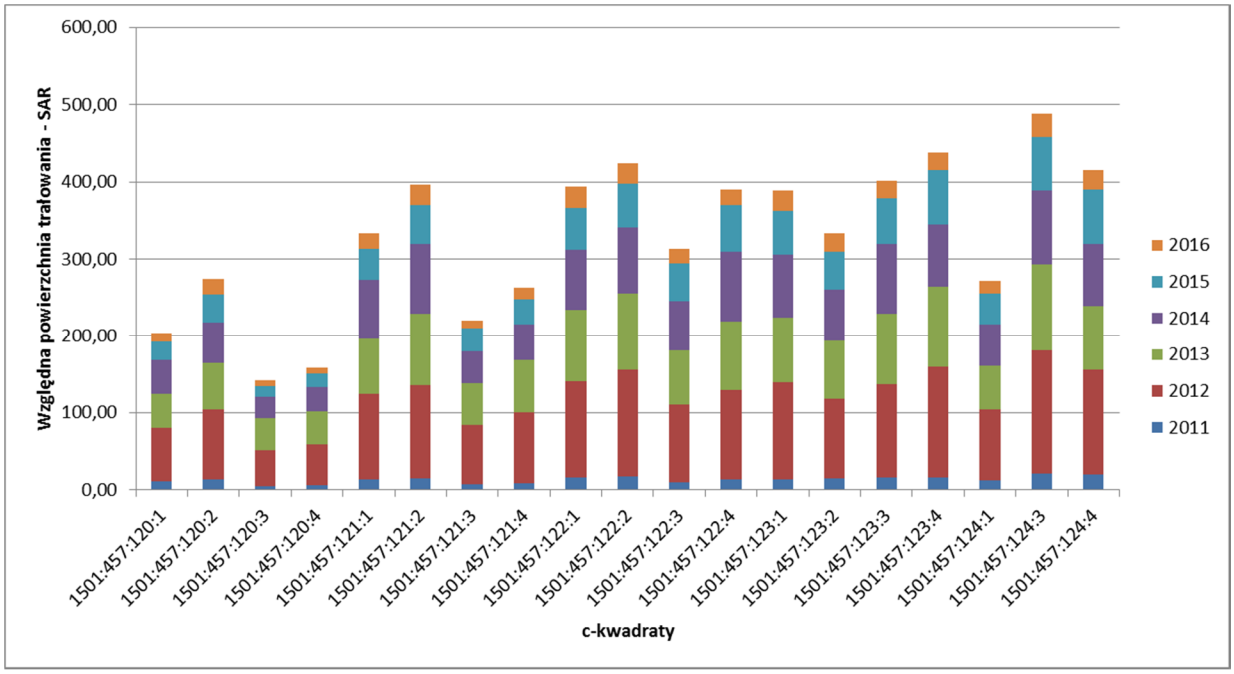
Rok/basen	SurfaceSAR	Subsurface
2011	**2,33**	**0,18**
Bornholmski	2,14	0,16
Gdański	1,42	0,09
wschodni Gotlandzki	2,83	0,22
2012	**3,68**	**0,28**
Bornholmski	3,91	0,30
Gdański	2,96	0,21
wschodni Gotlandzki	3,55	0,28
2013	**3,33**	**0,26**
Bornholmski	3,27	0,25
Gdański	3,73	0,28
wschodni Gotlandzki	3,31	0,26
2014	**3,35**	**0,26**
Bornholmski	3,92	0,30
Gdański	2,69	0,19
wschodni Gotlandzki	2,74	0,21
2015	**3,03**	**0,23**
Bornholmski	3,18	0,24
Gdański	2,24	0,17
wschodni Gotlandzki	3,02	0,24

2016	**2,57**	**0,20**
Bornholmski	2,67	0,21
Gdański	1,68	0,12
wschodni Gotlandzki	2,68	0,21
Średnia dla okresu 2011- 2016	**3,29**	**0,25**

W Tabela 2.2.31 przedstawiono średnie wartości SAR w kolejnych latach w poszczególnych basenach, natomiast rozkład SAR w kolejnych latach dla wszystkich c-kwadratów przedstawiono na Rys. 2.2.34. Analizując dane, zwraca uwagę znaczne skupienie intensywności połowowej w kilkunastu c-kwadratach, gdzie miały miejsce nieliczne, ale za to bardzo intensywne połowy z użyciem narzędzi do trałowania (Rys. 2.2.33). Kwadraty te znajdują się w rejonie pomiędzy 17,2 a 17,48 stopniem długości geograficznej wschodniej i pomiędzy 55,23 a 55,27 szerokości geograficznej północnej, na północ od Ławicy Słupskiej.

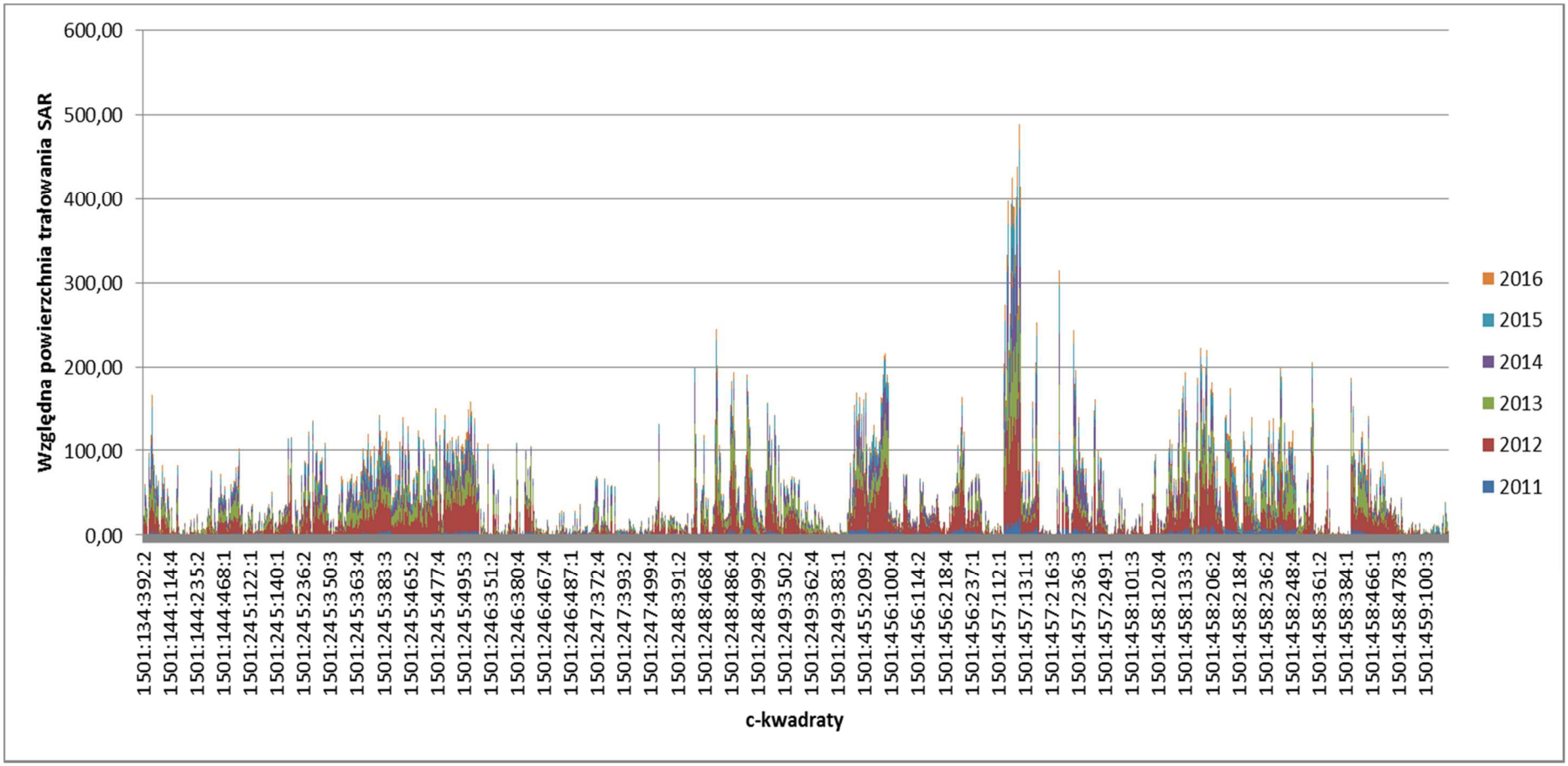
Zwraca uwagę także fakt, że tak duża powierzchnia dna była poddana skumulowanej presji podczas zaledwie kilku rejsów w każdym roku:

Rok	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**
Liczba rejsów	1,00	5,00	4,00	3,00	2,00	1,00



Rys. 2.2.33. Względna powierzchnia trałowania powierzchniowego – SAR w wybranych c-kwadratach Basenu Bornholmskiego w latach 2011-2016 w obrębie POM.

W związku z brakiem wartości progowych ustalonych na poziomie unijnym i regionalnym, a także zastrzeżeniami ICES, co do dokładności wykonanych obliczeń (ICES 2017) nie uwzględniono w końcowej ocenie kryterium D6C2 w odniesieniu do obszarów otwartego morza.



Rys. 2.2.34. Względna powierzchnia trałowania SAR we wszytkich c-kwadratach w okresie 2011-2016 w POM.

Porównanie ze wstępną oceną za lata 2005-2010

Ze względu na różnice metodologiczne odnoszące się do wskaźników wykorzystanych do przeprowadzenia oceny, sposobu integracji wyników wskaźników w ramach ocenianych akwenów i JCWP nie ma możliwości odniesienia wyników bieżącej oceny do wyników oceny wstępnej z lat 2005-2010.

Wiarygodność oceny integralności dna morskiego

Wiarygodność oceny w zakresie kryterium D6C1 i D6C2, dla których wyznaczono obszary utraty lub naruszania dna są bardzo różne. O ile w pierwszym przypadku można uznać, że dokonana inwentaryzacja trwałych obiektów infrastruktury hydrotechnicznej dla JCWP jest wiarygodna, to w drugim przypadku metoda oszacowania naruszenia dna obszarów otwartego morza nie została uzgodniona na szczeblu regionalnym i należy ją ocenić jako niską ze względu na brak odniesienia do siedlisk bentosowych.

Ocenę kryterium D6C3 zgodnie z zastosowana metodą wyznaczania wskaźnika zmian odporności ekosystemu dla JCWP można uznać za wysoką.

Wyniki oceny wiarygodności ocen stanu środowiska poszczególnych obszarów zamieszczono w Tabela 2.2.32. Ocenę dla polskich wód przybrzeżnych w rozumieniu podziału HOLAS II podano łącznie dla wszystkich JCWP.

Tabela 2.2.32. Wyniki oceny wiarygodności ocen dla poszczególnych ocenianych obszarów.

Wiarygodność obszaru oceny	Basen Bornholmski		Wschodni Basen Gotlandzki		Basen Gdański		Polskie wody przybrzeżne	
Łączna ocena kryterium D6C1 i D6C2								
Czasowa	1	1	1	1	1	1	1	1
Przestrzenna	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1
Klasyfikacji	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1	1
Metodyki	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1	1
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	średnia	średnia	średnia	średnia	średnia	średnia	wysoka	wysoka
Kryterium D6C3								
Czasowa	1	1	1	1	1	1	1	1
Przestrzenna	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1	1
Klasyfikacji	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1	1
Metodyki	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1	1
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	średnia	średnia	średnia	średnia	średnia	średnia	wysoka	wysoka
Wiarygodność oceny (WO)	0,625		0,625		0,625		1	

Cecha D7 - Trwała zmiana warunków hydrograficznych

Trwała zmiana warunków hydrograficznych nie ma niekorzystnego wpływu na ekosystemy morskie.

Zgodnie z decyzją 2017/848 dla cechy D7 ustalone są dwa kryteria mające charakter drugorzędny.

Kryterium	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Skala oceny
D7C1 - drugorzędne	Zasięg przestrzenny i rozkład trwałych zmian warunków hydrograficznych (np. zmian aktywności fal, prądów, zasolenia, temperatury) dna morskiego i słupa wody związanych w szczególności z fizyczną utratą naturalnego dna morskiego.	*Skala oceny*: Jak stosowana w przypadku oceny ogólnych typów siedlisk bentosowych w ramach cech D1 i D6. *Zastosowanie kryteriów*: Wyniki oceny kryterium D7C1 (rozkład i oszacowanie zasięgu zmian hydrograficznych) są wykorzystywane do oceny kryterium D7C2. Wyniki oceny kryterium D7C2 (oszacowanie zasięgu negatywnych skutków na typ siedliska w każdym ocenianym obszarze) wnoszą wkład w ocenę kryterium D6C5.
D7C2 - drugorzędne	Zasięg przestrzenny każdego negatywnie dotkniętego siedliska bentosowego (właściwości fizyczne i hydrograficzne oraz związane z nimi zbiorowiska biologiczne) ze względu na stałe zmiany warunków hydrograficznych.	

Zasięg przestrzenny i rozkład trwałych zmian warunków hydrograficznych (np. zmian aktywności fal, prądów, zasolenia, temperatury) dna morskiego i słupa wody związanych w szczególności z fizyczną utratą naturalnego dna morskiego (D7C1), w przypadku Polski dotyczy przede wszystkim obszarów wód przybrzeżnych i przejściowych, co jest praktycznie tożsame z oceną dla cechy D6 i kryterium D6C1. Zgodnie z decyzją 2017/848 wyniki oceny kryterium D6C1 (rozkład i oszacowanie rozmiarów strat fizycznych) są wykorzystywane do oceny kryterium D7C1. W związku z tym dla poszczególnych jednostek raportowych przyjęto taką samą ocenę jak dla kryterium D7C1.

Ocena dla cechy według kryterium D7C2 – zasięg przestrzenny każdego negatywnie dotkniętego siedliska bentosowego (właściwości fizyczne i hydrograficzne oraz związane z nimi zbiorowiska biologiczne) praktycznie jest tożsama z oceną według kryterium D6C3.

Dla cechy D7 państwa członkowskie UE nie ustanowiły wartości progowych dla negatywnych skutków trwałych zmian warunków hydrograficznych w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej, co skutkuje brakiem oceny ilościowej.

Cecha D8 - Stężenie substancji zanieczyszczających utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia.

Zgodnie z decyzją 2017/848 dla cechy D8 wytypowano cztery kryteria, z których dwa mają charakter podstawowy, czyli muszą zostać uwzględnione w ocenie stanu środowiska, natomiast dwa kolejne należą do kryteriów drugorzędnych, których zastosowanie musi być uzasadnione (Tabela 2.2.33).

Tabela 2.2.33. Kryteria oceny dla cechy D8.

Cecha	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Skala oceny
D8 - stężenie substancji zanieczyszczających utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia	D8C1		W obrębie wód przybrzeżnych i terytorialnych oraz poza wodami terytorialnymi stężenia substancji zanieczyszczających nie przekraczają określonych wartości progowych, przy czym rekomendacje dotyczące substancji podlegających monitorowaniu w określonych obszarach, jak i wartości progowych zostały opisane w decyzji 2017/848.	*Skala oceny:* — w obrębie wód przybrzeżnych i terytorialnych, jak stosowane na podstawie RDW, — poza wodami terytorialnymi podrejony regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe.
		D8C2	Zdrowie gatunków i stan siedlisk (skład gatunkowy siedlisk i względna liczebność w lokalizacjach długotrwale zanieczyszczonych) nie zostały negatywnie dotknięte z powodu substancji zanieczyszczających, w tym poprzez skutki kumulacyjne i synergiczne. Państwa członkowskie UE określają te negatywne skutki i ich wartości progowe w ramach współpracy regionalnej.	
	D8C3		Zasięg przestrzenny i czas trwania znaczących zanieczyszczeń o charakterze nagłym jest minimalizowany, przy czym znaczące zanieczyszczenia o charakterze nagłym z udziałem substancji	Na szczeblu regionalnym lub lokalnym, podzielone w razie potrzeby przez granice krajowe.

			zanieczyszczających są zdefiniowane w art. 2 pkt 2 dyrektywy 2005/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 7 września 2005 r. w sprawie zanieczyszczeń pochodzących ze statków oraz wprowadzenia sankcji, w przypadku naruszenia prawa (Dz. Urz. UE L 255, 30.09.2005, str. 11, z późn. zm.).	
		D8C4	Negatywne skutki znaczących zanieczyszczeń o charakterze nagłym na zdrowie gatunków i stan siedlisk (skład gatunkowy i względna liczebność) są minimalizowane i w miarę możliwości eliminowane – kryterium, które należy uruchomić do stosowania w przypadku wystąpienia znaczących zanieczyszczeń o charakterze nagłym.	Jak stosowana w przypadku oceny grup gatunków lub ogólnych typów siedlisk bentosowych w ramach cech D1 i D6.

Ocena stanu środowiska obszarów Morza Bałtyckiego pozostających pod jurysdykcją Polski została przeprowadzona w zakresie dwóch kryteriów podstawowych: D8C1 i D8C3 i jednego kryterium drugorzędnego D8C2. Nie przeprowadzono oceny stanu środowiska w zakresie kryterium D8C4, ze względu na brak danych dotyczących skutków zanieczyszczeń o charakterze nagłym, które miały miejsce w okresie objętym oceną.

Kryterium D8C1

Ocenę w zakresie cechy 8, kryterium D8C1 przeprowadzono bazując na danych dla wskaźników (stężeń substancji w określonych matrycach) wytypowanych podczas testowania przeprowadzonego na potrzeby dokonania aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego. Wszystkie substancje zostały przypisane do odpowiednich obszarów oceny, w których te dane zostały pozyskane. Ocenę stanu środowiska przeprowadzono w obszarach wód przybrzeżnych i przejściowych oraz w obszarach morza otwartego.

Obszar wód przybrzeżnych i przejściowych

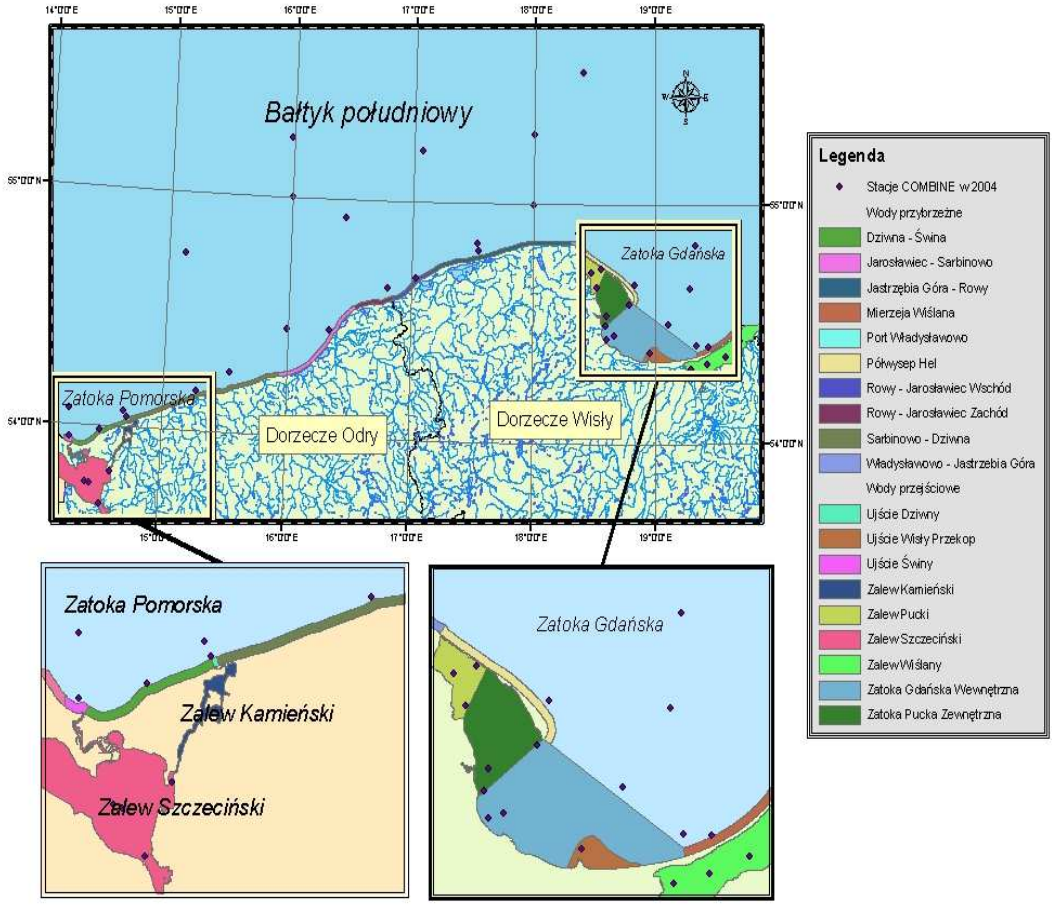
W obszarach wód przybrzeżnych i przejściowych wykorzystano ocenę stanu środowiska przeprowadzoną zgodnie z wymogami RDW w dziewiętnastu JCWP, w tym dziesięciu przybrzeżnych i dziewięciu przejściowych (Tabela 2.2.34, Rys. 2.2.35). W przypadku ocen z lat innych niż z roku 2016 oceny są dziedziczone i zostały przeprowadzone zgodnie z obowiązującymi wówczas zasadami.

Tabela 2.2.34. Lista JCWP uwzględnionych w ocenie.

Lp.	Nazwa obszaru oceny (podakwen Morza Bałtyckiego) w POM	Kod obszaru oceny	Typ wód (JCWP)
1.	Zalew Szczeciński	PL TWI WB8	JCWP - wody przejściowe
2.	Zalew Kamieński	PL TWI WB9	JCWP - wody przejściowe
3.	Ujście Świny	PL TWV WB7	JCWP - wody przejściowe
4.	Ujście Dziwny	PL TWV WB6	JCWP - wody przejściowe
5.	Dziwna - Świna	PL CWIII WB9	JCWP - wody przybrzeżne
6.	Sarbinowo - Dziwna	PL CWII WB8	JCWP - wody przybrzeżne
7.	Jarosławiec - Sarbinowo	PL CWIII WB7	JCWP - wody przybrzeżne
8.	Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TWIII WB3	JCWP - wody przejściowe
9.	Ujście Wisły Przekop	PL TWV WB5	JCWP - wody przejściowe
10.	Rowy - Jarosławiec Wschód	PL CWII WB6E	JCWP - wody przybrzeżne
11.	Władysławowo - Jastrzębia Góra	PL CWII WB4	JCWP - wody przybrzeżne
12.	Port Władysławowo	PL CWI WB3	JCWP - wody przybrzeżne
13.	Półwysep Hel	PL CWI WB2	JCWP - wody przybrzeżne
14.	Mierzeja Wiślana	PL CWI WB1	JCWP - wody przybrzeżne
15.	Zalew Pucki	PL TWII WB2	JCWP - wody przejściowe
16.	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PL TWIV WB4	JCWP - wody przejściowe
17.	Rowy - Jarosławiec Zachód	PL CWII WB6W	JCWP - wody przybrzeżne
18.	Jastrzębia Góra - Rowy	PL CWIII WB5	JCWP - wody przybrzeżne
19.	Zalew Wiślany	PL TWI WB1	JCWP - wody przejściowe

W ocenie uwzględniono substancje szczególnie szkodliwe - specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne, które wykorzystano również do oceny potencjału ekologicznego (3.6), substancje priorytetowe (4.1) oraz inne substancje zanieczyszczające, które wykorzystano do oceny stanu chemicznego (4.2). Dane do oceny pochodziły z lat 2011 – 2016. Wykaz wszystkich substancji wykorzystanych do oceny stanu środowiska obszarów wód przybrzeżnych i przejściowych w poszczególnych obszarach zamieszczono w kolejnych tabelach (Tabela 2.2.35 – Tabela 2.2.66), gdzie podano również matryce w jakich dane substancje były analizowane oraz wartości graniczne dla poszczególnych substancji. Wartości graniczne dla grupy: substancje szczególnie szkodliwe - specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyjęto zgodnie z załącznikiem nr 6 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dokumentem źródłowym w odniesieniu do wartości granicznych dla substancji priorytetowych (ustanawiająca środowiskowe normy jakości – EQS) jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. UE L 226 z 24.08.2013, str. 1), zwana dalej „dyrektywą 2013/39/UE".

Wyniki oceny przedstawiono w postaci tabelarycznej dla każdego obszaru jednolitych części wód, z wyjątkiem obszarów Port Władysławowo i Rowy – Jarosławiec Zachód, dla których nie przeprowadzono oceny dla żadnej z grup substancji ze względu na brak danych dla okresu objętego oceną. Dla obszarów Ujście Wisły Przekop i Mierzeja Wiślana ocena obejmuje tylko grupy substancji - specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Ocenę przedstawiono również w postaci graficznych diagramów wskazując na liczbę wskaźników (substancji w odpowiednich matrycach) przypisanych do odpowiedniej klasy w przypadku grupy substancji (specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne) oraz liczbę wskaźników (substancji w odpowiednich matrycach), które spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego oraz liczbę tych, które tego wymogu nie spełniają.



Rys. 2.2.35. Jednolite części wód przybrzeżnych i przejściowych w polskiej strefie Bałtyku (Osowiecki i in. 2012).

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska Zalewu Szczecińskiego** w tym zakresie, przy czym 14 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 9 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.35, Rys. 2.2.36).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) tylko polibromowane difenyloetery, rtęć i heptachlor w organizmach wskazują na stan chemiczny poniżej dobrego, pozostałe substancje spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.36, Rys. 2.2.36).

Tabela 2.2.35. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	0,009	2	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,001	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,04	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	0,2	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	< 0,001	1	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	< 0,001	1	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,02	2	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,01	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,0011	2	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	< 0,05	1	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,004	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	< 0,015	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	< 0,015	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	< 0,01	1	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	< 0,002	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	< 0,001	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	< 0,0005	1	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	< 0,01	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	< 0,01	1	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	< 0,0005	1	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,3	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0002	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	<0,01	1	2016

(<) Oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności.

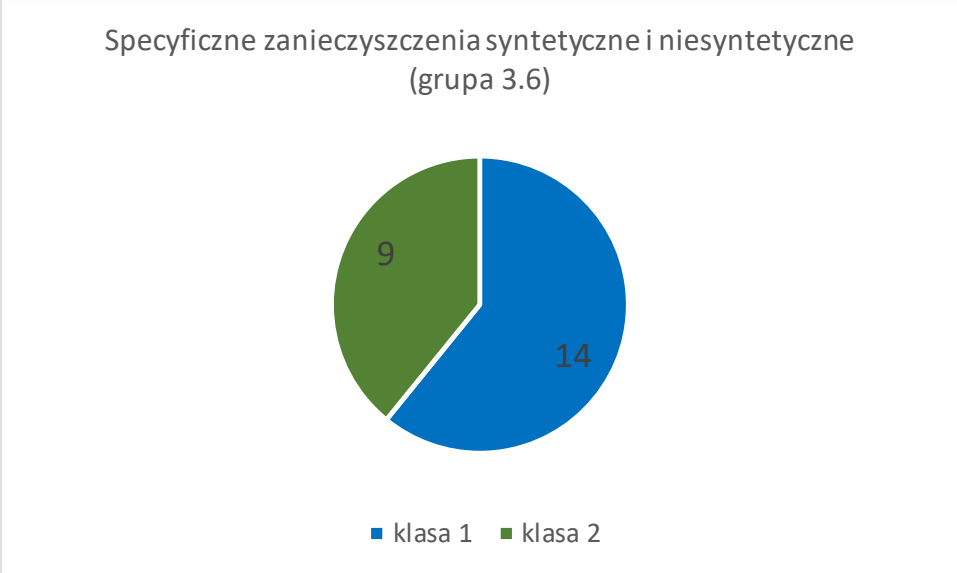
Tabela 2.2.36. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

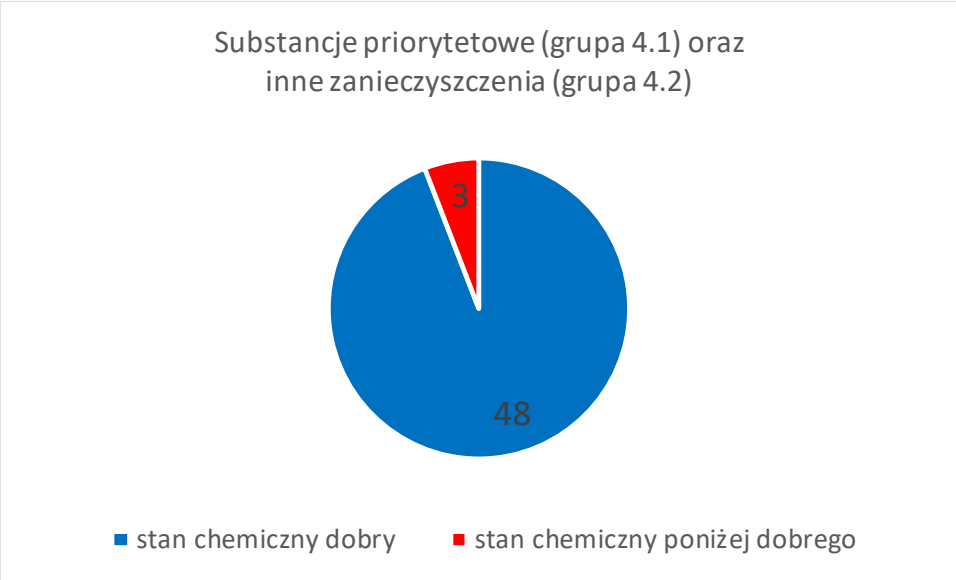
Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	0,0006	0,001	1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,18	<0,18	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	biota	0,0085		µg/kg m. m.	0,0136		> 1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00005	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	0,03	0,09	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,1	0,1	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,005	<0,005	1	2011*
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,25		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,25		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,1		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,06	<0,06	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	0,0002	0,001	1	2016
Fluoranten	biota	30		µg/kg m. m.	5		1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0030	0,0050	1	2011*
Heksachlorobenzen (HCB)	biota	10		µg/kg m. m.	0,38		1	2016
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		<0,001	1	2011*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0006	0,0018	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,09	<0,09	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,36	<0,36	1	2016
Rtęć i jej związki	biota	20		µg/kg m. m.	41,5		> 1	2016
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		<0,013	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,087	<0,087	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	1,5	2,5	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	0,013	0,043	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	0,001		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
Benzo(a)piren	biota	5		µg/kg m. m.	<1,5		1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1,7x10^{-4}$	0,027	µg/l	<0,001	<0,001	1	2011*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2011*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2011*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8,2x10^{-4}$	µg/l		0,001	1	2011*
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,3	<0,3	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	<0,00005	<0,00005	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,001		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<0,5		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,005		1	2016
Dikofol	biota	33		µg/kg m. m.	<10		1	2016
Kwas perfluorooktanosulfonowy (PFOS)	biota	9,1		µg/kg m. m.	4,4		1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Dioksyny	biota	0,0065		µg/kg m. m.	0,0025		1	2016
Heksabromocyklododekan	biota	167		µg/kg m. m.	0,037		1	2016
Heptachlor	biota	0,0067		µg/kg m. m.	0,046		> 1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<0,5		1	2016
SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,001		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	0,0014		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	0,004		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
* - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.36. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zalewu Szczecińskiego w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Zalew Kamieński

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska Zalewu Kamieńskiego** w tym zakresie, przy czym 16 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 7 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.37, Rys. 2.2.37).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) wszystkie substancje były analizowane w wodzie i spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.38, Rys. 2.2.37).

Tabela 2.2.37. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	<0,015	1	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,001	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,04	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	0,2	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,001	1	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,001	1	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	<0,005	1	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,001	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,001	2	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	<0,05	1	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,006	2	2016

Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,015	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,015	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	<0,01	1	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	<0,002	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	<0,001	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	<0,0005	1	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	<0,01	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	<0,01	1	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	<0,0005	1	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,3	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0002	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	<0,01	1	2016

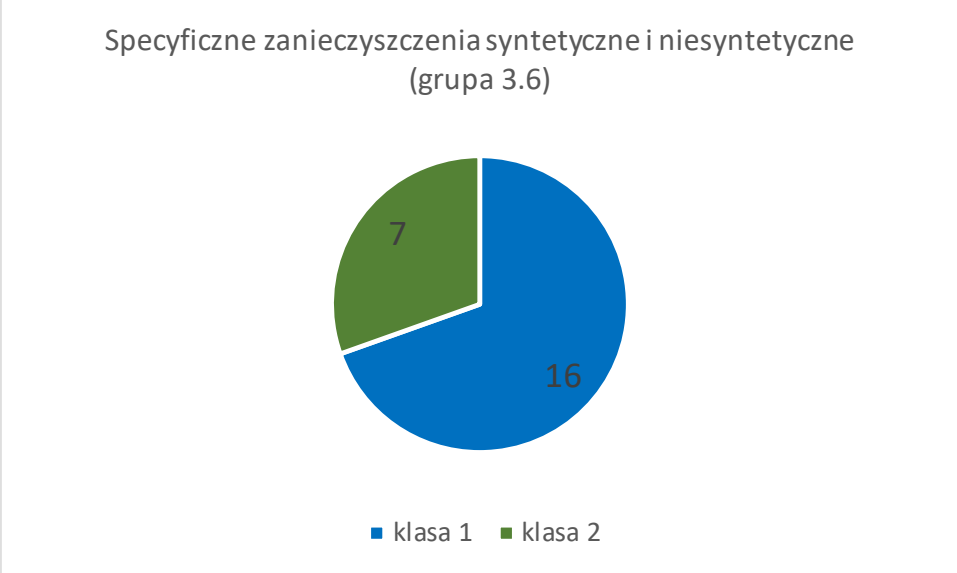
(<) Oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności.

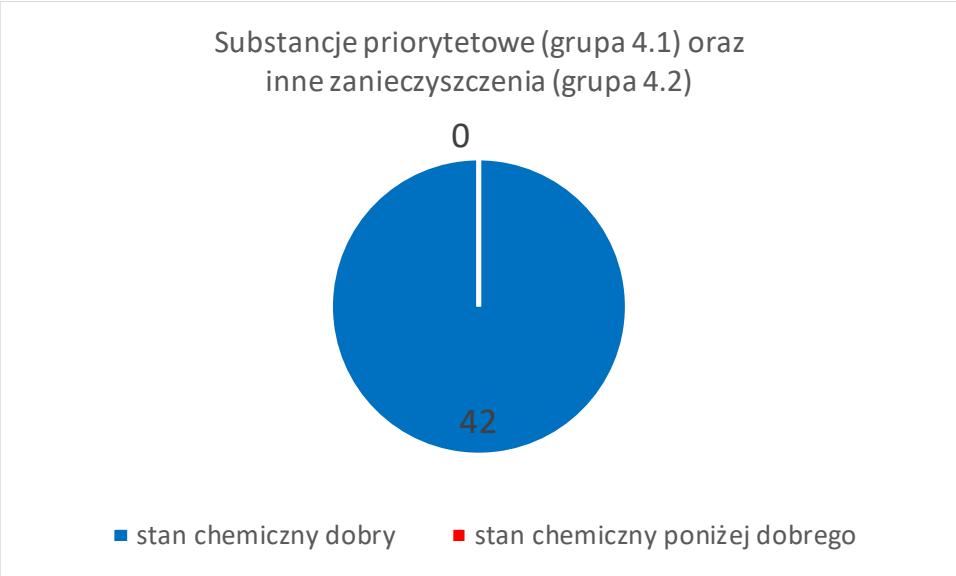
Tabela 2.2.38. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	0,0006	0,001	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,18	<0,18	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00005	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	0,03	0,08	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,1	0,1	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,005	<0,005	1	2012*
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,25		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,25		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,1		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,06	<0,06	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	0,00009	0,00024	1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0035	0,0045	1	2012*
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		<0,001	1	2012*
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		<0,03	1	2012*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0006	0,0024	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,09	<0,09	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	0,2	0,6	1	2016
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		0,02	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,087	<0,087	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	1,5	2,6	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	0,020	0,100	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	0,001		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1{,}7 \times 10^{-4}$	0,027	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2 \times 10^{-4}$	µg/l		0,0008	1	2012*

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,3	<0,3	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	<0,00005	<0,00005	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,001		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<0,5		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,005		1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<0,5		1	2016
SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,001		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	0,0007		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	0,001		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
* - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.37. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zalewu Kamieńskiego w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Ujście Świny

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Ujście Świny** w tym zakresie, przy czym 13 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 10 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.39, Rys. 2.2.38).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) wszystkie substancje były analizowane w wodzie i spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (
Tabela 2.2.40, Rys. 2.2.38).

Tabela 2.2.39. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	<0,015	1	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,001	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,001	1	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,001	1	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,06	2	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,004	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,0013	2	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,043	2	2016

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,004	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,015	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,015	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	<0,01	1	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	0,0014	2	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	<0,001	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	<0,0005	1	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	<0,01	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	<0,01	1	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	<0,0005	1	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,4	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0002	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	<0,01	1	2016

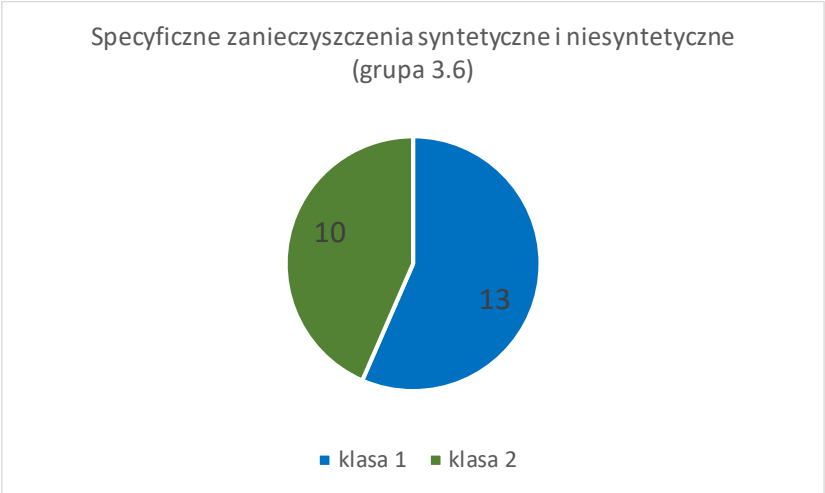
(<) Oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności.

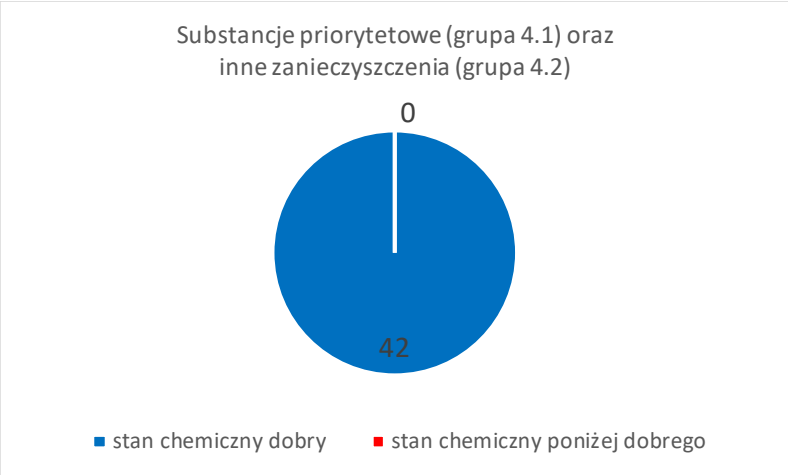
Tabela 2.2.40. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	0,0007	0,001	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,18	<0,18	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00005	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	0,1	0,3	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,1	0,2	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,005	<0,005	1	2012
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,25		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,25		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,1		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,06	0,2	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	0,0003	0,002	1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0010	0,0016	1	2012*
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		<0,001	1	2012*
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		<0,03	1	2012*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0006	0,0026	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,09	<0,09	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	0,27	1,3	1	2016
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		0,02	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,087	<0,087	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	0,8	1,8	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	0,011	0,033	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	0,001		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1,7x10^{-4}$	0,027	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8,2x10^{-4}$	µg/l		0,0006	1	2012*
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,3	<0,3	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	<0,00005	<0,00005	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,001		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<0,5		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,005		1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<0,5		1	2016
SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,001		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	0,0014		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	0,004		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*)
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
* - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.38. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Ujścia Świny w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Ujście Dziwny

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Ujście Dziwny** w tym zakresie, przy czym 13 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 10 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.41, Rys. 2.2.39).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) wszystkie substancje były analizowane w wodzie i spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.42, Rys. 2.2.39).

Tabela 2.2.41. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	0,010	2	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,001	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,001	1	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,001	1	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	<0,005	2	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,002	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,0013	2	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,037	2	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,005	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,015	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,015	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	<0,01	1	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	<0,002	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	<0,001	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	<0,0005	1	2016

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	<0,01	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	<0,01	1	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	<0,0005	1	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,4	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0002	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	<0,01	1	2016

(<) Oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności.

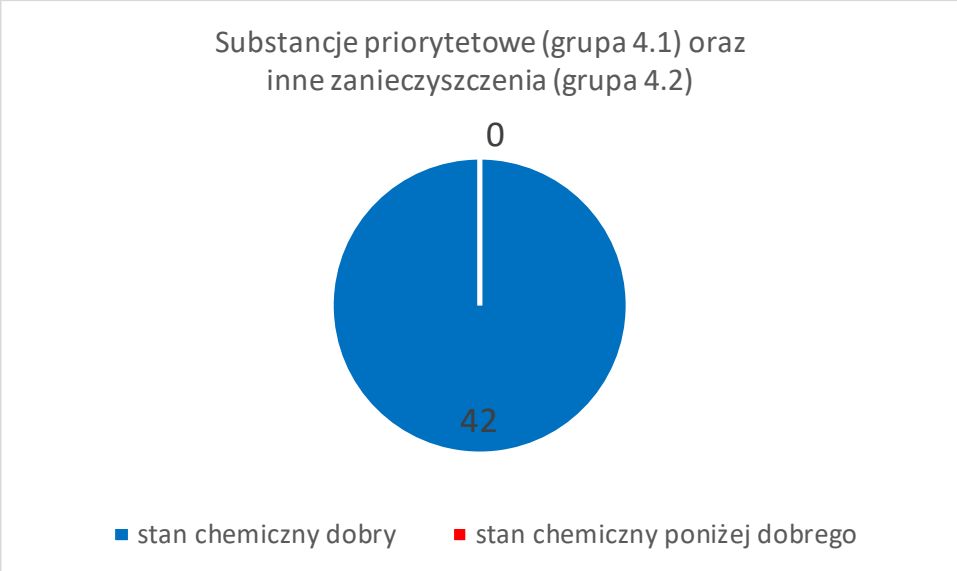
Tabela 2.2.42. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda) / EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	0,0007	0,002	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,18	<0,18	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00005	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	0,08	0,16	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,1	0,1	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,25		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,25		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,1		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,06	<0,06	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	0,0001	<0,00015	1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0032	0,0050	1	2012*
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		<0,001	1	2012*
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		<0,03	1	2012*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0006	0,0016	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,09	<0,09	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,36	<0,36	1	2016
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		<0,013	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,087	<0,087	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	1,8	11,3	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	0,017	0,052	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	0,002		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1{,}7\times10^{-4}$	0,027	µg/l	<0,001	0,001	1	2012*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2\times10^{-4}$	µg/l		0,0011	1	2012*
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,3	<0,3	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	<0,00005	<0,00005	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,001		1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<0,5		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,005		1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<0,5		1	2016
SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,001		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	0,0010		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	0,003		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
* - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.39. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Ujścia Dziwny w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Dziwna – Świna

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Dziwna - Świna** w tym zakresie, przy czym 15 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 8 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.43, Rys. 2.2.40).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) tylko polibromowane difenyloetery, rtęć i heptachlor w organizmach wskazują na stan chemiczny poniżej dobrego, pozostałe substancje spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (

Tabela 2.2.44, Rys. 2.2.40).

Tabela 2.2.43. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	<0,015	1	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,001	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,01	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,001	1	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,001	1	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	<0,005	1	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,001	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,0015	2	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,035	2	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,011	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,015	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,015	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	<0,01	1	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	<0,002	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	<0,001	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	<0,0005	1	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	<0,01	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	<0,01	1	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	<0,0005	1	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,4	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0002	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	<0,01	1	2016

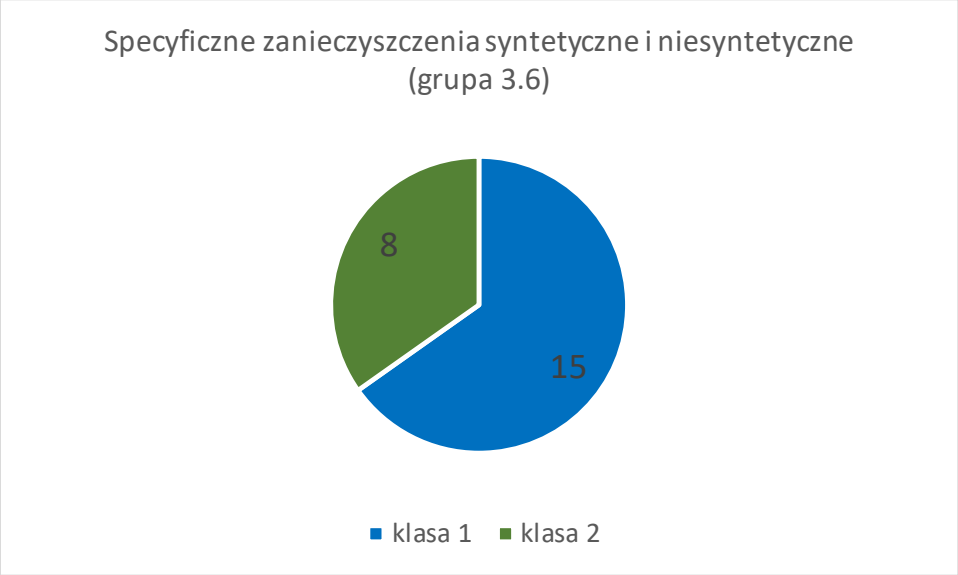
(<) Oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności.

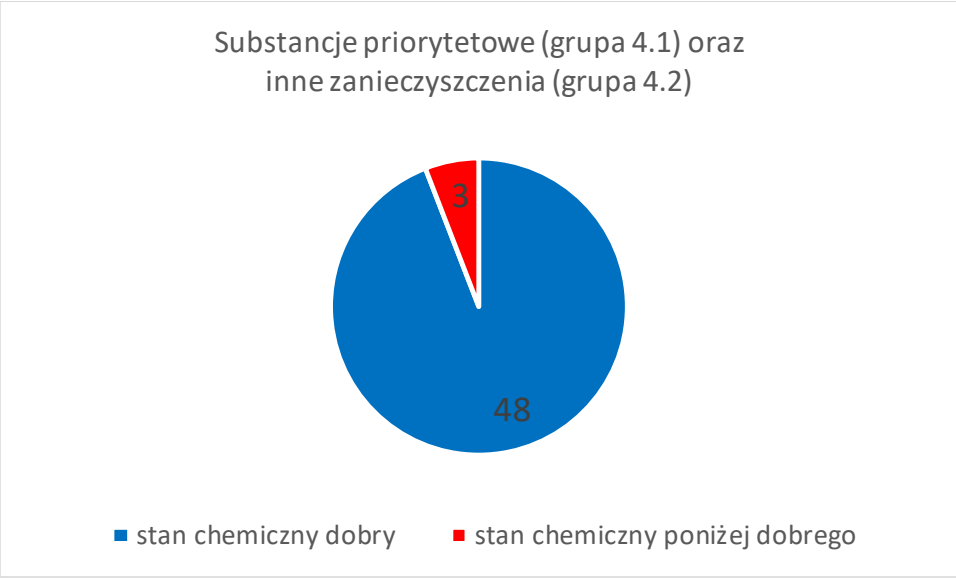
Tabela 2.2.44. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	0,0009	0,0030	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,18	<0,18	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	biota	0,0085		µg/kg m. m.	0,31		> 1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00005	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	0,14	0,36	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,1	0,1	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,005	<0,005	1	2012*
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,25		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,25		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,1		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,06	<0,06	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	0,0001	0,0003	1	2016
Fluoranten	biota	30		µg/kg m. m.	5		1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0022	0,0025	1	2012*
Heksachlorobenzen (HCB)	biota	10		µg/kg m. m.	<3,0		1	2016
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		<0,001	1	2012*
Heksachlorobutadien (HCBD)	biota	55		µg/kg m. m.	<3,0		1	2016
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		<0,03	1	2012*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,36	<0,36	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,36	<0,36	1	2016
Rtęć i jej związki	biota	20		µg/kg m. m.	39,2		> 1	2016
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		0,018	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,087	<0,087	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	0,6	1,3	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	0,016	0,086	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	0,002		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
Benzo(a)piren	biota	5		µg/kg m. m.	<1,5		1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1{,}7 \times 10^{-4}$	0,027	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2 \times 10^{-4}$	µg/l		0,0005	1	2012*
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,3	<0,3	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	<0,00005	<0,00005	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,001		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<0,5		1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,005		1	2016
Dikofol	biota	33		µg/kg m. m.	<10		1	2016
Kwas perfluoro-oktanosulfonowy (PFOS)	biota	9,1		µg/kg m. m.	6,9		1	2016
Dioksyny	biota	0,0065		µg/kg m. m.	0,0018		1	2016
Heksabromocyklodekan	biota	167		µg/kg m. m.	0,09		1	2016
Heptachlor	biota	0,0067		µg/kg m. m.	0,045		> 1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<0,5		1	2016
SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,001		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	0,001		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	0,003		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<0,5		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźniaka,
* - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.40. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Dziwna-Świna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Sarbinowo - Dziwna

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Sarbinowo - Dziwna** w tym zakresie, przy czym 10 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 1 substancja spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.45, Rys. 2.2.41).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) tylko polibromowane difenyloetery w organizmach i w wodzie, rtęć i heptachlor w organizmach wskazują na stan chemiczny poniżej dobrego. Pozostałe substancje spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.46, Rys. 2.2.41).

Tabela 2.2.45. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	<0,005	1	2012*
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	<0,011	1	2012*
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2012*
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,0013	1	2012*
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,0013	1	2012*
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,045	1	2012*
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,018	1	2012*
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	<0,001	1	2012*
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,004	1	2012*
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,009	1	2012*
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,005	1	2012*

(<) - oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,

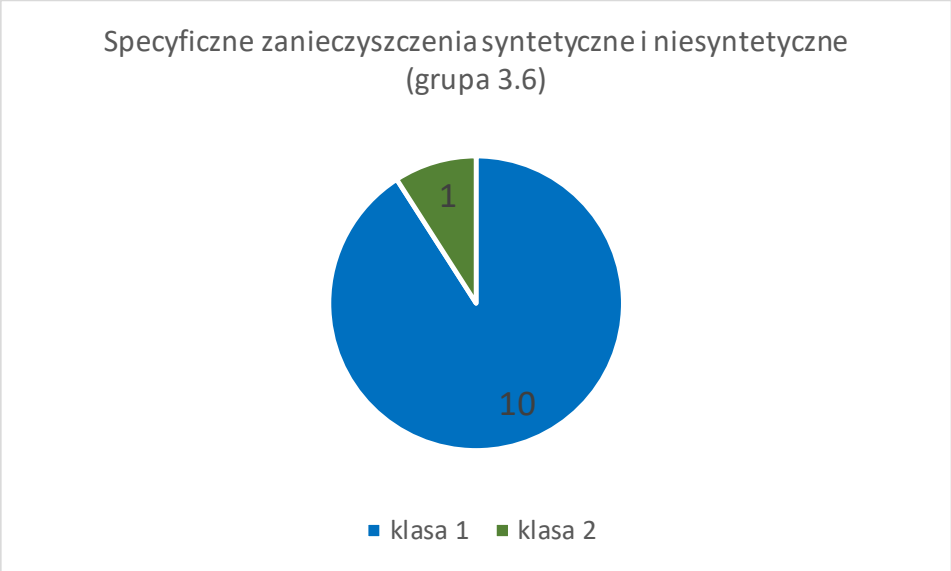
* - ocena dziedziczona.

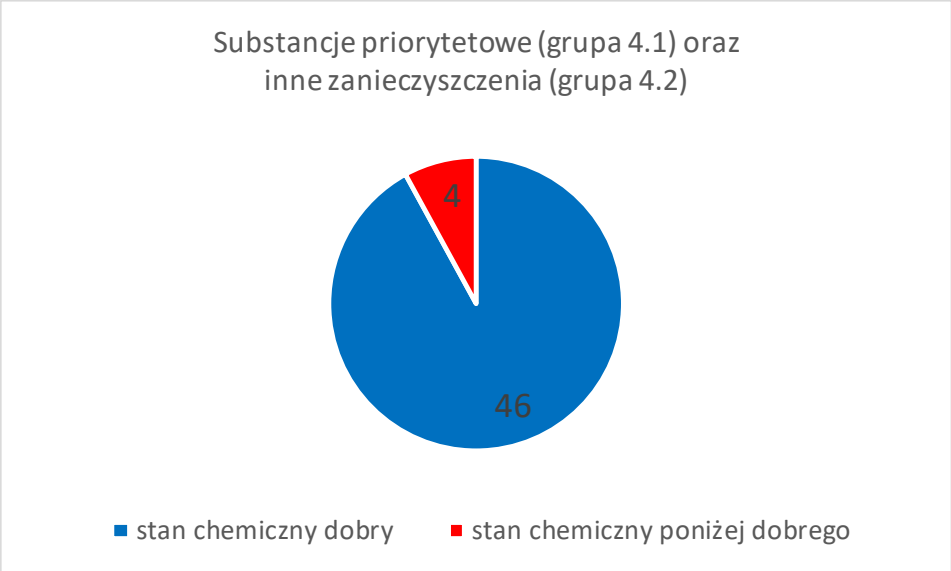
Tabela 2.2.46. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,11	<0,11	1	2012*
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2012*
Difenyloetery bromowane	biota	0,0085		µg/kg m. m.	0,18		> 1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		0,75	> 1	2012*
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2012*
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,4	<0,4	1	2012*
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,01	<0,01	1	2012*
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	1	2012*
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<4,0		1	2012*
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<6,0		1	2012*
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,65		1	2012*
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,04	<0,04	1	2012*
Fluoranten	biota	30		µg/kg m. m.	5		1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0011	0,0025	1	2012*
Heksachlorobenzen (HCB)	biota	10		µg/kg m. m.	<3,0		1	2016
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		<3,0	1	2012*
Heksachlorobutadien (HCBD)	biota	55		µg/kg m. m.	<3,0		1	2016
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		<0,03	1	2012*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,03	<0,03	1	2012*
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,36	<0,36	1	2016
Rtęć i jej związki	biota	20		µg/kg m. m.	36,3		> 1	2016
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		<0,015	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,087	<0,087	1	2012*
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	2,2	3,9	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	0,003		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2012*
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,3	<0,3	1	2012*
Benzo(a)piren	biota	5		µg/kg m. m.	<1,5		1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1,7x10^{-4}$	0,027	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8,2x10^{-4}$	µg/l		<0,0002	1	2012*
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,3	<0,3	1	2012*
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	<0,00005	<0,00005	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,001		1	2012*
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<0,5		1	2012*
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,001		1	2012*
Dikofol	biota	33		µg/kg m. m.	<10		1	2016
Kwas perfluoro-oktanosulfonowy (PFOS)	biota	9,1		µg/kg m. m.	3,0		1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Dioksyny	biota	0,0065		µg/kg m. m.	0,0029		1	2016
Heksabromocyklodekan	biota	167		µg/kg m. m.	0,12		1	2016
Heptachlor	biota	0,0067		µg/kg m. m.	0,038		> 1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<0,5		1	2012*
SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,001		1	2012*
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	<0,001		1	2012*
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	<0,001		1	2012*
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<0,3		1	2012*
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<0,22		1	2012*

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźniak,
* - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.41. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Sarbinowo–Dziwna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Jarosławiec - Sarbinowo

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Jarosławiec - Sarbinowo** w tym zakresie, przy czym 10 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 1 substancja spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.47, Rys. 2.2.42).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) wszystkie substancje były analizowane w wodzie i spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.48, Rys. 2.2.42).

Tabela 2.2.47. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	<0,005	1	2012*
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	<0,011	1	2012*
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	0,92	2	2012*
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,0013	1	2012*
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,0013	1	2012*
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	<0,025	1	2012*
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,005	1	2012*
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,0014	1	2012*
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	<0,004	1	2012*
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	<0,003	1	2012*
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,005	1	2012*

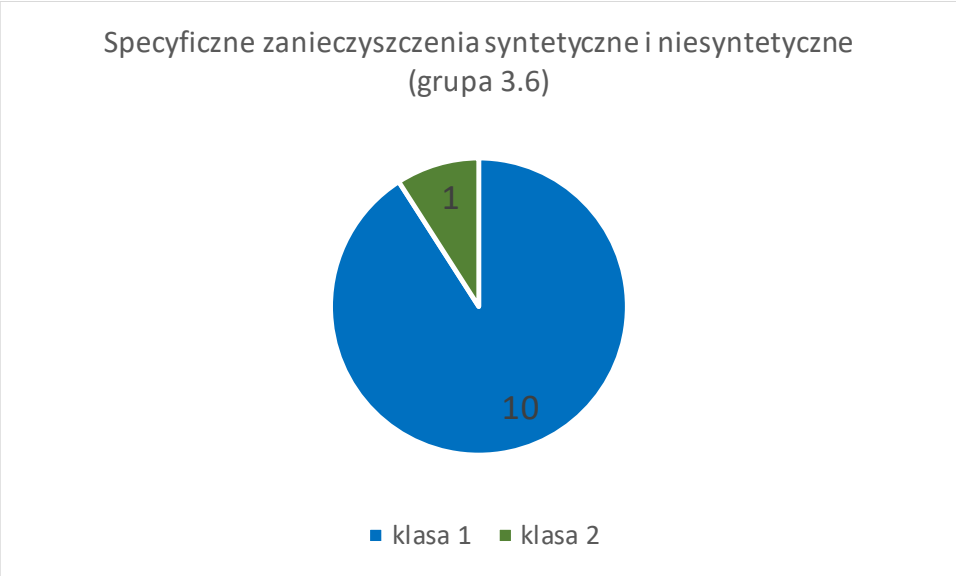
< oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
* ocena dziedziczona.

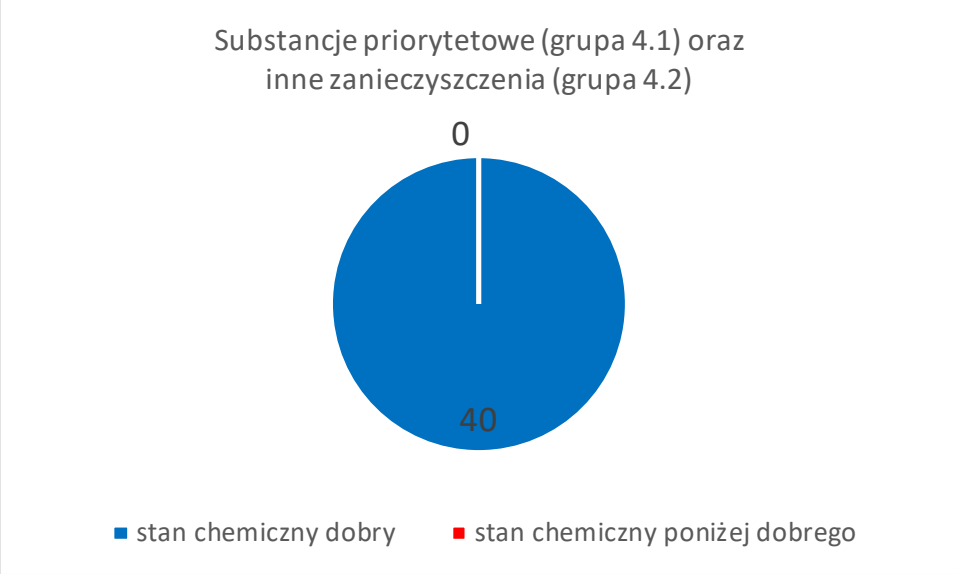
Tabela 2.2.48. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,11	<0,11	1	2012*
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2012*
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00005	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90	µg/l	<1,0	<1,0	1	2012*

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
			1,50					
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,4	<0,4	1	2012*
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,01	<0,01	1	2012*
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	1	2012*
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<4,0		1	2012*
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<6,0		1	2012*
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,65		1	2012*
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,04	<0,04	1	2012*
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0009	0,0010	1	2012*
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		<0,001	1	2012*
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		<0,03	1	2012*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,03	<0,03	1	2012*
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<2,0	<2,0	1	2012*
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		0,04	1	2012*
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,087	<0,087	1	2012*
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	<1,0	<1,0	1	2012*
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	0,004		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2012*
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,3	<0,3	1	2012*
Benzo(a)piren	woda	$1{,}7\times10^{-4}$	0,027	µg/l	<0,001	<0,001	1	2012*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,002	1	2012*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2\times10^{-4}$	µg/l		<0,0002	1	2012*
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,3	<0,3	1	2012*
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	<0,00005	<0,00005	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,001		1	2012*
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<0,5		1	2012*
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,001		1	2012*
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<0,5		1	2012*
SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,001		1	2012*
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	<0,001		1	2012*
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	<0,001		1	2012*
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<0,3		1	2012*
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<0,22		1	2012*

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
* - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.42. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Jarosławiec - Sarbinowo w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Zatoka Pucka Zewnętrzna

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Zatoka Pucka Zewnętrzna** w tym zakresie, przy czym 10 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 13 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.49, Rys. 2.2.43).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) wszystkie substancje były analizowane w wodzie i spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.50, Rys. 2.2.43).

Tabela 2.2.49. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	<0,05	1	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,01	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,0001	2	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,0001	2	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	1	2	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,001	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	<0,002	1	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	<0,05	1	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,01	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,01	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,01	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	0,03	2	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	<0,001	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	0,003	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	0,00007	2	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	0,02	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	0,004	1	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	0,001	2	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,003	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0001	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	0,01	2	2016

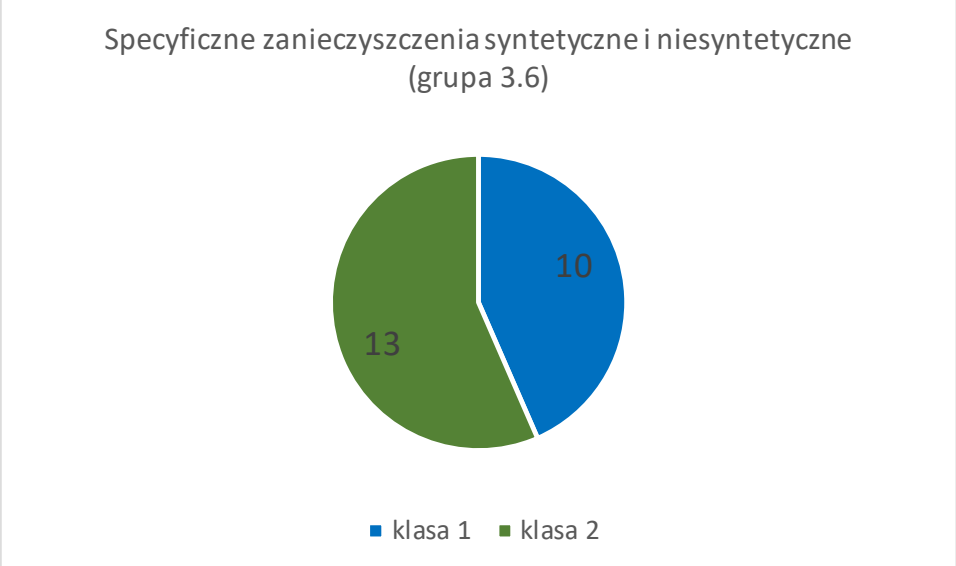
(<) - poniżej granicy oznaczalności.

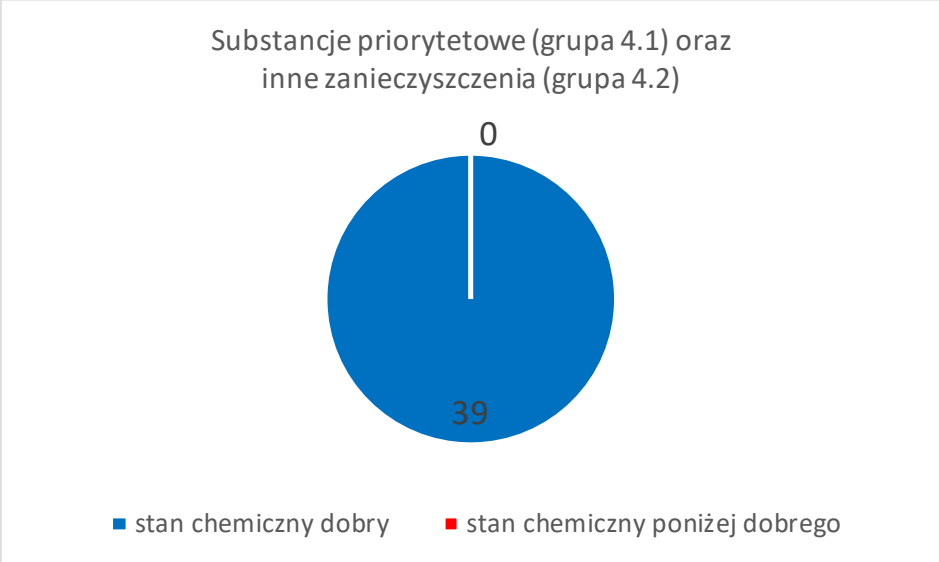
Tabela 2.2.50. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	<0,001	<0,001	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0.00015	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	< 0,05	< 0,05	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,2	<0,2	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,03	<0,03	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	1	2016
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,0		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,4		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		0,002	1	2011*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,4	<0,4	1	2016
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		0,02	1	2011*
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,5	<0,5	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	2	9	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	<0,003		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1,7x10^{-4}$	0,027	µg/l	0,002	0,002	1	2011*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8,2x10^{-4}$	µg/l		<0,0003	1	2016
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	0,0001	0,0003	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,005		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<1,0		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,01		1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<1,0		1	2016
SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,0002		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	<0,001		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	<0,001		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
(*) - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.43. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zatoka Pucka Zewnętrzna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

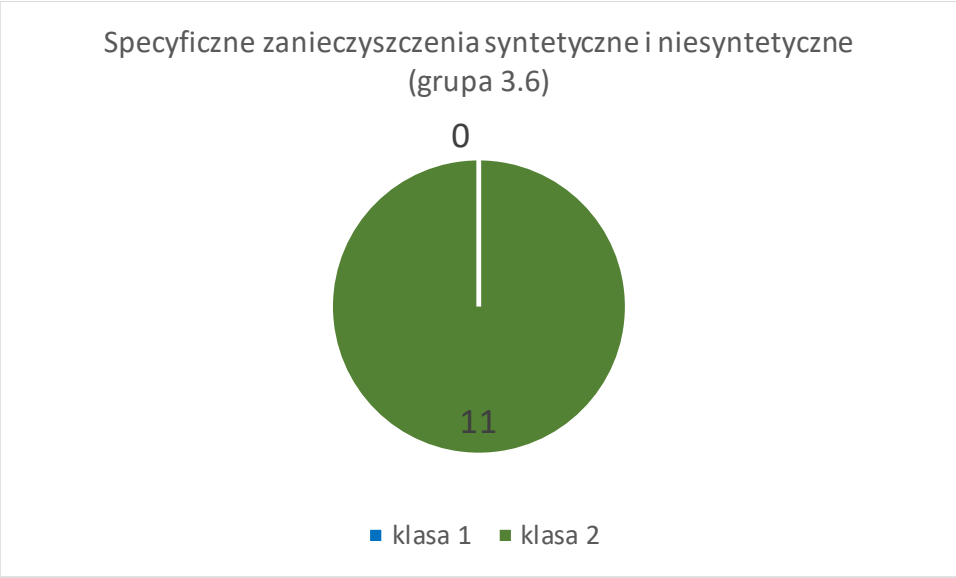
Ujście Wisły Przekop

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Ujście Wisły Przekop** w tym zakresie (Tabela 2.2.51, Rys. 2.2.44).

Tabela 2.2.51. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,01	2	2011*
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,03	2	2011*
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2011*
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	0,001	2	2011*
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	0,001	2	2011*
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,01	2	2011*
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,01	2	2011*
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,002	2	2011*
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,1	2	2011*
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,04	2	2011*
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	0,001	2	2011*

(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
(*) - ocena dziedziczona.



Rys. 2.2.44. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Ujście Wisły Przekop w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Rowy - Jarosławiec Wschód

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Rowy – Jarosławiec Wschód** w tym zakresie (Tabela 2.2.52, Rys. 2.2.45).

W zakresie grupy substancje priorytetowe (grupa 4.1) oraz inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) tylko polibromowane difenyloetery, rtęć i heptachlor w organizmach wskazują na stan chemiczny poniżej dobrego. Pozostałe substancje spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.53, Rys. 2.2.45).

Tabela 2.2.52. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

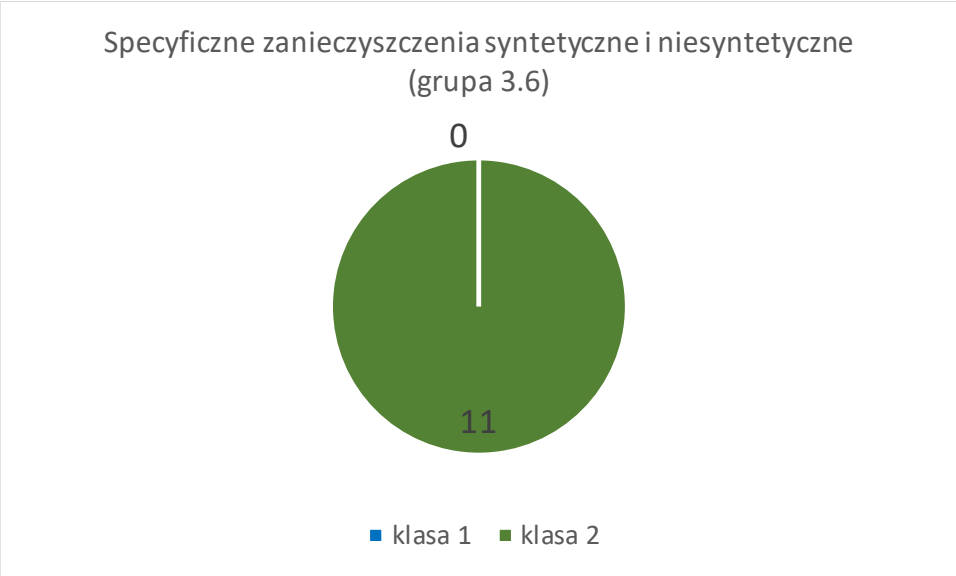
Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,01	2	2011*
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2011*
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2011*
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,001	2	2011*
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	0,002	2	2011*
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,01	2	2011*
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,01	2	2011*
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,002	2	2011*
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,1	2	2011*
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,02	2	2011*
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	0,001	2	2011*

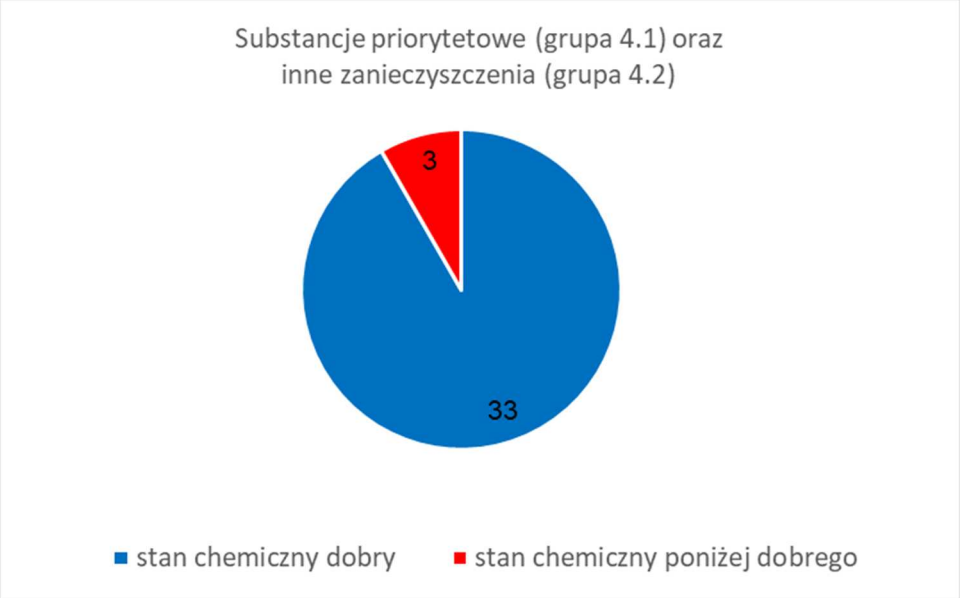
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
(*) - ocena dziedziczona.

Tabela 2.2.53. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	<0.002	0,1	1	2011*
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	0,05	0,05	1	2011*
Benzen	woda	8	50	µg/l	2,5	2,5	1	2011*
Difenyloetery bromowane	biota	0,0085		µg/kg m. m.	0,29		>1	2016
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	5		1	2011*
Dichlorometan	woda	20		µg/l	3		1	2011*
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	0,1	0,1	1	2011*
Fluoranten	biota	30		µg/kg m. m.	<9,0		1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0075	0,02	1	2011*
Heksachlorobenzen (HCB)	biota	10		µg/kg m. m.	<3,0		1	2016
Heksachlorobutadien (HCBD)	biota	55		µg/kg m. m.	<3,0		1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	0,05	0,05	1	2011*
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	2,5		1	2015*
Rtęć i jej związki	biota	20		µg/kg m. m.	26		>1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	0,5		1	2011*
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	2		1	2011*
Benzo(a)piren	biota	5		µg/kg m. m.	<1,5		1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1,7x10^{-4}$	0,027	µg/l	0,00083	0,0013	1	2011*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		0,00033	1	2011*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		0,00033	1	2011*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8,2x10^{-4}$	µg/l		0,00033	1	2015*
Symazyna	woda	1	4	µg/l	0,05	0,05	1	2011*
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	0,2		1	2011*
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	1,25		1	2011*
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	0,01		1	2011*
Dikofol	biota	33		µg/kg m. m.	<10,0		1	2016
Kwas perfluoro-oktanosulfonowy (PFOS)	biota	9,1		µg/kg m. m.	4,3		1	2016
Dioksyny	biota	0,0065		µg/kg m. m.	0,0019		1	2016
Heksabromocyklodekan	biota	167		µg/kg m. m.	0,13		1	2016
Heptachlor	biota	0,0067		µg/kg m. m.	0,044		>1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	2,5		1	2011*
SUMA : Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	0,001		1	2011*
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	0,001		1	2011*
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	0,001		1	2011*
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	5		1	2011*
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	5		1	2011*

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
(*)- ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.45. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Rowy Jarosławiec Wschód w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Władysławowo - Jastrzębia Góra

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Władysławowo – Jastrzębia Góra** w tym zakresie, przy czym 10 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 13 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.54, Rys. 2.2.46).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) tylko polibromowane difenyloetery, rtęć i heptachlor w organizmach wskazują na stan chemiczny poniżej dobrego. Pozostałe substancje spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.55, Rys. 2.2.46).

Tabela 2.2.54. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	<0,05	1	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,02	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,0001	2	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,0001	2	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,001	2	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,001	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	<0,002	1	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	<0,05	1	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,01	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,01	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,01	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	0,02	2	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	<0,001	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	0,003	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	<0,00001	1	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	0,02	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	0,01	2	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	0,001	2	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,003	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0001	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	0,01	2	2016

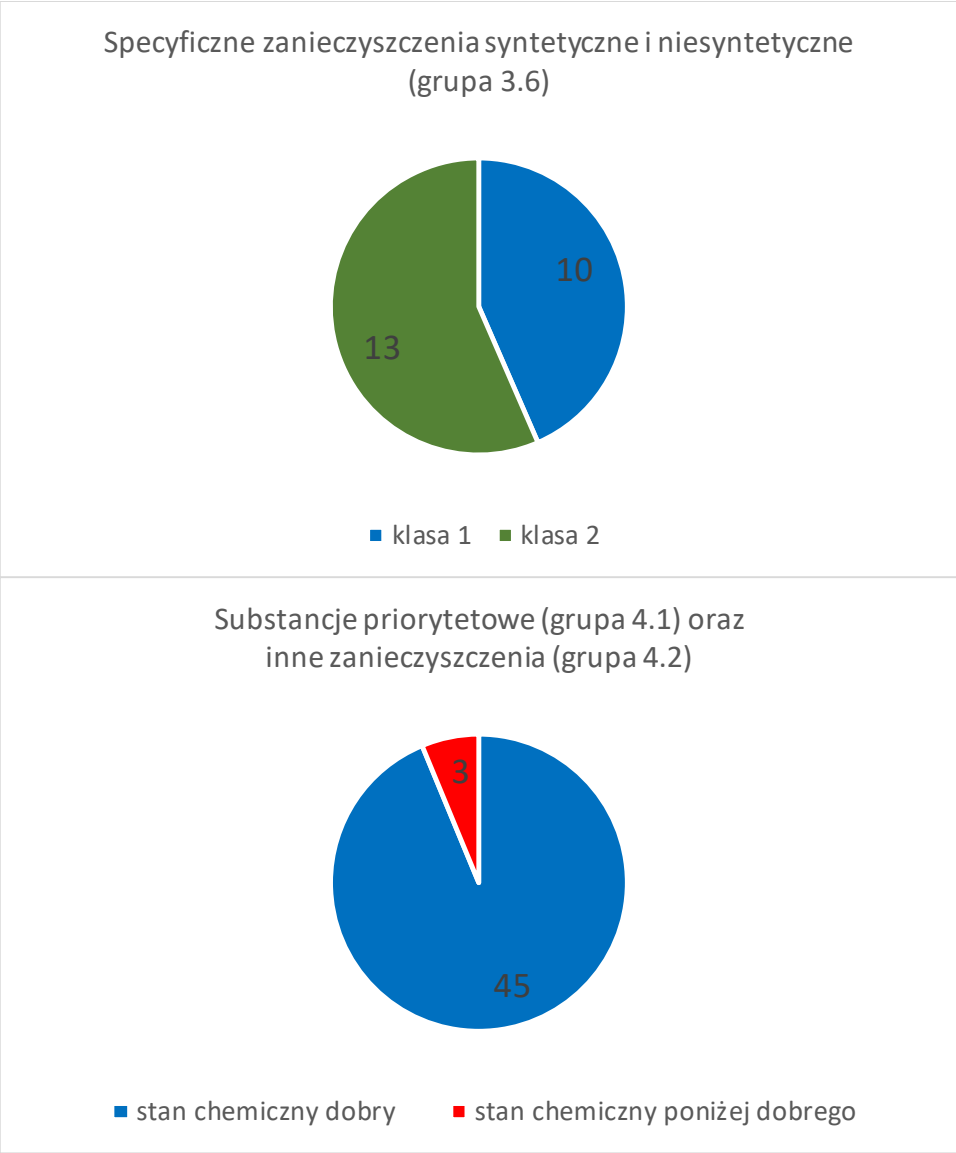
(<) - poniżej granicy oznaczalności.

Tabela 2.2.55. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	<0,001	<0,001	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	biota	0,0085		µg/kg m. m.	0,11		>1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00015	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,2	<0,2	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,03	<0,03	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	1	2016
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,0		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,4		1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Fluoranten	biota	30		µg/kg m. m.	<9,0		1	2016
Heksachlorobenzen (HCB)	biota	10		µg/kg m. m.	<3,0		1	2016
Heksachlorobutadien (HCBD)	biota	55		µg/kg m. m.	<3,0		1	2016
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,4	<0,4	1	2016
Rtęć i jej związki	biota	20		µg/kg m. m.	39		>1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,5	<0,5	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	3	7	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	<0,003		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzo(a)piren	biota	5		µg/kg m. m.	<1,5		1	2016
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2\times10^{-4}$	µg/l		0,0008	1	2016
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	0,0001	0,0002	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,005		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<1,0		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,01		1	2016
Dikofol	biota	33		µg/kg m. m.	<10,0		1	2016
Kwas perfluoro-oktanosulfonowy (PFOS)	biota	9,1		µg/kg m. m.	4,3		1	2016
Dioksyny	biota	0,0065		µg/kg m. m.	0,0028		1	2016
Heksabromocyklodekan	biota	167		µg/kg m. m.	0,067		1	2016
Heptachlor	biota	0,0067		µg/kg m. m.	0,036		>1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<1,0		1	2016
SUMA : Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,0002		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	<0,001		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	<0,001		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika.



Rys. 2.2.46. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Władysławowo - Jastrzębia Góra w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Półwysep Hel

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Półwysep Hel** w tym zakresie (Tabela 2.2.56, Rys. 2.2.47.).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) wszystkie substancje były analizowane w wodzie i spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.57, Rys. 2.2.47.).

Tabela 2.2.56. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,01	2	2012*
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2012*
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2012*
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,001	2	2012*
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,001	2	2012*
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,01	2	2012*
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,002	2	2012*
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,001	2	2012*
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,1	2	2012*
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,02	2	2012*
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	0,003	2	2012*

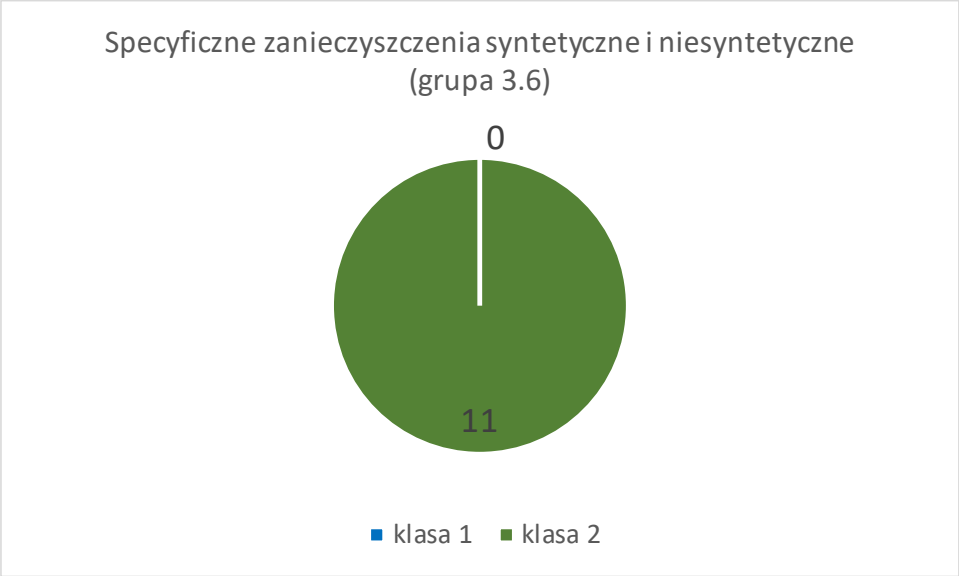
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
(*) - ocena dziedziczona.

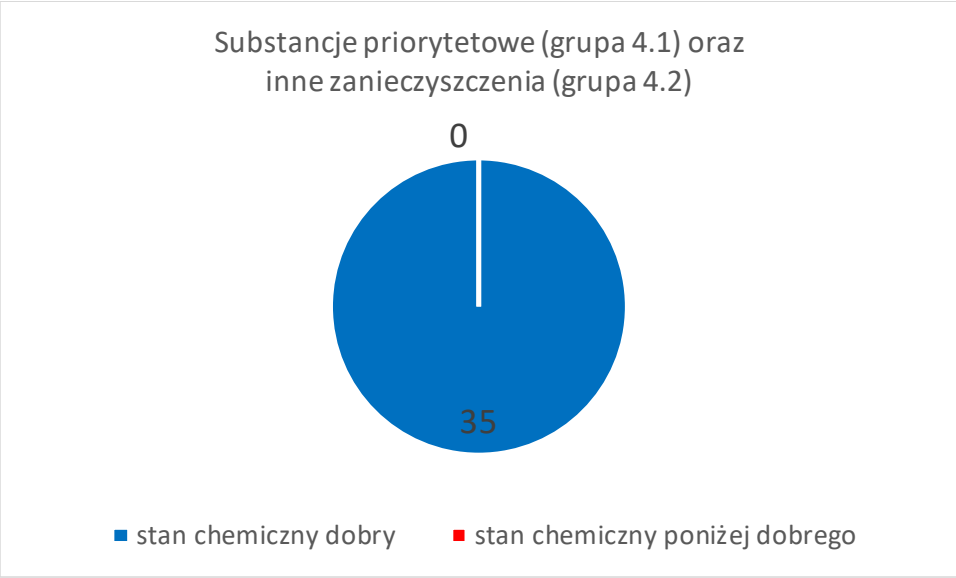
Tabela 2.2.57. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l		0,07	1	2012*
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	0,1	0,1	1	2012*
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	0,05	0,05	1	2012*
Benzen	woda	8	50	µg/l	0,5	0,5	1	2012*
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	0,18	0,25	1	2012*
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	0,01	0,02	1	2012*
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	0,01	0,02	1	2012*
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	1		1	2012*
Dichlorometan	woda	20		µg/l	1		1	2012*
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	0,5		1	2012*
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,001	0,001	1	2012*
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		0,001	1	2012*
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		0,1	1	2012*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	0,001	0,001	1	2012*
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	2		1	2012*
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		0,01	1	2012*
Naftalen	woda	2	130	µg/l	0,5		1	2012*
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	3		1	2012*
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	0,1	0,1	1	2012*
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	0,007		1	2012*
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	0,1	0,1	1	2012*
Benzo(a)piren	woda	$1{,}7 \times 10^{-4}$	0,027	µg/l	0,001	0,001	1	2012*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		0,001	1	2012*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		0,001	1	2012*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2 \times 10^{-4}$	µg/l		0,001	1	2012*
Symazyna	woda	1	4	µg/l	0,05	0,05	1	2012*

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	0,01		1	2012*
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	0,5		1	2012*
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	0,5		1	2012*
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	0,5		1	2012*
SUMA :Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	0,001		1	2012*
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	0,001		1	2012*
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	0,001		1	2012*
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	0,5		1	2012*
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	0,5		1	2012*

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
< - poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy,
* - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.47. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Półwysep Hel w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

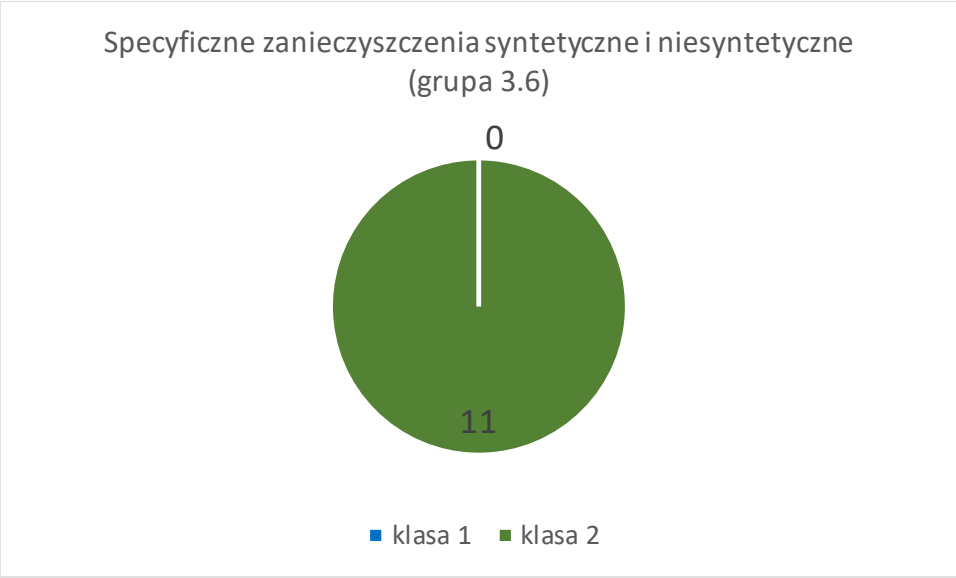
Mierzeja Wiślana

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Mierzeja Wiślana** w tym zakresie (Tabela 2.2.58, Rys. 2.2.48.).

Tabela 2.2.58. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,01	2	2011*
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2011*
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2011*
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	0,001	2	2011*
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	0,001	2	2011*
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,01	2	2011*
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,01	2	2011*
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,003	2	2011*
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,1	2	2011*
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,03	2	2011*
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	0,02	2	2011*

(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
(*) - ocena dziedziczona.



Rys. 2.2.48. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Mierzeja Wiślana w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Zalew Pucki

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Zalew Pucki** w tym zakresie, przy czym 10 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 13 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.59, Rys. 2.2.49.).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) wszystkie substancje były analizowane w wodzie i spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.60, Rys. 2.2.49.).

Tabela 2.2.59. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	<0,05	1	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,003	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,0001	2	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,0001	2	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,001	2	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,001	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	<0,002	1	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	<0,05	1	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,01	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,01	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,01	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	0,01	2	2016

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	<0,001	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	<0,001	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	<0,00001	1	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	0,02	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	0,01	2	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	0,001	2	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,003	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0001	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	<0,001	1	2016

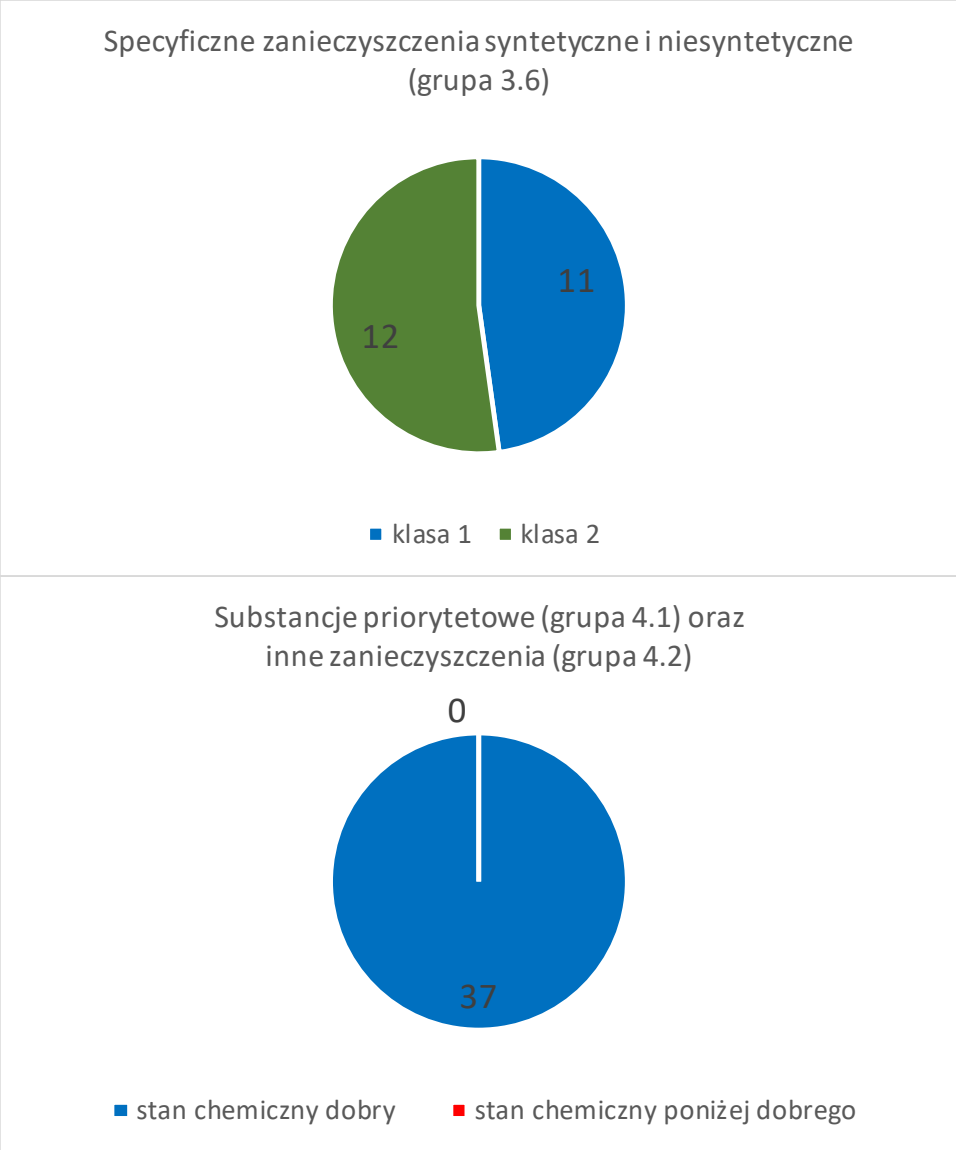
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności.

Tabela 2.2.60. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	<0,001	<0,001	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00015	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,2	<0,2	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,03	<0,03	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	1	2016
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,0		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,4		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,4	<0,4	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,5	<0,5	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	2	5	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	<0,003		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2 \times 10^{-4}$	µg/l		0,0003	1	2016
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	0,0001	0,0002	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,005		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<1,0		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,01		1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<1,0		1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
SUMA : Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,0002		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	<0,001		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	<0,001		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika.



Rys. 2.2.49. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zalew Pucki w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczn**e (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Zatoka Gdańska Wewnętrzna** w tym zakresie, przy czym 8 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 15 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.61, Rys. 2.2.50.).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) tylko heptachlor w organizmach wskazuje na stan chemiczny poniżej dobrego, pozostałe substancje spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.62, Rys. 2.2.50.).

Tabela 2.2.61. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	<0,05	1	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,01	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,04	2	2016
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,0001	2	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,0001	2	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,002	2	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,001	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	<0,002	1	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	<0,05	1	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,01	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,01	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,01	2	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	0,02	2	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	<0,001	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	0,003	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	0,00009	2	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	<0,001	1	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	0,01	2	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	0,001	2	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,003	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0001	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	0,01	2	2016

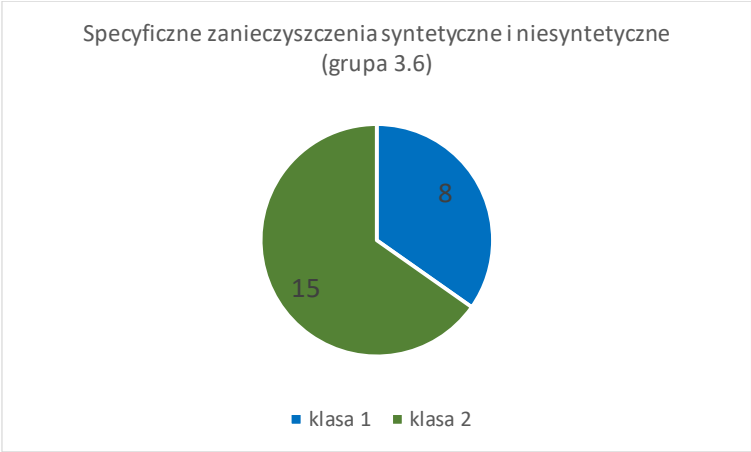
< Oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności.

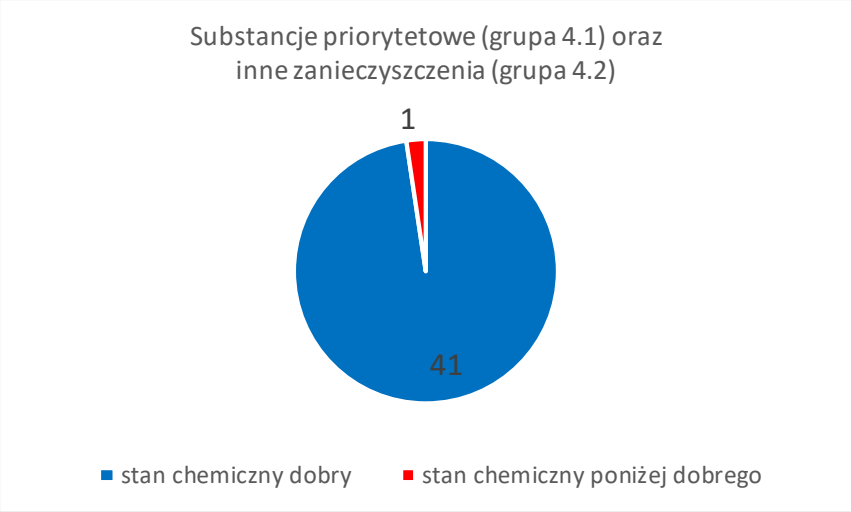
Tabela 2.2.62. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	<0,001	<0,001	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00015	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,2	<0,2	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,03	<0,03	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	1	2016
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,0		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,4		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Fluoranten	biota	30		µg/kg m. m.	30		1	2016
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,4	<0,4	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,5	<0,5	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	3	8	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	<0,003		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzo(a)piren	biota	5		µg/kg m. m.	<1,5		1	2016
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2 \times 10^{-4}$	µg/l		<0,0003	1	2016
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	0,0001	0,0002	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,005		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<1,0		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,01		1	2016
Dikofol	biota	33		µg/kg m. m.	<10,0		1	2016
Dioksyny	biota	0,0065		µg/kg m. m.	0,0041		1	2016
Heptachlor	biota	0,0067		µg/kg m. m.	0,056		>1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<1,0		1	2016
SUMA : Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,0002		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	<0,001		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	<0,001		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika.





Rys. 2.2.50. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zatoka Gdańska Wewnętrzna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Jastrzębia Góra – Rowy

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) wszystkie substancje wskazują na klasę 1 i 2, co oznacza **dobry stan środowiska obszaru Jastrzębia Góra - Rowy** w tym zakresie, przy czym 9 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 14 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 (Tabela 2.2.63, Rys. 2.2.51.).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) wszystkie substancje były analizowane w wodzie i spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.64, Rys. 2.2.51.).

Tabela 2.2.63. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	<0,05	1	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,01	2	2016
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,02	2	2016

Bor	woda	≤ 2	mg B/l	1	2	2016
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	0,0005	2	2016
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	0,0005	2	2016
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,001	2	2016
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,001	2	2016
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	<0,002	1	2016
Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	<0,05	1	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,02	2	2016
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	<0,01	1	2016
Cyjanki związane	woda	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	<0,01	1	2016
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	0,03	2	2016
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	<0,001	1	2016
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	<0,001	1	2016
Tal	woda	≤ 0,002	mg Tl/l	0,00028	2	2016
Tytan	woda	≤ 0,05	mg Ti/l	0,03	2	2016
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	0,004	1	2016
Antymon	woda	≤ 0,002	mg Sb/l	0,001	2	2016
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,003	2	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,0001	1	2016
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	0,01	2	2016

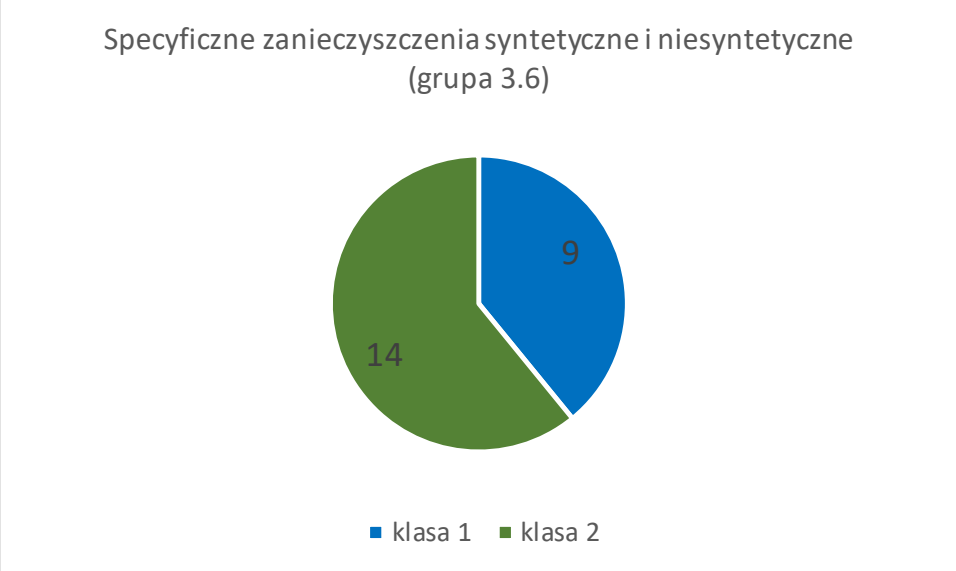
< Oznacza wartośc poniżej granicy oznaczalności.

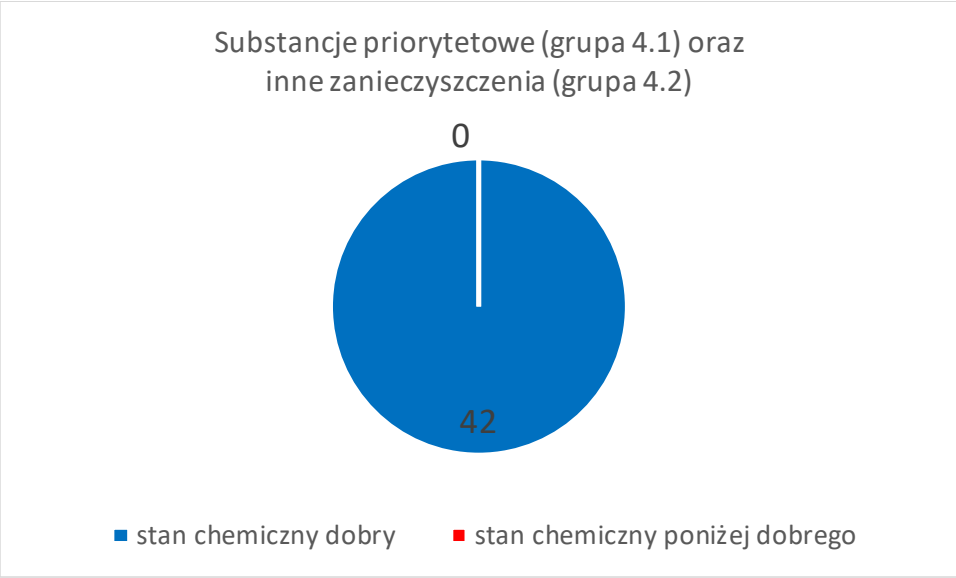
Tabela 2.2.64. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda) / EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	<0,001	<0,001	1	2016
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzen	woda	8	50	µg/l	<1,0	<1,0	1	2016
Difenyloetery bromowane	woda	-	0,14	µg/l		<0,00015	1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,2	<0,2	1	2016
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,03	<0,03	1	2016
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	1	2016
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<1,0		1	2016
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<0,4		1	2016
Diuron	woda	0,2	1,8	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,001	0,001	1	2012*
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		0,001	1	2012*
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		0,1	1	2012*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,0002	<0,0002	1	2016
Izoproturon	woda	0,3	1,0	µg/l	<0,005	<0,005	1	2016
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	<0,4	<0,4	1	2016

Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		0,01	1	2012*
Naftalen	woda	2	130	µg/l	<0,5	<0,5	1	2016
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	3	7	1	2016
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	<0,003		1	2016
Pentachlorobenzen	woda	0,0007		µg/l	<0,0002		1	2016
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Benzo(a)piren	woda	$1{,}7 \times 10^{-4}$	0,027	µg/l	0,001	0,001	1	2012*
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		<0,001	1	2016
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2 \times 10^{-4}$	µg/l		<0,0003	1	2016
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,1	<0,1	1	2016
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	0,0001	0,0003	1	2016
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	<0,005		1	2016
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<1,0		1	2016
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,01		1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	<1,0		1	2016
SUMA : Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	<0,0002		1	2016
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	<0,001		1	2016
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	<0,001		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	<1,0		1	2016

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
(*) - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.51. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zatoka Gdańska Wewnętrzna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2). (źródło danych PMŚ).

Zalew Wiślany

W zakresie grupy **specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne** (grupa 3.6) 12 substancji spełnia wymagania dla klasy 1 i 5 substancji spełnia wymagania dla klasy 2 , jednak stężenia jednej substancji (aldehyd mrówkowy) wskazują na klasę poniżej 2, co oznacza, że **dobry stan środowiska w obszarze Zalew Wiślany nie został osiągnięty** (Tabela 2.2.65, Rys. 2.2.52.).

W zakresie grupy **substancje priorytetowe** (grupa 4.1) **oraz inne zanieczyszczenia** (grupa 4.2) tylko polibromowane difenyloetery, rtęć i heptachlor w organizmach wskazują na stan chemiczny poniżej dobrego. Pozostałe substancje spełniają wymagania dla dobrego stanu chemicznego (Tabela 2.2.66, Rys. 2.2.52.).

Tabela 2.2.65. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	Wartość graniczna	Jednostka	Wartość średnia	Klasa	Rok badań
Aldehyd mrówkowy	woda	≤ 0,05	mg/l	0,1	>2	2016
Arsen	woda	≤ 0,05	mg As/l	0,01	1	2014*
Bar	woda	≤ 0,5	mg Ba/l	0,027	1	2014*
Bor	woda	≤ 2	mg B/l	0,36	2	2014*
Chrom sześciowartościowy	woda	≤ 0,02	mg Cr+6/l	<0,0005	1	2014*
Chrom ogólny	woda	≤ 0,05	mg Cr/l	<0,0005	1	2014*
Cynk	woda	≤ 1	mg Zn/l	0,004	1	2014*
Miedź	woda	≤ 0,05	mg Cu/l	0,003	1	2014*
Fenole lotne – indeks fenolowy	woda	≤ 0,01	mg/l	0,01	2	2016

Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy	woda	≤ 0,2	mg/l	0,2	2	2016
Glin	woda	≤ 0,4	mg Al/l	0,042	1	2014*
Cyjanki wolne	woda	≤ 0,05	mg CN/l	0,007	1	2014*
Molibden	woda	≤ 0,04	mg Mo/l	<0,005	1	2014*
Selen	woda	≤ 0,02	mg Se/l	0,006	2	2014*
Srebro	woda	≤ 0,005	mg Ag/l	0,0006	1	2014*
Wanad	woda	≤ 0,05	mg V/l	0,031	2	2014*
Fluorki	woda	≤ 1,5	mg F/l	0,1	1	2016
Beryl	woda	≤ 0,0008	mg Be/l	<0,000125	1	2014*
Kobalt	woda	≤ 0,05	mg Co/l	<0,001	1	2014*

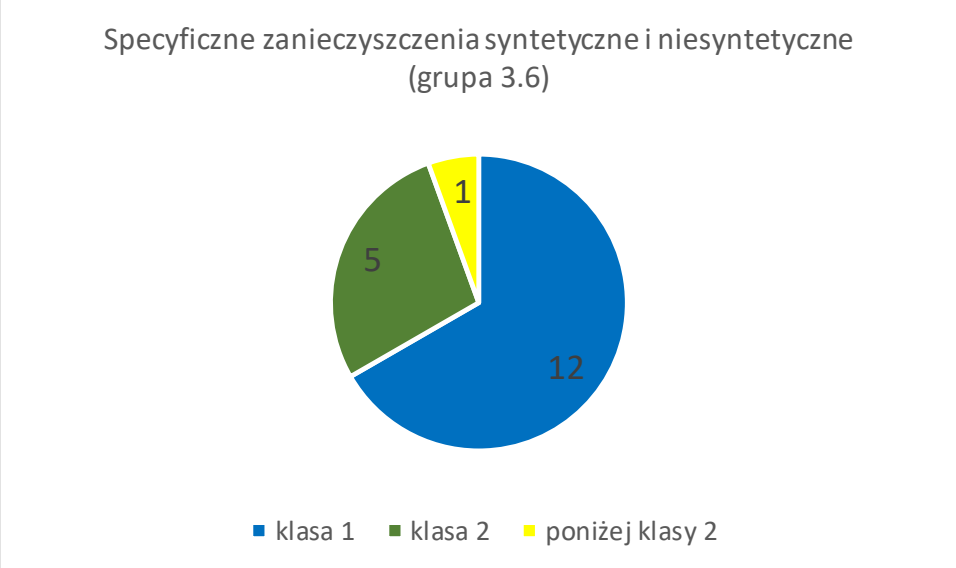
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
(*) - ocena dziedziczona.

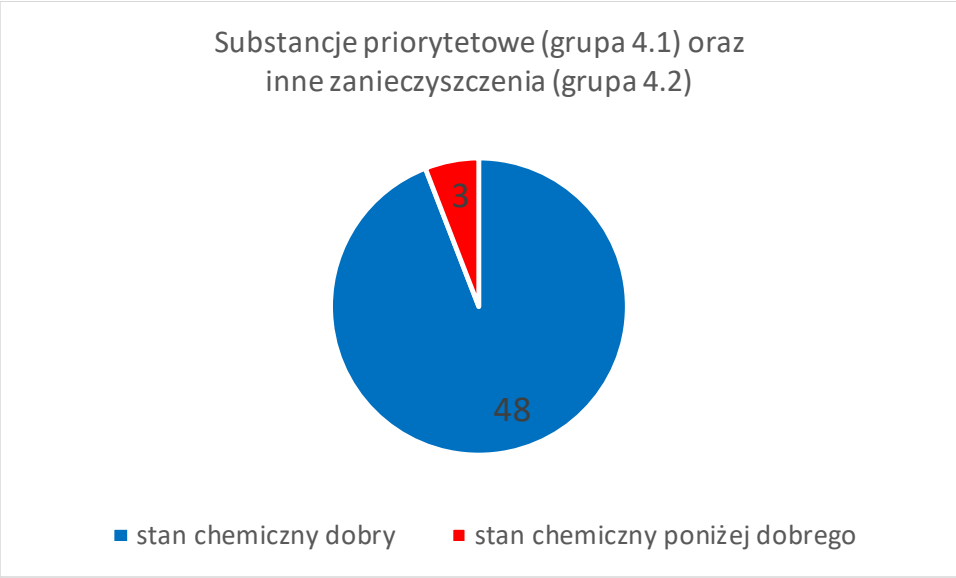
Tabela 2.2.66. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Alachlor	woda	0,3	0,7	µg/l	<0,05	0,05	1	2014*
Antracen	woda	0,1	0,1	µg/l	0,0006	0,0005	1	2014*
Atrazyna	woda	0,6	2,0	µg/l	<0,05	0,05	1	2014*
Difenyloetery bromowane	biota	0,0085		µg/kg m. m.	0,019		>1	2016
Kadm i jego związki	woda	0,2	0,45 0,60 0,90 1,50	µg/l	<0,05	<0,05	1	2016
C10-13 – chloroalkany	woda	0,4	1,4	µg/l	<0,05	0,05	1	2014*
Chlorfenwinfos	woda	0,1	0,3	µg/l	<0,005	0,005	1	2014*
Chlorpyrifos	woda	0,03	0,1	µg/l	<0,005	0,005	1	2014*
1,2-dichloroetan (EDC)	woda	10		µg/l	<0,0005		1	2014*
Dichlorometan	woda	20		µg/l	<0,0005		1	2014*
Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	woda	1,3		µg/l	<1,0		1	2014*
Endosulfan	woda	0,0005	0,004	µg/l	<0,00005	0,00005	1	2014*
Fluoranten	biota	30		µg/kg m. m.	11		1	2016
Fluoranten	woda	0,0063	0,12	µg/l	0,0012	0,0022	1	2014*
Heksachlorobenzen (HCB)	biota	10		µg/kg m. m.	0,12		1	2016
Heksachlorobenzen (HCB)	woda		0,05	µg/l		0,0005	1	2014*
Heksachlorobutadien (HCBD)	woda		0,6	µg/l		0,0013	1	2014*
Heksachlorocykloheksan (HCH)	woda	0,002	0,02	µg/l	<0,00025	0,00025	1	2014*
Ołów i jego związki	woda	1,3	14	µg/l	0,5	1,5	1	2014*
Rtęć i jej związki	biota	20		µg/kg m. m.	68,1		>1	2016
Rtęć i jej związki	woda	-	0,07	µg/l		0,06	1	2016
Naftalen	woda	2	130	µg/l	0,009	0,036	1	2014*
Nikiel i jego związki	woda	8,6	34	µg/l	<1,5	1,5	1	2014*
Nonylofenole	woda	0,3	2,0	µg/l	<0,03	0,03	1	2016
Oktylofenole	woda	0,01		µg/l	<0,0015		1	2014*
Pentachlorofenol (PCP)	woda	0,4	1,0	µg/l	<0,0005	0,0005	1	2014*
Benzo(a)piren	biota	5		µg/kg m. m.	1		1	2016
Benzo(b)fluoranten	woda		0,017	µg/l		0,0012	1	2014*
Benzo(k)fluoranten	woda		0,017	µg/l		0,0005	1	2014*
Benzo(g,h,i)perylen	woda		$8{,}2 \times 10^{-4}$	µg/l		0,0018	1	2016
Symazyna	woda	1	4	µg/l	<0,05	0,05	1	2014*

Wskaźnik	Matryca	AA-EQS (woda)/ EQS (biota)	MAC-EQS	Jednostka	Średnia roczna	Stężenie maksymalne	Klasa	Rok badań
Związki tributylocyny	woda	0,0002	0,0015	µg/l	0,000013	0,0003	1	2012*
Trichlorobenzeny (TCB)	woda	0,4		µg/l	0,0006		1	2014*
Trichlorometan (chloroform)	woda	2,5		µg/l	<0,0005		1	2014*
Trifluralina	woda	0,03		µg/l	<0,005		1	2014*
Dikofol	biota	33		µg/kg m. m.	<10		1	2016
Kwas perfluoro-oktanosulfonowy (PFOS)	biota	9,1		µg/kg m. m.	2,9		1	2016
Dioksyny	biota	0,0065		µg/kg m. m.	0,0025		1	2016
Heksabromocyklodekan	biota	167		µg/kg m. m.	0,014		1	2016
Heptachlor	biota	0,0067		µg/kg m. m.	0,023		>1	2016
Tetrachlorometan	woda	12		µg/l	0,0045		1	2014*
SUMA : Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna	woda	0,005		µg/l	0		1	2014*
DDT – izomer para-para	woda	0,01		µg/l	<0,0005		1	2014*
DDT całkowity	woda	0,025		µg/l	0,005		1	2016
Trichloroetylen (TRI)	woda	10		µg/l	0,002		1	2014*
Tetrachloroetylen (PER)	woda	10		µg/l	0,0023		1	2014*

AA – stężenie średnie roczne (*ang. annual average*),
EQS – środowiskowa norma jakości (*ang. environmental quality standard*),
MAC – maksymalne stężenie roczne (*ang. maximum annual concentration*),
(<) – oznacza wartość poniżej granicy oznaczalności,
szary kolor – nie dotyczy danego wskaźnika,
(*) - ocena dziedziczona.





Rys. 2.2.52. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zalew Wiślany w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ).

Podsumowanie oceny stanu środowiska jednolitych części wód

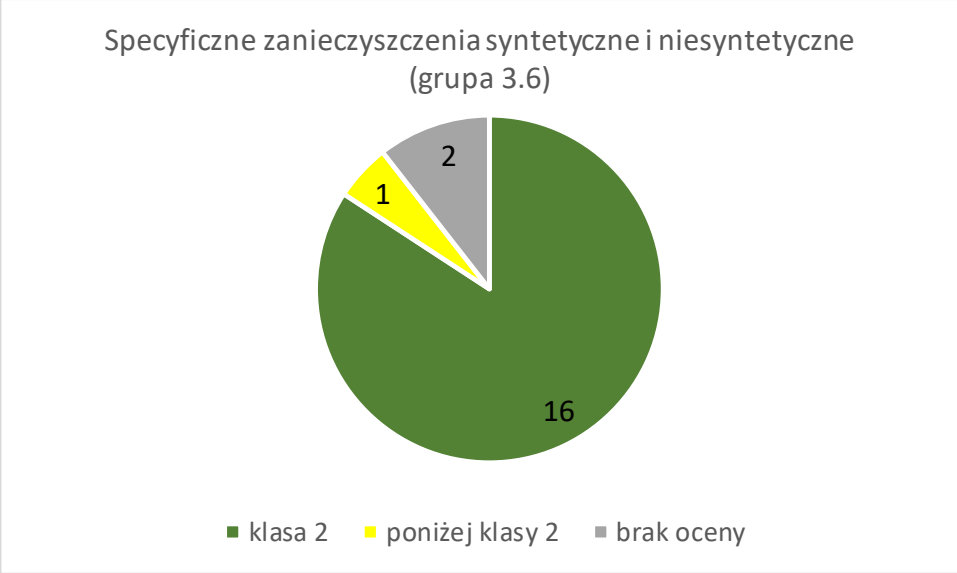
Z 17 ocenionych w zakresie **specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych** obszarów jednolitych części wód, 16 uzyskało klasę 2, co oznacza **dobry stan środowiska**, jedynie obszar Zalew Wiślany osiągnął klasę poniżej 2 (Tabela 2.2.67, Rys. 2.2.53.).

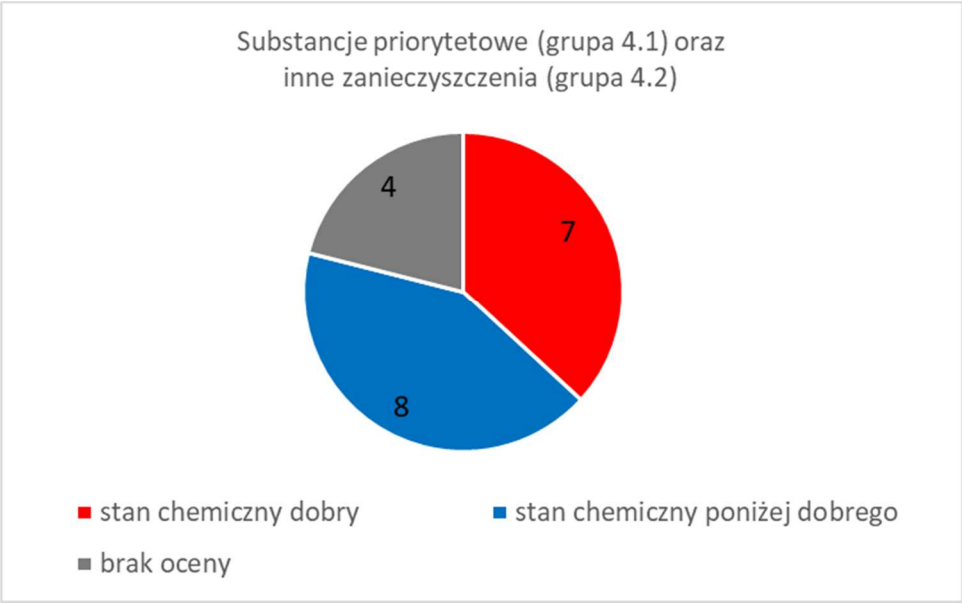
Z 15 ocenionych w zakresie **substancji priorytetowych oraz innych zanieczyszczeń** obszarów jednolitych części wód dobry stan chemiczny osiągnięto w ośmiu, natomiast stan chemiczny poniżej dobrego wystąpił w 7 obszarach (Tabela 2.2.67, Rys. 2.2.53.).

Tabela 2.2.67. Podsumowanie oceny stanu środowiska jednolitych części wód (źródło danych PMŚ).

Jednolita część wód		**Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6)**			**Substancje priorytetowe (grupa 4.1) oraz inne zanieczyszczenia (grupa 4.2)**		
		Rok najstarszych badań	**Rok najnowszych badań**	**Klasa**	**Rok najstarszych badań**	**Rok najnowszych badań**	**Stan chemiczny**
PLTWIWB8	Zalew Szczeciński	2016	2016	2	2011	2016	stan chemiczny poniżej dobrego
PLTWIWB9	Zalew Kamieński	2016	2016	2	2012	2016	stan chemiczny dobry
PLTWVWB7	Ujście Świny	2016	2016	2	2012	2016	stan chemiczny dobry
PLTWVWB6	Ujście Dziwny	2016	2016	2	2012	2016	stan chemiczny dobry
PLCWIIIWB9	Dziwna - Świna	2016	2016	2	2012	2016	stan chemiczny poniżej dobrego
PLCWIIWB8	Sarbinowo - Dziwna	2012	2012	2	2012	2016	stan chemiczny poniżej dobrego
PLCWIIIWB7	Jarosławiec - Sarbinowo	2012	2012	2	2012	2016	stan chemiczny dobry
PLTWIIIWB3	Zatoka Pucka Zewnętrzna	2016	2016	2	2011	2016	stan chemiczny dobry

Jednolita część wód		Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6)			Substancje priorytetowe (grupa 4.1) oraz inne zanieczyszczenia (grupa 4.2)		
		Rok najstarszych badań	Rok najnowszych badań	Klasa	Rok najstarszych badań	Rok najnowszych badań	Stan chemiczny
PLTWVWB5	Ujście Wisły Przekop	2011	2011	2			
PLCWIIWB6E	Rowy - Jarosławiec Wschód	2011	2011	2	2011	2015	stan chemiczny poniżej dobrego
PLCWIIWB4	Władysławowo - Jastrzębia Góra	2016	2016	2	2016	2016	stan chemiczny poniżej dobrego
PLCWIWB3	Port Władysławowo						
PLCWIWB2	Półwysep Hel	2012	2012	2	2012	2012	stan chemiczny dobry
PLCWIWB1	Mierzeja Wiślana	2011	2011	2			
PLTWIIWB2	Zalew Pucki	2016	2016	2	2016	2016	stan chemiczny dobry
PLTWIVWB4	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	2016	2016	2	2016	2016	stan chemiczny poniżej dobrego
PLCWIIWB6W	Rowy - Jarosławiec Zachód						
PLCWIIIWB5	Jastrzębia Góra - Rowy	2016	2016	2	2012	2016	stan chemiczny dobry
PLTWIWB1	Zalew Wiślany	2014	2016	>2	2014	2016	stan chemiczny poniżej dobrego





Rys. 2.2.53. Podsumowanie oceny stanu środowiska jednolitych części wód.
Przedstawione liczby odnoszą się do liczby obszarów jednolitych części wód chrakateryzujących się klasą 2 – kolor zielony, poniżej klasy drugiej – kolor żółty, brakiem oceny – kolor szary w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych oraz odnoszą się do liczby obszarów jednolitych części wód chrakateryzujących się stanem chemicznym dobrym – kolor niebieski, stanem chemicznym poniżej dobrego – kolor czerwony oraz brakiem oceny – kolor szary w zakresie substancji priorytetowych i innych zanieczyszczeń (źródło danych PMŚ).

Wiarygodność oceny stanu środowiska jednolitych części wód w obszarach przybrzeżnych i przejściowych w zakresie kryterium D8C1

Wiarygodność oceny w zakresie kryterium D8C1, w ramach którego przeprowadzono ocenę stanu środowiska jednolitych części wód w obszarach wód przybrzeżnych i przejściowych przeprowadzono metodą oceny eksperckiej opartej na podstawowych dwóch parametrach: liczby i wiarygodności danych uwzględnionych w ocenie oraz wiarygodności i adekwatności wartości progowych. W ocenie przyjęto, że wysoka wiarygodność może być nadana tylko w tych obszarach, w których wykorzystano dane dotyczące substancji priorytetowych, dla których wykorzystuje się środowiskowe normy jakości jako wartości progowe. Przyjęto, że minimalną liczbą substancji priorytetowych uwzględnionych w ocenie dla wiarygodności wysokiej jest liczba 35 i powyżej. Ponadto przyjęto, że udział danych dla matrycy biota podnosi wiarygodność. Ponadto większa liczba substancji z grupy 3.6 - Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne podnosi wiarygodność oceny.

Wyniki oceny wiarygodności ocen stanu środowiska poszczególnych obszarów zamieszczono w tabeli 2.2.68.

Tabela 2.2.68. Ocena wiarygodności ocen stanu środowiska jednolitych części wód w obszarach wód przybrzeżnych i przejściowych.

JCWP	Liczba ocenianych parametrów w zakresie substancji z grupy 3.6 - specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne	Wartości graniczne	Liczba ocenianych parametrów w zakresie substancji z grupy 4.1 - substancje priorytetowe i grupy 4.2 - inne zanieczyszczenia	Wartości graniczne	Matryca	Wiarygodność oceny
Zalew Szczeciński	23	Wartości graniczne przyjęto zgodnie z załącznikiem nr 6 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych	51	Wartości graniczne dla substancji priorytetowych (środowiskowe norm jakości – EQS) przyjęto zgodnie z dyrektywą 2013/39/UE	woda, biota	wysoka
Zalew Kamieński	23		42		woda	wysoka
Ujście Świny	23		42		woda	wysoka
Ujście Dziwny	23		42		woda	wysoka
Dziwna - Świna	23		51		woda, biota	wysoka
Sarbinowo - Dziwna	11		50		woda, biota	wysoka
Jarosławiec - Sarbinowo	11		40		woda	wysoka
Zatoka Pucka Zewnętrzna	23		39		woda	wysoka
Ujście Wisły Przekop	11		0		woda	niska
Rowy - Jarosławiec Wschód	11		25		woda	średnia
Władysławowo - Jastrzębia Góra	23		48		woda, biota	wysoka
Port Władysławowo	0		0			brak oceny
Półwysep Hel	11		35		woda	wysoka
Mierzeja Wiślana	11		0		woda	niska
Zalew Pucki	23		37		woda	wysoka

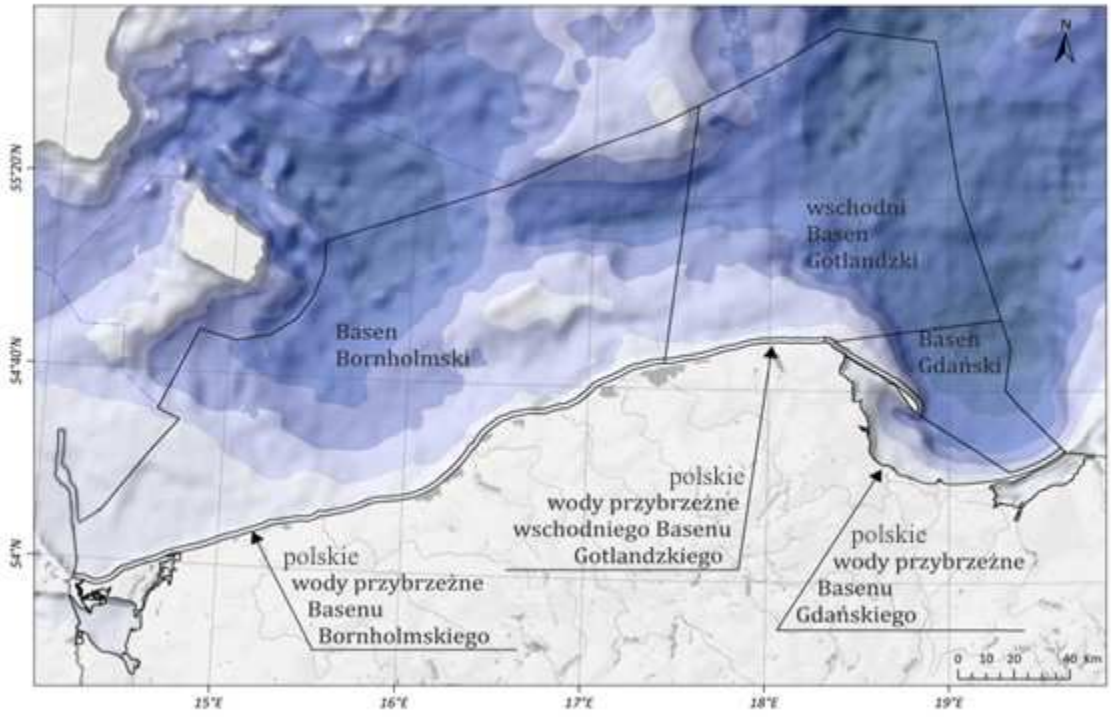
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	23		42		woda, biota	wysoka
Rowy - Jarosławiec Zachód	0		0			brak oceny
Jastrzębia Góra - Rowy	23		42		woda	wysoka
Zalew Wiślany	19		46		woda, biota	wysoka

Obszary morza otwartego

W rejonie morza otwartego jako obszary objęte oceną przyjęto obszary wytypowane regionalnie i wskazane w Strategii Monitoringu i Oceny HELCOM (HELCOM 2013). Należą do nich:

1) Basen Bornholmski;
2) wschodni Basen Gotlandzki;
3) Basen Gdański.

Należy jednak podkreślić, że obszary oceny obejmują tylko te części wymienionych akwenów, które pozostają pod jurysdykcją Polski (Tabela 2.2.68, Rys. 2.2.54).



Rys. 2.2.54 Baseny oceny w obszarze morza otwartego.

Ocena w tych obszarach została przeprowadzona zgodnie z decyzją 2017/848 wraz z przewodnikiem (Art. 8 MSFD Assessment Guidance 2017), dco oznacza, że dla każdej substancji w każdej z adekwatnych matryc przeprowadzono ocenę odnosząc wartości stężeń do wartości progowych i wskazując, czy wartości progowe zostały przekroczone, czy nie. Wartości progowe zostały przyjęte na podstawie obowiązujących aktów prawnych (dyrektywa 2013/39/UE), część z nich wynika z ustaleń poczynionych na poziomie regionalnym (HELCOM HOLAS II) i w przypadku metali ciężkich w roślinności morskiej przyjęto wartości określone na poziomie

krajowym (Zalewska i Danowska 2017). Referencje dla każdej wartości progowej podano w tabeliTabela 2.2.69. W ocenie wyodrębniono grupę substancji wszechobecnych, trwałych, toksycznych i ulegających bioakumulacji (u-PTB). Ostatecznie podano liczbę substancji, która spełnia wymagania dobrego stanu zarówno biorąc pod uwagę wszystkie substancje, jak i u-PTB. Należy podkreślić, że do oceny wykorzystano najbardziej aktualne dane, w większości przypadków dane z 2016 r. Natomiast do oceny tendencji wykorzystano dane z lat 2011-2016, w niektórych przypadkach sięgając po dane wcześniejsze. Do ocen wykorzystano wartości średnie stężeń określonych substancji w określonych matrycach wyliczone na podstawie danych z każdego obszaru, jeżeli próbki do tych samych analiz pobrano z więcej niż jednej lokalizacji. W pozostałych przypadkach do oceny wykorzystano pojedyncze dane. W Basenie Bornholmskim próbki ryb pochodziły z dwóch łowisk (Tabela 2.2.68). Również próbki osadów pochodziły z dwóch lokalizacji.

Tabela 2.2.68. Lokalizacje poboru próbek w poszczególnych obszarach oceny.

Obszar poboru	**Organizmy - ryby**	**Organizmy-rośliny**	**Osady**	**Woda**
Basen Bornholmski	Zatoka Pomorska łowisko darłowsko - kołobrzeskie	Ławica Słupska	P5 i P39	P39, P5, P3, P16, M3, K6, B15, B13, SW3
wschodni Basen Gotlandzki	łowisko władysławowskie	-	P140	P140, P2, Ł7
Basen Gdański	Zatoka Gdańska	-	P1	P1, P110, P116, ZN4

Tabela 2.2.69. Wykaz substancji wraz z matrycami i wartościami progowymi wykorzystanymi do oceny stanu środowiska w trzech obszarach oceny: Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim.

Grupa substancji	Substancja	Matryca	Substancje priorytetowe	u - PBT	Wskaźniki HELCOM HOLAS II	Wskaźnik krajowy	Wartość progowa	Referencja	Basen Gdański	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Bornholmski
Substancje radioaktywne	Cs-137	woda			Podstawowy		15 Bq m^{-3}	HELCOM 2017 a			
	Cs-137	biota (rośliny)					15 Bq kg^{-1} sm	Zalewska i Danowska, 2017			
Metale ciężkie	Cd	biota (ryby - wątroba)					26 µg kg^{-1} mm	OSPAR BAC (OSPAR 2009)			
	Cd	biota (rośliny)					33 mg kg^{-1} sm	Zalewska i Danowska, 2017			
	Cd	osady			Drugorzędny		2,3 mg kg^{-1} sm	$QS_{sediment}$ (WFD_1) HELCOM 2017b			
	Pb	biota (ryby - wątroba)			Drugorzędny		26 µg kg^{-1} mm	OSPAR BAC (OSPAR 2009), HELCOM 2017b			
	Pb	biota (rośliny)					26 mg kg^{-1} sm	Zalewska i Danowska, 2017			
	Pb	osady			Drugorzędny		120 mg kg^{-1} sm	$QS_{sediment}$ (WFD_2) HELCOM 2017b			
	Hg	biota (ryby - mięśnie)			Podstawowy		20 µg kg^{-1} mm	EQS, dyrektywa 2013/39/UE, HELCOM 2017b			
	Hg	biota (rośliny)					0,4 mg kg^{-1} sm	Zalewska i Danowska, 2017			
	Hg	osady					0,07 mg kg^{-1} sm	OSPAR 2009			
Trwałe zanieczyszczenia organiczne	Bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154)	biota (ryby - mięśnie)			Podstawowy		0,0085 µg kg^{-1} mm	EQS biota and human health, dyrektywa 2013/39/UE, WFD_3 HELCOM 2017c			
	Fluoranten -WWA	osady					2000 µg kg^{-1} sm	$QS_{sediment}$ WFD_4			

Grupa substancji	Substancja	Matryca	Substancje priorytetowe	u - PBT	Wskaźniki HELCOM HOLAS II	Wskaźnik krajowy	Wartość progowa	Referencja	Basen Gdański	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Bornholmski
	Benzo(g,h,i)perylen - WWA	osady					85 µg kg^{-1} sm	ERL (OSPAR 2009)			
	Indeno(1,2,3-cd)piren - WWA	osady					240 µg kg^{-1} sm	ERL (OSPAR 2009)			
	1-OH piren - metabolity WWA	biota (ryby - żółć)					483 ng l^{-1}	HELCOM 2017 d			
	Heksachlorobenzen	biota (ryby - mięśnie)					10 µg kg^{-1} mm	QS rounded value, WFD_5			
	Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	biota (ryby - mięśnie)					15,2 µg kg^{-1} mm	$QS_{seafood}$ WFD_6			
	Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne -PFOS	biota (ryby - mięśnie)			Podstawowy		9,1 µg kg^{-1} mm	EQS, dyrektywa 2013/39/UE WFD_7 HELCOM 2017e			
	Dioksyny i związki dioksynopodobne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL)	biota (ryby)			Podstawowy		0,0065 µg kg^{-1} TEQ	EQS, dyrektywa 2013/39/UE, HELCOM 2017f			
	Polichlorowane bifenyle (suma 28, 52, 101, 138, 153, 180)	biota (ryby - mięśnie)			Podstawowy		75 µg kg^{-1} mm	EC 1881/2016 OSPAR 2009, HELCOM 2017f			
	CB 118	biota (ryby - mięśnie)			Podstawowy		24 µg kg^{-1} mm	OSPAR 2009, HELCOM 2017f			
	Heksabromocyklododekan- HBCDD	biota (ryby)			Podstawowy		167 µg kg^{-1} mm	EQS, dyrektywa 2013/39/UE, WFD_8 HELCOM 2017g			
	Diklofenak - farmaceutyki	woda					0,01 µg l^{-1}	WFD_9			

Kolorami oznaczono matryce i baseny, w których określone wskaźniki zostały wykorzystane:

	woda		biota		osad

sm – sucha masa,

mm – mokra masa,
ERL (*ang. effect range low*) – dolna granica pojawiania się efektów niepożądanych,
EQS (*ang. environmental quality standard*) – środowiskowa norma jakości.

Kolorami zaznaczono rodzaj wskaźnika oraz matrycę [biota, woda, osad], wypełnienie komórki oznacza akwen głębokowodny, do oceny którego zastosowano dany wskaźnik.

Referencje do Tabela 2.2.69

Dyrektywa 2013/39/UE http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039&from=PL
HELCOM 2017a, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Radioactive%20substances_HELCOM%20core%20indicator-HOLAS%20II%20component.pdf
HELCOM 2017b, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Heavy%20Metals_HELCOM%20core%20indicator_HOLAS%20II%20component.pdf
HELCOM 2017c, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/PBDE-HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf
HELCOM 2017d, https://portal.helcom.fi/meetings/EN-HZ%207-2017-497/MeetingDocuments/12-1%20Outcomes%20of%20EN-HZ%207-2017.pdf
HELCOM 2017e, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/PFOS_HELCOM%20core%20indicator-HOLAS%20II%20component_June%202017.pdf
HELCOM 2017f, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/PCB%20dioxin%20and%20furan%20-%20HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf
HELCOM 2017g, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/HBCDD_HELCOM%20core%20indicator-HOLAS%20II%20component.pdf
OSPAR 2009, Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/p00461_Background_Doc_CEMP_Assessmt_Criteria_Haz_Subs.pdf
WFD_1 Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Environmental Quality Standards (EQS), Substance Data Sheet, Cadmium and its Compounds EQS dossier 2005
WFD_2 https://circabc.europa.eu/sd/a/be12c5a9-19b2-40eb-87ce-f62eb3b43b39/Lead%20and%20its%20compounds%20EQS%20dossier%202011.pdf
WFD_3 https://circabc.europa.eu/sd/a/d07ed9f5-0760-4561-b642-04bc1e4a580e/PBDE%20EQS%20dossier%202011.pdf
WFD_4 https://circabc.europa.eu/sd/a/4336e1e5-ba0c-4545-abee-7743d2085bc3/Fluoranthene%20EQS%20dossier%202011.pdf
WFD_5 Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Environmental Quality Standards (EQS), Substance Data Sheet, Hexachlorobenzene, EQS dossier 2005
WFD_6 Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Environmental Quality Standards (EQS), Substance Data Sheet, Tributyltin compounds (TBT-ion) EQS dossier 2005
WFD_7 https://circabc.europa.eu/sd/a/027ff47c-038b-4929-a84c-da3359acecee/PFOS%20EQS%20dossier%202011.pdf
WFD_8 https://circabc.europa.eu/sd/a/086ffe7c-8e63-4893-baac-994f3ff0eb34/HBCDD%20EQS%20dossier%202011.pdf
WFD_9 https://circabc.europa.eu/sd/a/d88900c0-68ef-4d34-8bb1-baa9af220afd/Diclofenac%20EQS%20dossier%202011.pdf
Zalewska T., Danowska B., 2017, Marine environment status assessment based on macrophytobenthic plants as bio-indicator of heavy metals pollution, Marine Pollution Bulletin 118 (1-2), 281-288.

Metodyka przeprowadzenia oceny zintegrowanej dla obszarów oceny – zgodna z wytycznymi oceny HOLAS II

Poza oceną przeprowadzoną według przewodnika, która nie zakłada integracji oceny w poszczególnych obszarach, przeprowadzono ocenę zakładającą integrację wszystkich danych umożliwiającą wskazanie stanu całego obszaru w zakresie kryterium D8C1. Celem tej oceny było odniesienie się do oceny stanu całych obszarów zgodnych ze Strategią Monitoringu i Oceny HELCOM przeprowadzoną w ramach Projektu HELCOM HOLAS II. Integrację oceny przeprowadzono zgodnie z metodyką zastosowaną w Projekcie HELCOM HOLAS II.

1. Do oceny wykorzystano zestawienia zawierające dane dla każdego z ocenianych obszarów: stężenia substancji lub grup substancji w określonych matrycach, przy czym dane dla każdej grupy matryc: woda, biota , osady pogrupowane zostały osobno (Tabela 2.2.70, Tabela 2.2.72 i Tabela 2.2.74).
2. Dla każdej substancji w odpowiednich matrycach wyznaczono współczynniki skażenia (WS) wyrażające stosunek stężenia w środowisku do wartości progowej definiującej granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim. Wartości progowe przyjęto zgodnie z decyzją 2017/848 albo na podstawie rozwiązań regionalnych lub krajowych
$$WS_{iM} = \frac{C_{iM}}{WP_{iM}}$$
3. Bazując na wartościach WS wyznaczono wartości zintegrowanych współczynników chemicznych (ZWC) dla każdej z matryc: biota , osady, woda dla każdego obszaru. Takie rozwiązanie przyjęto na podstawie systemu oceny CHASE stosowanego w HOLAS II, gdzie wyznaczany jest „Chemical Score". Jeżeli wartość ZWC jest mniejsza od 1, wówczas stan środowiska w zakresie ocenianych substancji dla danej matrycy można uznać za dobry
$$ZWC_M = \frac{\sum_1^n WS_{iM}}{\sqrt{n}}$$
4. Stan całego akwenu uwzględniając wszystkie matryce określa się metodą „one out all out", co oznacza, że jeżeli w przypadku przynajmniej jednej matrycy nie został osiągnięty odpowiedni stan, wówczas stan całego obszaru jest nieodpowiedni.

Basen Bornholmski

W Tabela 2.2.70 przedstawiono wyniki oceny przeprowadzonej dla obszaru Basenu Bornholmskiego w ramach kryterium D8C1 z uwzględnieniem trzech kategorii matryc. Ocenę przeprowadzono na podstawie danych dla 24 wskaźników podstawowych, z których 6 nie spełniło wymagań dobrego stanu środowiska (Rys. 2.2.55.). Należą do nich: ^{137}Cs w wodzie morskiej (należy jednak podkreślić, że trend w przypadku tego wskaźnika jest zdecydowanie malejący), Cd i Pb w wątrobach ryb, Hg i PBDE w mięśniach ryb oraz Hg w osadach. 18 wskaźników było na poziomach poniżej wartości progowych wyznaczających granicę dobrego stanu. 3 z 10 substancji u-PTB (Hg i PBDE w mięśniach ryb i Hg w osadach) nie spełniło wymagań dobrego stanu.

W Basenie Bornholmskim trend spadkowy obserwowany jest w przypadku stężeń 137Cs w wodzie morskiej i w przypadku sumy 6 kongenerów PBDE w mięśniach ryb. W przypadku stężeń metali ciężkich w rybach nie odnotowano jednoznacznego trendu, podobnie jak w przypadku HCB, sum 6 PCB, CB 118 i HBCDD. W przypadku pozostałych substancji w różnych matrycach liczba danych nie pozwala na określenie zmian czasowych.

W stosunku do poprzedniej oceny taki sam **dobry stan środowiska** wystąpił w przypadku:

1) dioksyn i związków dioksynopodobnych (suma PCDD+PCDF+PCB-DL);

2) sumy PCB w rybach, z tą różnicą, że w 2012 r. była to suma 7 kongenerów, a w 2016 r. jest to suma 6 kongenerów, ale wyłączony kongener CB118 również wskazuje na stan dobry;
3) Cd i Hg w osadach.

W stosunku do poprzedniej oceny taki sam **nieodpowiedni stan środowiska** wystąpił w przypadku:

1) Hg w rybach;
2) Cd w rybach;
3) ^{137}Cs w wodzie morskiej.

W stosunku do poprzedniej oceny zmiana **stanu środowiska** wystąpiła w przypadku:

1) PBDE w rybach (z dobrego na zły), ale ma to ścisły związek z obniżeniem wartości progowej;
2) Pb w rybach (z dobrego na zły), ale wartości stężeń są zbliżone do wartości progowej;
3) Pb w osadach (ze złego na dobry).

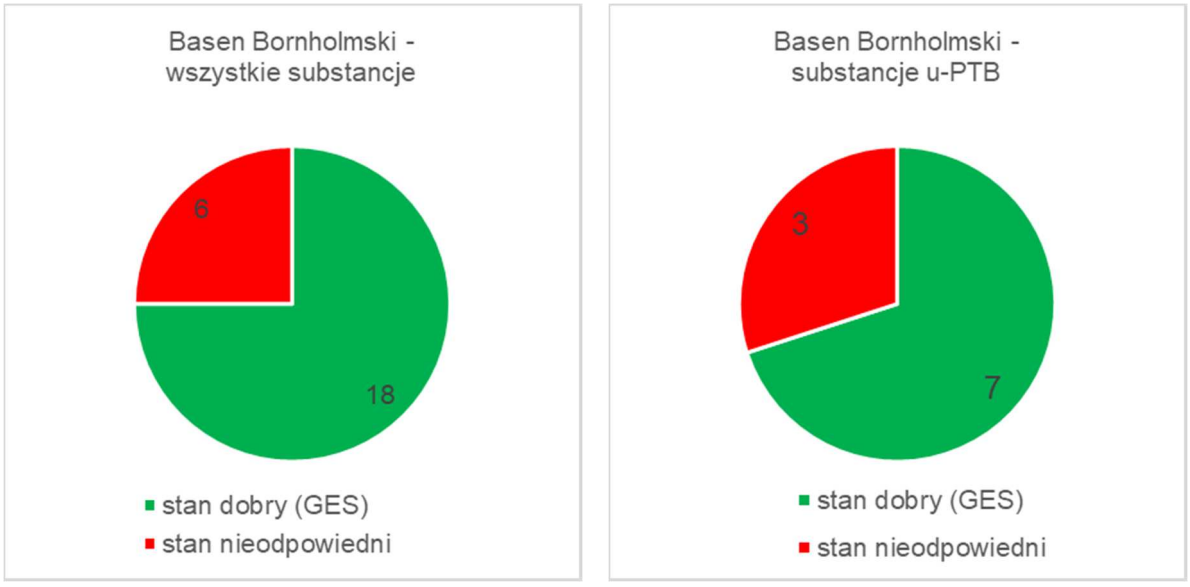
HBCDD, PFOS oraz WWA z metabolitami nie podlegały ocenie w 2012 r.

Tabela 2.2.70. Wyniki oceny stanu środowiska Basenu Bornholmskiego w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Maryca	Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Rok	Średnie stężenie	GES	Trend	WS	ZWC
Woda	^{137}Cs	woda	15	Bq/m^3	2016	21,5	nie	↘	1,43	1,02
	Diklofenak	woda	10	ng/dm^3	2016	0,08	tak	X	0,01	
Osady	Cd	osady	2,3	mg/kg sm	2012, 2016	0,8	tak	X	0,37	0,85
	Pb	osady	120	mg/kg sm	2012, 2016	59,22	tak	X	0,49	
	Hg*	osady	0,07	mg/kg sm	2012, 2016	0,08	nie	X	1,18	
	Fluoranten -WWA	osady	2000	µg/kg sm	2012, 2016	27,80	tak	X	0,01	
	Benzo(g,h,i)perylen – WWA*	osady	85	µg/kg sm	2012, 2016	1,92	tak	X	0,02	
	Indeno(1,2,3-cd)piren – WWA*	osady	240	µg/kg sm	2012, 2016	2,21	tak	X	0,01	
Biota	Cs-137	biota (rośliny)	15	Bq /kg sm	2015	0,83	tak	X	0,06	8,3
	Cd	biota (ryby - wątroba)	26	µg/kg mm	2016	382,00	nie	↔	14,69	
	Cd	biota (rośliny)	33	mg/kg sm	2016	0,34	tak	X	0,01	
	Pb	biota (ryby - wątroba)	26	µg/kg mm	2016	42,15	nie	↔	1,62	
	Pb	biota (rośliny)	26	mg/kg sm	2016	0,85	tak	X	0,03	
	Hg*	biota (ryby - mięśnie)	20	µg/kg mm	2016	31,00	nie	↔	1,55	
	Hg*	biota (rośliny)	400	µg/kg sm	2016	19,66	tak	X	0,05	
	Bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154)*	biota (ryby - mięśnie)	0,0085	µg/kg mm	2016	0,13	nie	↘	14,84	
	Heksachlorobenzen_HCB	biota (ryby - mięśnie)	10	µg/kg mm	2016	0,34	tak	↔	0,03	

Maryca	Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Rok	Średnie stężenie	GES	Trend	WS	ZWC
	1-OH piren - metabolity WWA	biota (żółć)	483	ng/ml	2016	7,00	tak	X	0,01	
	Związki tributylocyny (kation tributylocyny)*	biota (ryby)	15,2	µg/kg mm	2016	1,02	tak	X	0,07	
	Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne –PFOS*	biota (ryby - mięśnie)	9,1	µg/kg mm	2016	0,77	tak	X	0,08	
	Dioksyny i związki dioksynopodobne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL)*	biota (ryby)	0,0065	µg/kg TEQ	2016	0,0018	tak	X	0,28	
	Polichlorowane bifenyle (suma 28, 52, 101, 138, 153, 180)	biota (ryby - mięśnie)	75	µg/kg mm	2016	1,40	tak	↔	0,02	
	CB118	biota (ryby - mięśnie)	24	µg/kg mm	2016	0,26	tak	↔	0,01	
	Heksabromocyklododekan- HBCDD*	biota (ryby - mięśnie)	167	µg/kg mm	2016	0,71	tak	↔	0,00	

* Substancje uPTB.
GES – czy dobry stan środowiska został osiągnięty;
WS – współczynnik skażenia;
ZWC – zintegrowany wskaźnik chemiczny.
Trend – malejący (↘), rosnący (↗), brak trendu (↔) lub trend niemożliwy do określenia najczęściej w wyniku zbyt krótkiej serii danych (X).



Rys. 2.2.55. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla Basenu Bornholmskiego.
(liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony) (źródło danych PMŚ)

W wyniku przeprowadzenia zintegrowanej oceny stanu środowiska zgodnie z metodą zaproponowaną w ramach Projektu HELCOM HOLAS II wyznaczono współczynniki skażenia oraz zintegrowane współczynniki chemiczne (Tabela 2.2.71). Stan zły stwierdzono w przypadku organizmów, dla których wartość ZWC wyniosła aż 8,3 i wynikała głównie z bardzo niskich wartości progowych ustalonych dla PBDE i Cd w rybach. Wartość ZWC tylko nieznacznie przekraczającą 1 odnotowano w przypadku wody i miało to związek z poziomami ^{137}Cs. W

przypadku osadów wartość ZWC pozostawała poniżej 1. Ostatecznie stan obszaru Basenu Bornholmskiego należy uznać za nieodpowiedni.

Tabela 2.2.71. Wynik zintegrowanej oceny dla Basenu Bornholmskiego w ramach kryterium D8C1.

	ZWC	**liczba wskaźników z WS < 1**	**liczba wskaźników z WS > 1**	**Stan w ramach matrycy**
Biota	8,3	12	4	subGES
Osady	0,85	5	1	GES
Woda	1,02	1	1	subGES
stan środowiska Basenu Bornholmskiego				subGES

Wschodni Basen Gotlandzki

W Tabela 2.2.72 przedstawiono wyniki oceny przeprowadzonej dla obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego w ramach kryterium D8C1 z uwzględnieniem trzech kategorii matryc. Ocenę przeprowadzono na podstawie danych dla 20 wskaźników podstawowych, z których 6 nie spełniło wymagań dobrego stanu środowiska (Rys. 2.2.56). Należą do nich: ^{137}Cs w wodzie morskiej, Cd i Pb w wątrobach ryb, Hg i PBDE w mięśniach ryb oraz Hg w osadach. 14 wskaźników było na poziomach poniżej wartości progowych wyznaczających granicę dobrego stanu. 3 z 9 substancji u-PTB (Hg i PBDE w mięśniach ryb oraz Hg w osadach) nie spełniło wymagań dobrego stanu.

We wschodnim Basenie Gotlandzkim trend spadkowy obserwowany jest w przypadku stężeń ^{137}Cs w wodzie morskiej oraz w przypadku sumy 6 kongenerów PBDE, sumy 6 kongenerów PCB, HBCDD w mięśniach ryb i Pb w wątrobach ryb. W przypadku stężeń Cd i Hg w wątrobach ryb nie odnotowano jednoznacznego trendu, podobnie jak w przypadku HCB oraz CB118. W przypadku pozostałych substancji w różnych matrycach liczba danych nie pozwala na określenie zmian czasowych.

W stosunku do poprzedniej oceny taki sam **dobry stan środowiska** wystąpił w przypadku:

1) dioksyn i związków dioksynopodobnych (suma PCDD+PCDF+PCB-DL);
2) sumy PCB w rybach, z tą różnicą, że w 2012 r. była to suma 7 kongenerów, a w 2016 r. jest to suma 6 kongenerów, ale wyłączony kongener CB118 również wskazuje na stan dobry;
3) Cd w osadach.

W stosunku do poprzedniej oceny taki sam **nieodpowiedni stan środowiska** wystąpił w przypadku:

1) Hg w rybach;
2) Cd w rybach;
3) ^{137}Cs w wodzie morskiej.

W stosunku do poprzedniej oceny zmiana **stanu środowiska** wystąpiła w przypadku:

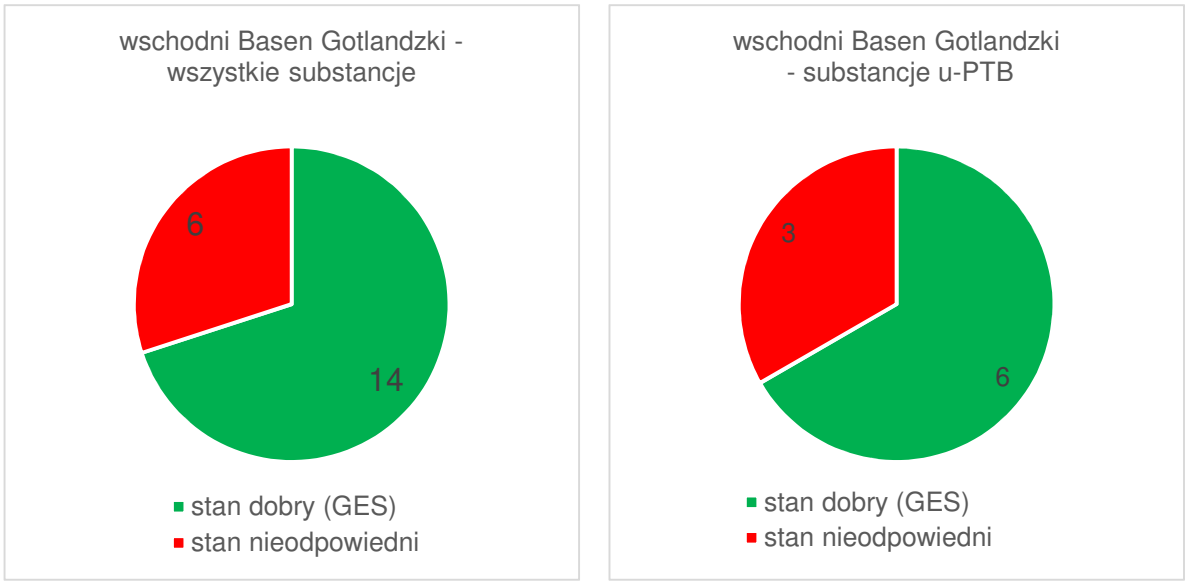
1) PBDE w rybach (z dobrego na zły), ale ma to ścisły związek z obniżeniem wartości progowej;
2) Pb w rybach (z dobrego na zły), ale wartości stężeń są zbliżone do wartości progowej;
3) Pb w osadach (ze złego na dobry);
4) Hg w osadach (ze złego na dobry).

HBCDD, PFOS oraz WWA z metabolitami nie podlegały ocenie w 2012 r.

Tabela 2.2.72. Wyniki oceny stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Matryca	Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Rok	Średnie stężenie	GES	Trend	WS	ZWC
Woda	Cs-137	woda	15	Bq/m^3	2016	24,2	nie	↘	1,613	1,15
	Diklofenak - farmaceutyki	woda	10	ng/dm^3	2016	0,08	tak	X	0,008	
Osady	Cd	osady	2,3	mg/kg sm	2012, 2016	0,52	tak	X	0,226	0,72
	Pb	osady	120	mg/kg sm	2012, 2016	57,5	tak	X	0,479	
	Hg*	osady	0,07	mg/kg sm	2012, 2016	0,07	nie	X	1,029	
	Fluoranten -WWA	osady	2000	µg/kg sm	2012	28,28	tak	X	0,014	
	Benzo(g,h,i)perylen – WWA*	osady	85	µg/kg sm	2012	1,70	tak	X	0,020	
	Indeno(1,2,3-cd)piren – WWA*	osady	240	µg/kg sm	2012	1,40	tak	X	0,006	
Biota	Cd	biota (ryby - wątroba)	26	µg/kg mm	2016	585,0	nie	↔	22,50	18,1
	Pb	biota (ryby - wątroba)	26	µg/kg mm	2016	53,0	nie	↘	2,038	
	Hg*	biota (ryby - mięśnie)	20	µg/kg mm	2016	33,90	nie	↔	1,695	
	Bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154)*	biota (ryby - mięśnie)	0,0085	µg/kg mm	2016	0,30	nie	↘	35,71	
	Heksachlorobenzen_HCB	biota (ryby - mięśnie)	10	µg/kg mm	2016	0,23	tak	↔	0,023	
	1-OH piren - metabolity WWA	biota (żółć)	483	ng/ml	2016	1,00	tak	X	0,002	
	Związki tributylocyny (kation tributylocyny)*	biota (ryby - mięśnie)	15,2	µg/kg mm	2016	1,01	tak	X	0,066	
	Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne – PFOS*	biota (ryby - mięśnie)	9,1	µg/kg mm	2016	0,65	tak	X	0,071	
	Dioksyny i związki i dioksynopodobne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL)*	biota (ryby - mięśnie)	0,0065	µg/kg TEQ	2016	0,0036	tak	X	0,554	
	Polichlorowane bifenyle (suma 28, 52, 101, 138, 153, 180)	biota (ryby - mięśnie)	75	µg/kg mm	2016	1,54	tak	↘	0,021	
	CB118	biota (ryby - mięśnie)	24	µg/kg mm	2016	0,30	tak	↔	0,013	
	Heksabromocyklododekan-HBCDD*	biota (ryby - mięśnie)	167	µg/kg mm	2016	0,65	tak	↘	0,004	

* Substancje uPTB.
GES – czy dobry stan środowiska został osiągnięty;
WS – współczynnik skażenia;
ZWC – zintegrowany wskaźnik chemiczny;
Trend – malejący (↘), rosnący (↗), brak trendu (↔) lub trend niemożliwy do określenia najczęściej w wyniku zbyt krótkiej serii danych (X).



Rys. 2.2.56. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego (liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony) (źródło danych PMŚ).

W wyniku przeprowadzenia zintegrowanej oceny stanu środowiska obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego stan nieodpowiedni stwierdzono w przypadku organizmów, dla których wartość ZWC dla matrycy biota wyniosła aż 18,1 i wynikała głównie z bardzo niskich wartości progowych ustalonych dla PBDE i Cd w rybach (Tabela 2.2.74). Wartość ZWC tylko nieznacznie przekraczającą 1 odnotowano w przypadku wody i miało to związek z poziomami ^{137}Cs. W przypadku osadów wartość ZWC pozostawała poniżej 1. Ostatecznie stan obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za nieodpowiedni.

Tabela 2.2.73. Wynik zintegrowanej oceny dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego w ramach kryterium D8C1.

	ZWC	**liczba wskaźników z WS < 1**	**liczba wskaźników z WS > 1**	**Stan w ramach matrycy**
Biota	18,1	8	4	subGES
Osady	0,72	5	1	GES
Woda	1,15	1	1	subGES
stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego				subGES

Basen Gdański

W Tabela 2.2.74 przedstawiono wyniki oceny przeprowadzonej dla obszaru Basenu Gdańskiego w ramach kryterium D8C1 z uwzględnieniem trzech kategorii matryc. Ocenę przeprowadzono na podstawie danych dla 20 wskaźników podstawowych, z których 6 nie spełniło wymagań dobrego stanu środowiska (Rys. 2.2.57.). Należą do nich: ^{137}Cs w wodzie morskiej, Hg w osadach, Cd i Pb w wątrobach ryb oraz Hg i PBDE w mięśniach ryb. 14 wskaźników było na poziomach poniżej wartości progowych wyznaczających granicę dobrego stanu. 3 z 9

substancji u-PTB (Hg i PBDE w mięśniach ryb oraz Hg w osadach) nie spełniło wymagań dobrego stanu środowiska.

W Basenie Gdańskim trend spadkowy obserwowany jest w przypadku stężeń ^{137}Cs w wodzie morskiej. W przypadku innych wartości stężeń długość serii czasowych z pojedynczej lokalizacji nie pozwala na określenie tendencji zmian czasowych. Pomimo krótkiej serii czasowej wiarygodność danych została potwierdzona poprzez porównanie stężeń poszczególnych substancji w rybach z obszaru Basenu Gdańskiego z danymi pochodzącymi z innej, ale zbliżonej, lokalizacji (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego). Wyniki dla poszczególnych substancji z dwóch lokalizacji są bardzo zbliżone, dlatego dane z 2016 r. ze stacji zlokalizowanej w Basenie Gdańskim uznano za reprezentatywne.

W stosunku do poprzedniej oceny taki sam **dobry stan środowiska** wystąpił w przypadku:

1) dioksyn i związków dioksynopodobnych (suma PCDD+PCDF+PCB-DL);
2) HBCDD w rybach;
3) PFOS w rybach;
4) sumy PCB w rybach, z tą różnicą, że w 2012 roku była to suma 7 kongenerów, a w 2016 jest to suma 6 kongenerów, ale wyłączony kongener CB118 również wskazuje na stan dobry;
5) WWA i metabolitów WWA;
6) Cd i Pb w osadach.

W stosunku do poprzedniej oceny taki sam **nieodpowiedni stan środowiska** wystąpił w przypadku:

1) Hg w rybach;
2) ^{137}Cs w wodzie morskiej.

W stosunku do poprzedniej oceny zmiana **stanu środowiska** wystąpiła w przypadku:

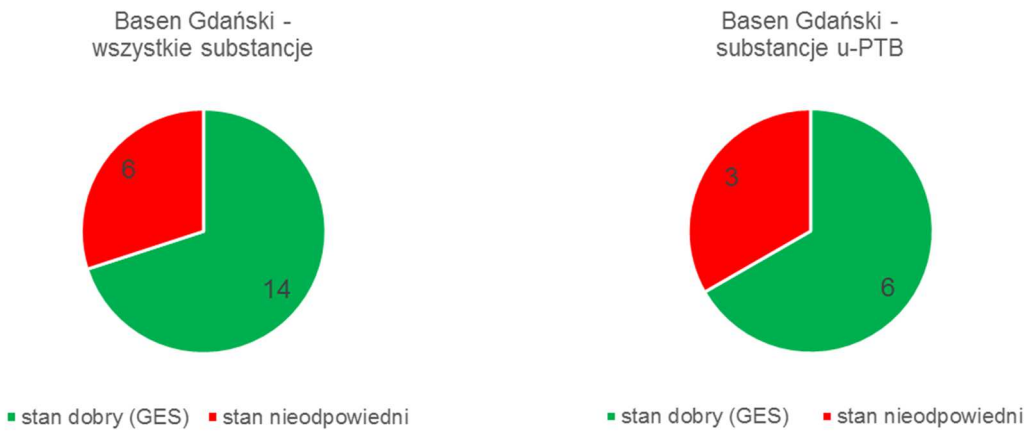
1) PBDE w rybach (z dobrego na zły), ale ma to ścisły związek z obniżeniem wartości progowej;
2) Cd w rybach (z dobrego na zły) ze względu na zmianę wartości progowej;
3) Pb w rybach (z dobrego na zły), ale wartości stężeń są zbliżone do wartości progowej;
4) Hg w osadach (z dobrego na zły).

Tabela 2.2.74. Wyniki oceny stanu środowiska Basenu Gdańskiego w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

	Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Rok	Średnie stężenie	GES	Trend	WS	ZWC
Woda	Cs-137	woda	15	Bq/m^3	2016	23,0	nie	↘	1,535	1,09
	Diklofenak - farmaceutyki	woda	10	ng/dm^3	2016	0,08	tak	X	0,008	
Osady	Cd	osady	2,3	mg/kg sm	2012	1,8	tak	X	0,762	1,5
	Pb	osady	120	mg/kg sm	2012	64,21	tak	X	0,535	
	Hg*	osady	0,07	mg/kg sm	2012	0,17	nie	X	2,357	
	Fluoranten -WWA	osady	2000	µg/kg sm	2012	12,95	tak	X	0,006	
	Benzo(g,h,i)perylen – WWA*	osady	85	µg/kg sm	2012	1,35	tak	X	0,016	
	Indeno(1,2,3-cd)piren – WWA*	osady	240	µg/kg sm	2012	1,25	tak	X	0,005	
Biota	Cd	biota (ryby - wątroba)	26	µg/kg mm	2016	220,00	nie	X	8,462	8,1

	Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Rok	Średnie stężenie	GES	Trend	WS	ZWC
	Pb	biota (ryby - wątroba)	26	µg/kg mm	2016	40,6	nie	X	1,562	
	Hg*	biota (ryby - mięśnie)	20	µg/kg mm	2016	58,00	nie	X	2,900	
	Bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154)	biota (ryby - mięśnie)	0,0085	µg/kg mm	2016	0,12	nie	X	14,235	
	Heksachlorobenzen_HCB	biota (ryby - mięśnie)	10	µg/kg mm	2016	0,26	tak	X	0,026	
	1-OH piren - metabolity WWA	biota (żółć)	483	ng/ml	2016	109,00	tak	X	0,226	
	Związki tributylocyny (kation tributylocyny)*	biota (ryby)	15,2	µg/kg mm	2016	1,01	tak	X	0,066	
	Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne –PFOS*	biota (ryby - mięśnie)	9,1	µg/kg mm	2016	0,94	tak	X	0,103	
	Dioksyny i związki dioksynopodobne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL)*	biota (ryby - mięśnie)	0,0065	µg/kg TEQ	2016	0,0018	tak	X	0,277	
	Polichlorowane bifenyle (suma 28, 52, 101, 138, 153, 180)	biota (ryby - mięśnie)	75	µg/kg mm	2016	1,62	tak	X	0,022	
	CB118	biota (ryby - mięśnie)	24	µg/kg mm	2016	0,34	tak	X	0,014	
	Heksabromocyklododekan-HBCDD*	biota (ryby - mięśnie)	167	µg/kg mm	2016	0,05	tak	X	0,000	

* Substancje uPTB.
GES – czy dobry stan środowiska został osiągnięty,
WS – współczynnik skażenia,
ZWC – zintegrowany wskaźnik chemiczny.
Trend – malejący (↘), rosnący (↗), brak trendu (↔) lub trend niemożliwy do określenia najczęściej w wyniku zbyt krótkiej serii danych (X).



Rys. 2.2.57. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla Basenu Gdańskiego (liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony) (źródło danych PMŚ).

W wyniku przeprowadzenia zintegrowanej oceny stanu środowiska obszaru Basenu Gdańskiego stan nieodpowiedni stwierdzono w przypadku organizmów, dla których wartość ZWC dla matrycy biota wyniosła aż 18,1 i wynikała głównie z bardzo niskich wartości progowych ustalonych dla PBDE i Cd w rybach (Tabela 2.2.75). Wartość ZWC tylko nieznacznie przekraczającą 1 odnotowano w przypadku wody i miało to związek z poziomami ^{137}Cs. W przypadku osadów wartość ZWC również przekroczyła wartość 1, za co odpowiedzialne były podwyższone stężenia Hg w osadach. Ostatecznie stan obszaru Basenu Gdańskiego należy uznać za nieodpowiedni.

Tabela 2.2.75. Wynik zintegrowanej oceny dla Basenu Gdańskiego w ramach kryterium D8C1.

	ZWC	liczba wskaźników z WS < 1	liczba wskaźników z WS > 1	Stan w ramach matrycy
Biota	8,1	8	4	subGES
Osady	1,50	5	1	subGES
Woda	1,09	1	1	subGES
stan środowiska Basenu Gdańskiego				subGES

Wiarygodność oceny stanu środowiska wód morza otwartego w zakresie kryterium D8C1

Wiarygodność oceny w zakresie kryterium D8C1, w ramach którego oceniono stan środowiska trzech obszarów morza otwartego określono metodą oceny eksperckiej opartej na podstawowych dwóch parametrach: liczby, reprezentatywności i wiarygodności danych uwzględnionych w ocenie oraz wiarygodności i adekwatności wartości progowych. W ocenie przyjęto, że liczba wskaźników wykorzystanych w ocenie, od 20 do 24 jest wystarczająca do przyjęcia wysokiej wiarygodności. Przyjęto, że pełna liczba lat (cały okres objęty oceną) prowadzenia monitoringu i pozyskiwania danych w danym obszarze jest wystarczająca do przyjęcia wysokiej wiarygodności. Tylko w Basenie Gdańskim dane dla organizmów pochodzą z jednego roku badań (2016), dlatego też obniżono wiarygodność do średniej. Wykorzystanie danych dla trzech matryc, co obowiązuje we wszystkich obszarach oceny, jest wystarczające do przyjęcia wysokiej wiarygodności w tym zakresie. Wiarygodność dla wartości progowych

obniżono do średniej w związku z tym, że poza wartościami środowiskowych norm jakości – EQS wykorzystywane są, również inne wartości graniczne rekomendowane regionalnie oraz wartości krajowe. Jest to podejście przyjęte w ramach holistycznej oceny Morza Bałtyckiego. Biorąc pod uwagę cztery składowe, ostatecznie ustalono, że ocena stanu środowiska Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego jest wysoce wiarygodna, natomiast wiarygodność oceny środowiska Basenu Gdańskiego uznano za średnią.

Wyniki oceny wiarygodności ocen stanu środowiska poszczególnych obszarów zamieszczono w Tabela 2.2.76.

Tabela 2.2.76. Ocena wiarygodności ocen stanu środowiska obszarów morza otwartego w zakresie kryterium D8C1.

	Liczba wskaźników ocenianych	Lata prowadzenia monitoringu w danym obszarze	Matryca	Wartości progowe	Wiarygodność oceny
Basen Bornholmski	24 -wiarygodność wysoka	2011-2016 -wiarygodność wysoka	woda, biota (ryby i rośliny), osady -wiarygodność wysoka	Wartości progowe – wartości EQS, wartości regionalne (HELCOM, OSPAR), wartości krajowe – wiarygodność średnia	wysoka
wschodni Basen Gotlandzki	20 -wiarygodność wysoka	2011-2016 -wiarygodność wysoka	woda, biota (ryby), osady -wiarygodność wysoka	Wartości progowe – wartości EQS, wartości regionalne (HELCOM, OSPAR), wartości krajowe – wiarygodność średnia	wysoka
Basen Gdański	20 -wiarygodność wysoka	2011-2016, organizmy tylko 2016 -wiarygodność średnia	woda, biota (ryby), osady -wiarygodność wysoka	Wartości progowe – wartości EQS, wartości regionalne (HELCOM, OSPAR), wartości krajowe – wiarygodność średnia	średnia

Kryterium D8C2

W ramach kryterium D8C2 ocenę przeprowadzono w ramach dwóch wskaźników stosowanych do oceny efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy:

1) wskaźnik – test mikrojądrowy;
2) wskaźnik – produktywność bielika.

Test mikrojądrowy

Pomimo, że test mikrojądrowy będący wskaźnikiem efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy morskie w Projekcie HELCOM HOLAS II ma status wskaźnika nie w pełni operacyjnego (pre-core indicator), został on wykorzystany w ocenie stanu środowiska POM. Wskaźnik ten został wprowadzony do programu monitoringu POM w 2014 r.

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytogenetycznych na poziomie komórkowym wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych. Liczba mikrojąder powstałych z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki jest miarą genotoksyczności określonych substancji obecnych w środowisku.

Analiza z wykorzystaniem testu mikrojądrowego polega na zliczeniu nieprawidłowości występujących w obrębie komórek erytrocytów krwi śledzi bałtyckich odławianych w różnych obszarach. Liczba zliczonych zmian przeliczona na 1000 erytrocytów jest parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm. W celu uzyskania wiarygodnych wyników analizy prowadzone są w 10 próbkach pochodzących z jednej lokalizacji, a liczba przeanalizowanych erytrocytów pozostaje w granicach od 3000 do 5000 zgodnie z zaleceniami (HELCOM 2012).

Do oceny wykorzystano wartości średnie wyników uzyskanych w latach 2014-2016. Wykorzystanie wartości średnich z całego okresu badań ma na celu pogłębienie wiarygodności oceny bazującej na ograniczonej liczbie danych. Dla każdego obszaru oceny: wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki i Basen Bornholmski wyliczone wartości średnie aberracji odniesiono do wartości progowej ustalonej dla gatunku śledź (HELCOM 2012) – Tabela 2.2.77.

Uzyskane wyniki wskazują, że dobry stan środowiska w zakresie wskaźnika genotoksyczności został osiągnięty w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenie Bornholmskim, jednak we wschodnim Basenie Gotlandzkim wartość graniczna została przekroczona tylko nieznacznie.

Tabela 2.2.77. Wyniki oceny stanu środowiska bazującej na pomiarach przeprowadzonych metodą testu mikrojądrowego (źródło danych PMŚ).

Obszar oceny	Rok	MN/1000	Średnia liczba mikrojąder/1000 erytrocytów	Wartość progowa - liczba mikrojąder/1000 erytrocytów	GES
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	2014	0,23	0,29	0,39	Tak
	2015	0,35			
Basen Gdański	2015	0,92	1,13		Nie
	2016	1,34			
wschodni Basen Gotlandzki	2014	0,23	0,54		Nie
	2015	1,00			
	2016	0,40			
Basen Bornholmski	2014	0,16	0,37		Tak
	2015	0,33			
	2016	0,63			

Wiarygodność oceny stanu środowiska w zakresie efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy morskie bazującej na teście mikrojądrowym należy uznać za średnią, głównie ze względu na wartość progową, która została opracowana przez ekspertów i bazuje na danych pomiarowych.

Produktywność bielika

Wskaźnik „Produktywność bielika" jest wskaźnikiem podstawowym rekomendowanym do oceny stanu środowiska w ramach Projektu HELCOM HOLAS II i wykorzystywanym jako wskaźnik efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych.

W skład tego wskaźnika wchodzi przede wszystkim parametr:

1) sukces lęgowy – określający procentowy udział par, które odchowały młode w stosunku do liczby wszystkich par ze znanym końcowym efektem lęgu, który uzupełniony jest dwoma dodatkowymi parametrami:

2) liczba młodych na gniazdo z sukcesem – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę z lęgiem skutecznym;

3) liczba młodych na parę lęgową – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu.

Szczegóły przeprowadzenia oceny opisano w rozdziale poświęconym ptakom, natomiast końcową ocenę stanu środowiska w ramach tego wskaźnika przedstawiono w podrozdziale: „Ocena produktywności bielika w latach 2011-2016".

Ocenę przeprowadzono dla obszarów przybrzeżnych, a wynik średni uznano za reprezentatywny dla trzech obszarów: polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego i polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego bazując na danych z lat 2011-2016. Ocena polega na odniesieniu wartości charakteryzujących trzy parametry do wartości progowych wyznaczonych w ramach Projektu HELCOM HOLAS II.

Wyniki oceny zestawione w Tabela 2.2.78 wskazują na dobry stan środowiska w zakresie trzech parametrów we wszystkich obszarach oceny.

Tabela 2.2.78. Wyniki oceny dla bielika w trzech obszarach oceny (źródło danych PMŚ).

Obszar oceny (poziom 3 zgodnie z SMiO HELCOM)	**Sukces lęgowy**		**Liczba młodych na gniazdo z sukcesem**		**Liczba młodych na parę lęgową**		**GES**
	wartość	**wartość progowa**	**wartość**	**wartość progowa**	**wartość**	**wartość progowa**	
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	0,59	0,59	1,81	1,64	1,07	0,97	tak
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	0,59	0,59	1,81	1,64	1,07	0,97	tak
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	0,59	0,59	1,81	1,64	1,07	0,97	tak

Kryterium D8C3

Ocena w zakresie cecgy D8, kryterium D8C3 bazuje na wynikach oceny przeprowadzonej w ramach wskaźnika podstawowego HELCOM (HELCOM Core Indicator: Operational oil spills from ships (www.helcom.fi/Baltic Sea trends/Indicators). W ramach wskaźnika, bazując na danych pochodzących z obserwacji lotniczych, zostały wyznaczone średnie roczne wartość objętości rozlewów olejowych dla lat 2011-2015 dla poszczególnych basenów oceny. W 2015 r. w ramach monitoringu rozlewów olejowych wykonano loty trwające łącznie około 240 godzin. Na podstawie informacji uzyskanych również z innych państw oceniono stan środowiska Morza Bałtyckiego w zakresie zanieczyszczenia rozlewami olejowymi, odnosząc średnie wartości dla poszczególnych basenów do wartości progowych wyznaczonych jako średnie objętości rozlewów olejowych, które miały miejsce w tych samych obszarach w latach 2008 -2013. W

Tabela 2.2.79 zestawiono wyniki oceny dla trzech basenów pozostających w polskiej strefie ekonomicznej.

Tabela 2.2.79. Ocena stanu środowiska w zakresie kryterium D8C3 (źródło danych PMŚ).

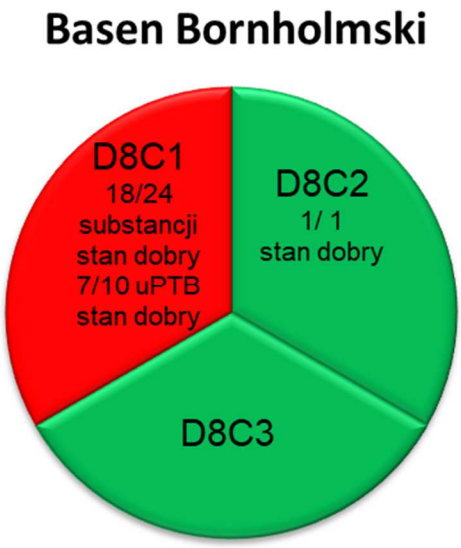
Basen	Wartość progowa – średnia roczna dla okresu oceny 2008-2013 [m^3]	Średnia roczna dla okresu oceny 2011-2015 [m^3]	Stan środowiska (czerwony kolor - nieodpowiedni stan środowiska; wartości powyżej progowych), zielony – dobry stan środowiska; wartości poniżej progowych)
Basen Gdański	0,1038	0,0981	GES
wschodni Basen Gotlandzki	1,8503	2,8722	subGES
Basen Bornholmski	2,8667	1,4121	GES

Wiarygodność oceny stanu środowiska w zakresie kryterium należy uznać za średnią, głównie ze względu na wartość progową, która została opracowana przez ekspertów i bazuje na danych pomiarowych oraz ograniczonego stopnia reprezentatywności danych wynikającej z procesu monitorowania.

Podsumowanie oceny w zakresie cechy D8

Ocenę dla cechy D8 przeprowadzono w zakresie trzech kryteriów, przy czym pełna ocena dotyczy tylko obszarów morza otwartego:

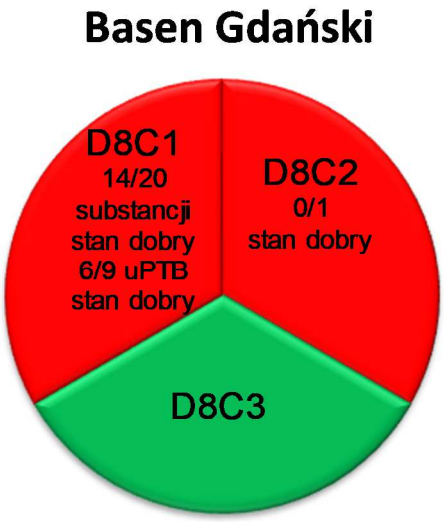
- W Basenie Bornholmskim, w zakresie kryterium D8C1 18 z 24 wskaźników - substancji w odpowiednich matrycach - spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska, w tym 7 z 10 substancji wszechobecnych, trwałych, toksycznych i ulegających bioakumulacji spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska. Stosując przyjętą metodę integracji oceny stan środowiska Basenu Bornholmskiego w zakresie kryterium D8C1 należy uznać za nieodpowiedni (Rys. 2.2.58). W zakresie kryterium D8C2 zastosowany wskaźnik efektów oddziaływania substancji szkodliwych wskazuje na stan dobry środowiska, podobnie jak wskaźnik rozlewów olejowych oceniany w ramach kryterium D8C3.
- We wschodnim Basenie Gotlandzkim, w zakresie kryterium D8C1 14 z 20 wskaźników - substancji w odpowiednich matrycach - spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska, w tym 6 z 9 substancji wszechobecnych, trwałych, toksycznych i ulegających bioakumulacji spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska. Stosując przyjętą metodę integracji oceny stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego w zakresie kryterium D8C1 należy uznać za nieodpowiedni (Rys. 2.2.59). W zakresie kryterium D8C2 zastosowany wskaźnik efektów oddziaływania substancji szkodliwych wskazuje również na stan nieodpowiedni środowiska, podobnie jak wskaźnik rozlewów olejowych oceniany w ramach kryterium D8C3.
- W Basenie Gdańskim, w zakresie kryterium D8C1 14 z 20 wskaźników - substancji w odpowiednich matrycach - spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska, w tym 6 z 9 substancji wszechobecnych, trwałych, toksycznych i ulegających bioakumulacji spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska. Stosując przyjętą metodę integracji oceny stan środowiska Basenu Gdańskiego w zakresie kryterium D8C1 należy uznać za nieodpowiedni (Rys. 2.2.60). W zakresie kryterium D8C2 zastosowany wskaźnik efektów oddziaływania substancji szkodliwych wskazuje również na stan nieodpowiedni środowiska, natomiast wskaźnik rozlewów olejowych oceniany w ramach kryterium D8C3 wskazuje na dobry stan środowiska.



Rys. 2.2.58. Podsumowanie oceny stanu środowiska Basenu Bornholmskiego w zakresie cechy D8 (źródło danych PMŚ).



Rys. 2.2.59. Podsumowanie oceny stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego w zakresie cechy D8 (źródło danych PMŚ).



Rys. 2.2.60. Podsumowanie oceny stanu środowiska Basenu Gdańskiego w zakresie w cechy D8 (źródło danych PMŚ).

Cecha D9 - Poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty ani innych odpowiednich norm

Zgodnie z decyzją 2017/848 dla cechy D9 wytypowano jedno kryterium o charakterze podstawowym D9C1 (Tabela 2.2.80).

Tabela 2.2.80. Kryterium oceny dla cechy D9.

Cecha	Kryterium podstawowe	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Skala oceny
D9 - Poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty ani innych odpowiednich norm	D9C1	Poziom substancji zanieczyszczających w tkankach jadalnych (mięśniach, wątrobie, ikrze, mięsie lub innych częściach miękkich) ryb i owoców morza (w tym ryb, skorupiaków, mięczaków, szkarłupni, wodorostów morskich i innych morskich roślin) złowionych lub zebranych w naturze (z wyłączeniem ryb z marikultury) nie przekracza: 1) w odniesieniu do substancji zanieczyszczających wymienionych w rozporządzeniu Komisji (WE) nr 1881/2006 z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalającym najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych (Dz. Urz. UE L 364 z 20.12.2006, str. 5, z późn. zm.), zwanym dalej „rozporządzeniem nr 1881/2006" najwyższych dopuszczalnych poziomów ustanowionych w rozporządzeniu nr 1881/2006, które są wartościami progowymi do celów decyzji 2017/848; 2) dla dodatkowych zanieczyszczeń, niewymienionych w rozporządzeniu nr 1881/2006, wartości progowych, które państwa członkowskie UE ustalą w ramach współpracy regionalnej.	Obszar połowu lub produkcji zgodnie z art. 38 rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1379/2013 z dnia 11 grudnia 2013 r. w sprawie wspólnej organizacji rynków produktów rybołówstwa i akwakultury, zmieniającego rozporządzenia Rady (WE) nr 1184/2006 i (WE) nr 1224/2009 oraz uchylającego rozporządzenie Rady (WE) nr 104/2000 (Dz. Urz. UE L 354 z 28.12.2013, str. 1, z późn. zm.)

Poziom substancji zanieczyszczających w tkankach jadalnych (mięśniach, wątrobie, ikrze, mięsie lub innych częściach miękkich) ryb i owoców morza (w tym ryb, skorupiaków, mięczaków, szkarłupni, wodorostów morskich i innych morskich roślin) złowionych lub zebranych w naturze (z wyłączeniem ryb z marikultury) nie przekracza:

1) w odniesieniu do substancji zanieczyszczających wymienionych w rozporządzeniu nr 1881/2006 najwyższych dopuszczalnych poziomów ustanowionych w rozporządzeniu nr 1881/2006, które są wartościami progowymi do celów decyzji 2017/848;
2) dla dodatkowych zanieczyszczeń, niewymienionych w rozporządzeniu nr 1881/2006, wartości progowych, które państwa członkowskie UE ustalą w ramach współpracy regionalnej.

Kryterium D9C1

Ocenę w zakresie cechy D9, kryterium D9C1 przeprowadzono bazując na danych dla wskaźników (stężeń substancji w rybach) wytypowanych podczas testowania przeprowadzonego w etapie I realizacji umowy w zakresie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego. Wszystkie substancje zostały przypisane do odpowiednich obszarów oceny, w których te dane zostały pozyskane. Ostateczny zestaw substancji przypisanych do obszarów przedstawiono w Tabela 2.2.81. Należy jednak podkreślić, że zgodnie z decyzją 2017/848 obszarami oceny są obszary FAO i w związku z tym poszczególne obszary podziału POM przypisano odpowiednim obszarom FAO (Tabela 2.2.83).

Ocena w tych obszarach została przeprowadzona zgodnie z decyzją 2017/848 wraz z przewodnikiem (Art. 8 MSFD Assessment Guidance 2017), czyli dla każdej substancji w tkance mięśniowej ryb przeprowadzono ocenę, odnosząc wartości stężeń do wartości progowych i wskazując, czy wartości progowe zostały przekroczone, czy nie. Wartości progowe zostały przyjęte na podstawie obowiązujących aktów prawnych (rozporządzenie nr 1881/2006) lub ustaleń na poziomie regionalnym. Referencje dla każdej wartości progowej podano w Tabela 2.2.81. Ostatecznie podano liczbę substancjispełniających wymagania dobrego stanu i liczbę substancji niespełniających tego wymogu dla każdego obszaru oceny. Należy podkreślić, że do oceny wykorzystano najbardziej aktualne dane, w większości przypadków dane z 2016 r. Do ocen wykorzystano wartości średnie stężeń określonych substancji wyliczone na podstawie danych z każdego obszaru, jeżeli próbki do tych samych analiz pobrano z więcej niż jednej lokalizacji. W pozostałych przypadkach do oceny wykorzystano pojedyncze dane, jak na przykład w obszarze FAO 25.

Tabela 2.2.81. Wskaźniki (substancje lub grupy substancji) wytypowane dla cechy D9 w poszczególnych obszarach.

Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Referencja	Zalew Szczeciński	Basen Bornholmski	wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Basen Gdański	wschodni Basen Gotlandzki	Zalew Wiślany
Cd	ryby - wątroba	**1**	mg/kg mm	Rozporządzenie Komijsi (WE) nr 1881/2006 OSPAR 2009	x	x	x	x	x	x
Pb	ryby - wątroba	**0,3**	mg/kg mm	Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1881/2006	x	x	x	x	x	x
Hg	ryby - mięśnie	**0,5**	mg/kg mm	Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1881/2006	x	x	x	x	x	x
Bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154)	ryby - mięśnie	**0,0085**	µg/kg mm	EQS biota and human health, dyrektywa 2013/39/UE, WFD_3	x	x	x	x	x	x
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	ryby - mięśnie	**15,2**	µg/kg mm	$QS_{seafood}$ WFD_6	x	x	x	x	x	x
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne -PFOS	ryby - mięśnie	**9,1**	µg/kg mm	EQS, dyrektywa 2013/39/UE WFD_7	x	x	x	x	x	x

Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Referencja	Zalew Szczeciński	Basen Bornholmski	wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Basen Gdański	wschodni Basen Gotlandzki	Zalew Wiślany
Dioksyny i związki dioksynopodobne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL)	ryby - mięśnie	**0,008**	µg/kg TEQ	Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1881/2006		x		x	x	
Polichlorowane bifenyle(suma 28, 52, 101, 138, 153)	ryby - mięśnie	**75**	µg/kg mm	Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1881/2006	x	x	x	x	x	x
Heksabromocyklododekan- HBCDD	ryby - mięśnie	**167**	µg/kg mm	EQS, dyrektywa 2013/39/UE, WFD_8	x	x	x	x	x	x

Referencje do tabeli 2.2.82**:**

Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1881/2006 http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=EN
Dyrektywa 2013/39/UE http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039&from=PL
WFD_3 https://circabc.europa.eu/sd/a/d07ed9f5-0760-4561-b642-04bc1e4a580e/PBDE%20EQS%20dossier%202011.pdf
WFD_6 Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Environmental Quality Standards (EQS), Substance Data Sheet, Tributyltin compounds (TBT-ion) EQS dossier 2005
WFD_7 https://circabc.europa.eu/sd/a/027ff47c-038b-4929-a84c-da3359acecee/PFOS%20EQS%20dossier%202011.pdf
WFD_8 https://circabc.europa.eu/sd/a/086ffe7c-8e63-4893-baac-994f3ff0eb34/HBCDD%20EQS%20dossier%202011.pdf

Tabela 2.2.83. Przypisanie obszarów oceny do obszarów FAO.

Obszar oceny	Matryca	Parametry	Łowisko	Lata pozyskiwania danych	Obszar FAO
Zalew Szczeciński	ryby	HM, TZO	łowisko LZSZ	2011-2016	27.3d.24
Basen Bornholmski	ryby	HM, TZO	łowisko ZPOM	2011-2016	27.3d.24
Basen Bornholmski	ryby	HM, TZO	łowisko KOL	2011-2016	27.3d.25
wschodni Basen Gotlandzki	ryby	HM, TZO	łowisko LWLA	2011-2016	27.3d.26
Basen Gdański	ryby	HM, TZO	łowisko BGDA	2016	27.3d.26
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	ryby	HM, TZO	łowisko ZGDA	2011-2015	27.3d.26
Zalew Wiślany	ryby	HM, TZO	łowisko LZWI	2011-2016	27.3d.26

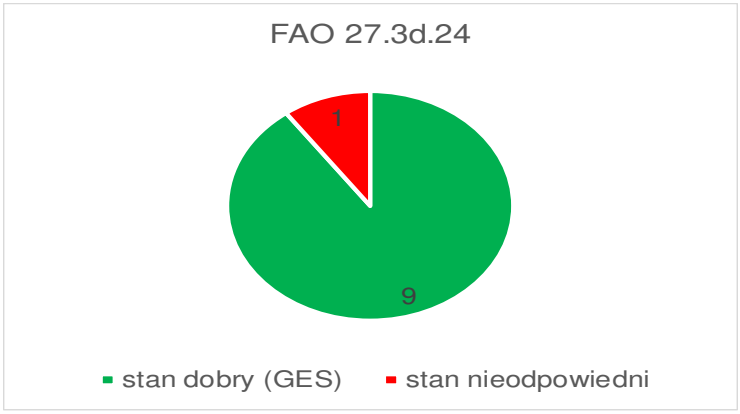
Wyniki przeprowadzonej oceny (

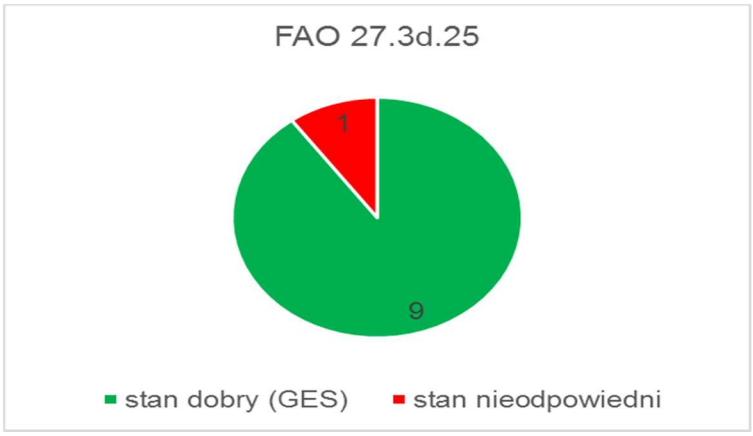
Tabela 2.2.84) wskazują, że spośród dziewięciu substancji, tylko suma kongenerów PBDE nie spełnia kryteriów stawianych dobremu stanowi środowiska w zakresie cechy D9. Dotyczy to wszystkich trzech obszarów oceny i wynika głównie z bardzo niskich wartości progowych ustalonych dla PBDE.

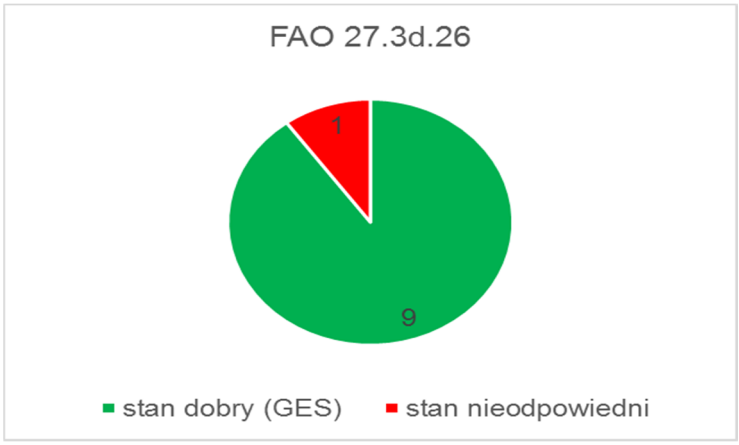
Tabela 2.2.84.Wyniki oceny w ramach cechy D9 (źródło danych PMŚ, PIWET).

Obszar	Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Średnie stężenie	GES
FAO 27.3d.24	Cd	ryby - wątroba	**1**	mg/kg mm	**0,15**	tak
	Pb	ryby - wątroba	**0,3**	mg/kg mm	**0,04**	tak
	Hg	ryby - mięśnie	**0,5**	mg/kg mm	**0,04**	tak
	Bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154)	ryby - mięśnie	**0,0085**	µg/kg mm	**0,02**	nie
	Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	ryby - mięśnie	**15,2**	µg/kg mm	**2,02**	tak
	Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne - PFOS	ryby - mięśnie	**9,1**	µg/kg mm	**2,56**	tak
	Polichlorowane bifenyle (suma 28, 52, 101, 138, 153, 154 180)	ryby - mięśnie	**75**	µg/kg mm	**1,61**	tak
	Heksabromocyklododekan-HBCDD	ryby - mięśnie	**167**	µg/kg mm	**0,12**	tak
	Dioksyny i związki dioksynopochodne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL)	ryby - mięśnie	**0,0085**	µg/kg TEQ	**0,0014**	tak
FAO 27.3d.25	Cd	ryby - wątroba	**1**	mg/kg mm	**0,5**	tak
	Pb	ryby - wątroba	**0,3**	mg/kg mm	**0,041**	tak
	Hg	ryby - mięśnie	**0,5**	mg/kg mm	**0,022**	tak
	Bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154)	ryby - mięśnie	**0,0085**	µg/kg mm	**0,228**	nie
	Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	ryby - mięśnie	**15,2**	µg/kg mm	**2,02**	tak
	Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne - PFOS	ryby - mięśnie	**9,1**	µg/kg mm	**0,78**	tak
	Polichlorowane bifenyle (suma 28, 52, 101, 138, 153, 154 180)	ryby - mięśnie	**75**	µg/kg mm	**1,64**	tak
	Heksabromocyklododekan-HBCDD	ryby - mięśnie	**167**	µg/kg mm	**1,21**	tak
	Dioksyny i związki dioksynopochodne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL)	ryby - mięśnie	**0,0085**	µg/kg TEQ	**0,002**	tak
FAO 27.3d.26	Cd	ryby - wątroba	**1**	mg/kg mm	**0,275**	tak
	Pb	ryby - wątroba	**0,3**	mg/kg mm	**0,042**	tak
	Hg	ryby - mięśnie	**0,5**	mg/kg mm	**0,051**	tak
	Bromowane difenyloetery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154)	ryby - mięśnie	**0,0085**	µg/kg mm	**0,147**	nie
	Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	ryby - mięśnie	**15,2**	µg/kg mm	**3,15**	tak

Obszar	Substancja	Matryca	Wartość progowa	Jednostka	Średnie stężenie	GES
	Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne - PFOS	ryby - mięśnie	**9,1**	µg/kg mm	**1,24**	tak
	Polichlorowane bifenyle (suma 28, 52, 101, 138, 153, 180)	ryby - mięśnie	**75**	µg/kg mm	**1,88**	tak
	Heksabromocyklododekan-HBCDD	ryby - mięśnie	**167**	µg/kg mm	**0,19**	tak
	Dioksyny i związki dioksynopochodne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL)	biota (flora i fauna)	**0,0085**	µg/kg TEQ	**0,0018**	tak







Rys. 2.2.61. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla obszarów oceny (liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony) (źródło danych PMŚ, PIWET).

Wiarygodność oceny stanu środowiska wód morza otwartego w zakresie kryterium D9C1

Wiarygodność oceny w zakresie kryterium D9C1, w ramach którego oceniono stan środowiska trzech obszarów morza otwartego określono metodą oceny eksperckiej opartej na podstawowych dwóch parametrach: liczby, reprezentatywności i wiarygodności danych uwzględnionych w ocenie oraz wiarygodności i adekwatności wartości progowych. W ocenie przyjęto, że liczba 10 wskaźników wykorzystanych w ocenie jest wystarczająca do przyjęcia wysokiej wiarygodności. Przyjęto, że pełna liczba lat (cały okres objęty oceną) prowadzenia monitoringu i pozyskiwania danych w danym obszarze jest wystarczająca do przyjęcia wysokiej wiarygodności. Wiarygodność dla wartości progowych uznano za wysoką uwzględniając ich źródło. Biorąc pod uwagę trzy składowe, ostatecznie ustalono, że ocena stanu środowiska obszarów FAO24, FAO25 i FAO26 jest wysoce wiarygodna, natomiast wiarygodność oceny środowiska Basenu Gdańskiego uznano za średnią.

Wyniki oceny wiarygodności ocen stanu środowiska poszczególnych obszarów zamieszczono w Tabela 2.2.85.

Tabela 2.2.85. Ocena wiarygodności ocen stanu obszarów FAO w ramach kryterium D9C1.

	Liczba wskaźników ocenianych	Lata prowadzenia monitoringu w danym obszarze	Wartości progowe	Wiarygodność oceny
FAO 27.3d.24	10 -wiarygodność wysoka	2011-2016 -wiarygodność wysoka	Wartości z rozporządzenia nr 1881/2006 Wartości EQS i QS -wiarygodność wysoka	wysoka
FAO 27.3d.25	10 -wiarygodność wysoka	2011-2016 -wiarygodność wysoka		wysoka
FAO 27.3d.26	10 -wiarygodność wysoka	2011-2016, -wiarygodność wysoka		wysoka

Cecha D10 - Właściwości ani ilość odpadów morskich nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim

Zgodnie z decyzją 2017/848 dla cechy D10 wytypowano cztery kryteria, z których dwa mają charakter podstawowy, czyli muszą zostać uwzględnione w ocenie stanu środowiska, a dwa kolejne należą do kryteriów drugorzędnych, których zastosowanie musi być uzasadnione (Tabela 2.2.86).

Tabela 2.2.86. Kryteria oceny dla cechy D10.

Cecha	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryteriów zgodnie z decyzją 2017/848	Skala oceny
D10 - właściwości ani ilość odpadów morskich nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim	D10C1		Skład, ilość i rozmieszczenie przestrzenne odpadów na brzegu, w warstwie powierzchniowej słupa wody i na dnie morza utrzymują się na poziomach, które nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim. Elementem tego kryterium są odpady (z wyłączeniem mikroodpadów) zaliczone do jednej z kategorii: sztuczne materiały polimerowe, guma, tkanina/materiały włókiennicze, papier/karton, przetworzone/obrobione drewno, metal, szkło/ceramika, chemikalia, odpady niezidentyfikowane i odpady spożywcze.	Podrejony regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe.
	D10C2		Skład, ilość i rozmieszczenie przestrzenne mikroodpadów na brzegu, w warstwie powierzchniowej słupa wody i w osadzie na dnie morza utrzymują się na poziomach, które nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim. Elementem tego kryterium są mikroodpady, czyli cząstki o rozmiarach poniżej 5 mm sklasyfikowane w dwóch kategoriach: „sztuczne materiały polimerowe" i „inne".	
		D10C3	Ilość odpadów i mikroodpadów połykanych przez zwierzęta morskie utrzymuje się na poziomie, który nie wpływa negatywnie na zdrowie odnośnych gatunków. Elementem tego kryterium są odpady i mikroodpady sklasyfikowane w dwóch kategoriach: „sztuczne materiały polimerowe" i „inne", których liczba została określona w dowolnym gatunku z następujących grup: ptaki, ssaki, gady, ryby lub bezkręgowce. Gatunki poddane ocenie powinny zostać wytypowane na poziomie regionu.	
		D10C4	Liczba poszczególnych osobników każdego gatunku, które doznały negatywnych skutków z powodu odpadów, np. w wyniku zaplątania się, innych rodzajów uszkodzeń ciała,	Taka jak stosowana do oceny grupy gatunków w

			wpływu na zdrowie lub śmierci, dla którego elementem kryterium jest liczba osobników, należących do wybranych gatunków ptaków, ssaków, gadów, ryb lub bezkręgowców.	ramach cechy D1.

W niniejszej aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich podjęto próbę przeprowadzenia oceny stanu środowiska obszarów Morza Bałtyckiego pozostających pod jurysdykcją Polski w zakresie dwóch kryteriów podstawowych: D10C1 i D10C2. Nie podjęto próby przeprowadzenia oceny stanu środowiska w zakresie kryteriów drugorzędowych D10C3 i D10C4, głównie ze względu na brak danych. Należy jednak podkreślić, że w związku z tym, że wartości progowe dla żadnego kryterium nie zostały określone na poziomie EU, prezentowane oceny mają charakter ilościowy. Przeprowadzona ocena jakościowa ma charakter testowy i została zaproponowana jako rozwiązanie krajowe, ponieważ zgodnie z decyzją 2017/848 wartości progowe dla poszczególnych elementów wszystkich czterech kryteriów powinny być określone poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej.

Kryterium D10C1

Ocenę w zakresie cechy 10, kryterium D10C1 przeprowadzono bazując na danych pochodzących z monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej prowadzonego w latach 2015 i 2016.

Monitoring odpadów gromadzonych na brzegu był prowadzony na 15 odcinkach o długości 1 km wybranych tak, aby odzwierciedlały stan całego wybrzeża oraz reprezentowały różne typy plaż: miejska, wiejska, o różnym natężeniu ruchu turystycznego (Rys. 2.2.62). Odcinki te przypisano do odpowiednich obszarów oceny (Tabela 2.2.87) wytypowanych regionalnie i wskazanych w Strategii Monitoringu i Oceny HELCOM (HELCOM 2013). Należą do nich:

1) polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego;
2) polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego;
3) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego.

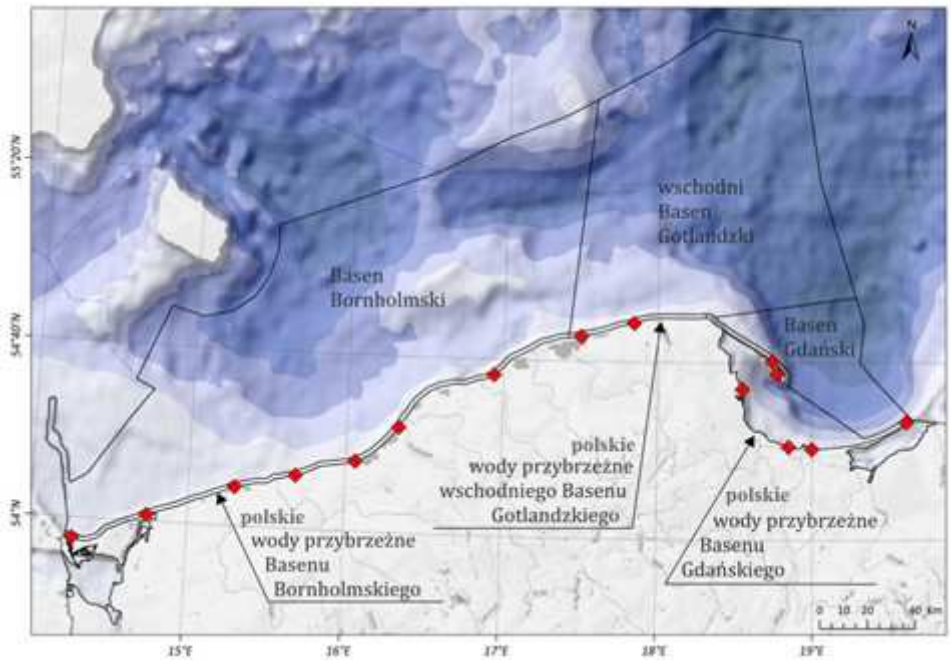
Na każdym odcinku przeprowadzono zliczanie wszystkich odpadów znajdujących na się na całej szerokości monitorowanego odcinka, od linii wody do granicy plaży, oraz przeprowadzono ich identyfikację w zakresie rodzaju materiału oraz wielkości zgodnie z ujednoliconą klasyfikacją. Monitoring odpadów na linii brzegowej, na wyznaczonych odcinkach, przeprowadzony był czterokrotnie: w kwietniu, na przełomie czerwca i lipca, na przełomie września i na przełomie grudnia i stycznia.

Na każdym odcinku zliczano każdy rodzaj odpadu i przypisywano go do jednej z siedmiu kategorii: materiały polimerowe, guma, ubrania/tekstylia, papier/tektura, szkło/ceramika, drewno, metal. Pozostałe odpady, których przypisanie nie było możliwe, były traktowane jako niesklasyfikowane. Ocenę stanu środowiska przeprowadzono dla powyższych kategorii odpadów oraz sumy wszystkich odpadów.

Tabela 2.2.87. Obszary oceny i monitorowane odcinki.

Obszar oceny	Nazwa odcinka	Liczba odcinków
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Darłowo Dziwnów Kołobrzeg/Ustronie Morskie Mielno Świnoujście Trzebiatów Ustka	7 (5 miejskich, 2 wiejskie)
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Choczewo Smołdzino	2 (2 wiejskie)

polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Gdańsk Gdynia Hel (24-25) Hel (40-41) Krynica Morska Stegna	6 (2 miejskie, 4 wiejskie)



Rys. 2.2.62. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w latach 2015 i 2016.

Podstawowym parametrem, który poddawany jest ocenie jest liczba odpadów w każdej z kategorii i suma wszystkich odpadów przypadająca na 100 m. Parametr ten można określić mianem frekwencji występowania danego rodzaju odpadu i sumy wszystkich odpadów.

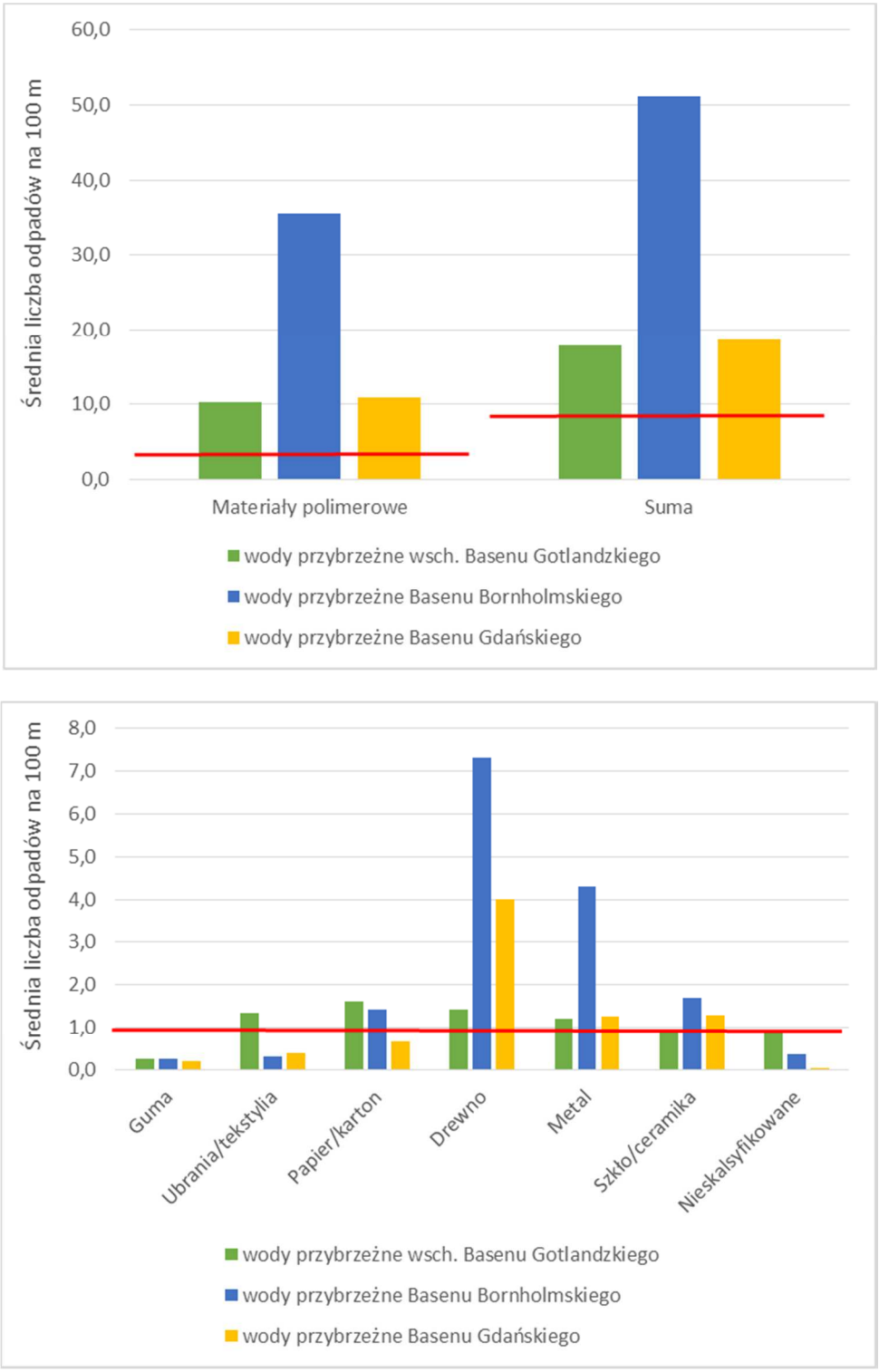
Parametr ten wyznaczany jest poprzez przeliczenie wyników uzyskanych dla dowolnej długości odcinka na długość 100 m. W przypadku danych polskich oznaczało to podzielenie liczby odpadów z każdej kategorii monitorowanych na długości 1000 m przez 10. Takie podejście umożliwia porównywalność regionalną i zostało wykorzystanie w Projekcie HELCOM SPICE: „Implementation of the second cycle of the Marine Strategy Framework Directive: achieving coherent, coordinated and consistent updates of the determinations of Good Environmental Status, initial assessments and environmental targets".

Dla każdego obszaru oceny wyznaczono średnie liczby odpadów w każdej kategorii i sumy wszystkich odpadów przypadające na 100 m. Średnie te wyliczono na podstawie danych z obydwu lat prowadzenia monitoringu w celu zwiększenia wiarygodności i reprezentatywności uzyskanych wyników. Wyniki zestawiono w postaci tabeli (Tabela 2.2.88) i wykresów (Rys. 2.2.63).

Tabela 2.2.88. Frekwencja odpadów poszczególnych kategorii, niesklasyfikowanych oraz sumy wszystkich odpadów (źródło danych PMŚ).

Obszar	Kategoria odpadów	N	Min	Max	Frekwencja odpadów (średnia liczba odpadów/100 m)	Wartość progowa	GES
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Materiały polimerowe	16	4,4	24,5	10,2	3,0	nie
	Guma	16	0,0	0,8	0,3	1,0	tak
	Ubrania/tekstylia	16	0,0	6,2	1,3	1,0	nie
	Papier/karton	16	0,1	8,2	1,6	1,0	nie
	Drewno	16	0,0	6,5	1,4	1,0	nie
	Metal	16	0,0	3,5	1,2	1,0	nie
	Szkło/ceramika	16	0,0	1,8	0,9	1,0	tak
	Niesklasyfikowane	16	0,0	6,0	0,9		
	Suma	16	5,8	52,5	17,8	9,0	nie
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Materiały polimerowe	56	0,0	251,4	35,4	3,0	nie
	Guma	56	0,0	1,8	0,2	1,0	tak
	Ubrania/tekstylia	56	0,0	3,5	0,3	1,0	tak
	Papier/karton	56	0,0	6,1	1,4	1,0	nie
	Drewno	56	0,0	150,0	7,3	1,0	nie
	Metal	56	0,0	31,6	4,3	1,0	nie
	Szkło/ceramika	56	0,0	24,3	1,7	1,0	nie
	Niesklasyfikowane	56	0,0	6,7	0,4		
	Suma	56	0,9	275,8	51,1	9,0	nie
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Materiały polimerowe	48	0,0	149,8	10,9	3,0	nie
	Guma	48	0,0	1,2	0,2	1,0	tak
	Ubrania/tekstylia	48	0,0	3,2	0,4	1,0	tak
	Papier/karton	48	0,0	5,3	0,7	1,0	tak
	Drewno	48	0,0	175,1	4,0	1,0	nie
	Metal	48	0,0	8,4	1,3	1,0	nie
	Szkło/ceramika	48	0,0	6,4	1,3	1,0	nie
	Niesklasyfikowane	48	0,0	0,3	0,0		
	Suma	48	1,0	216,7	18,7	9,0	nie

N - liczba monitoringów przeprowadzonych w danym obszarze z uwzględnieniem czterech sezonów.



Rys. 2.2.63. Frekwencja odpadów poszczególnych kategorii, niesklasyfikowanych i sumy wszystkich odpadów wyznaczone dla trzech obszarów oceny (czerwona linia oznacza wartość progową) (źródło danych PMŚ).

Największą średnią liczbą odpadów przypadającą na 100 m we wszystkich obszarach oceny charakteryzowały się materiały polimerowe, przy czym największą frekwencję na poziomie 35,4 odnotowano w obszarze polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, podczas gdy w pozostałych dwóch obszarach ich frekwencja była na zbliżonym poziomie i wynosiła odpowiednio 10,2 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gotlandzkiego oraz 10,9 w polskich wodach

przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Te wyniki wpływały bezpośrednio na sumy wszystkich odpadów w poszczególnych obszarach, ponieważ udział procentowy materiałów polimerowych wynosił odpowiednio około 69% w obszarze polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oraz około 58 % w przypadku pozostałych obszarów. Frekwencja pozostałych odpadów pozostałych kategorii pozostawała w zakresach: od 0,3 do 1,6 w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego, od 0,2 do 4 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz od 0,2 do 7,3 w wodach polskich przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego.

Za największą frekwencję odpadów wszystkich kategorii obserwowaną w obszarze polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego odpowiedzialny jest największy udział monitorowanych odcinków o charakterze miejskim (Tabela 2.2.87).

Pomimo, że zgodnie z decyzją 2017/848 wartości progowe dla poszczególnych elementów wszystkich czterech kryteriów powinny być określone poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich zaproponowano wartości progowe dla POM wyznaczone na podstawie polskich danych monitoringowych z lat 2015 i 2016. Jako wartości wyjściowe do wyznaczenia wartości progowych przyjęto wartości 15 percentyla wyznaczone dla każdej kategorii odpadów. Jednocześnie założono, że w przypadku wszystkich kategorii oprócz materiałów polimerowych wartością progową będzie jeden odpad w danej kategorii na 100 m. Z sumy wartości progowych odpadów wszystkich kategorii wynika wartość progowa dla sumy wszystkich odpadów, która wynosi 9 odpadów na 100 m. W przypadku, gdy część poszczególnych kategorii może osiągnąć stan dobry, to suma wszystkich odpadów jest decydująca (Tabela 2.2.89).

Tabela 2.2.89. Wartości progowe dla poszczególnych kategorii odpadów i sumy.

Kategoria odpadów	Frekwencja odpadów charakterystyczna dla obszarów polskich (średnia liczba odpadów/100 m)	Min	Max	Percentyl 15	Percentyl 25	Wartość progowa
Materiały polimerowe	22,3	0,0	251,4	3,0	3,9	3,0
Guma	0,2	0,0	1,8	0,0	0,0	1,0
Ubrania/tekstylia	0,5	0,0	6,2	0,0	0,0	1,0
Papier/karton	1,1	0,0	8,2	0,1	0,2	1,0
Drewno	5,2	0,0	175,1	0,0	0,1	1,0
Metal	2,7	0,0	31,6	0,3	0,5	1,0
Szkło/ceramika	1,4	0,0	24,3	0,2	0,3	1,0
Niesklasyfikowane	0,3	0,0	6,7	0,0	0,0	
Suma	33,7	0,9	275,8	4,8	7,6	9,0

Przyjmując zaproponowane wartości progowe warunki dobrego stanu zostały spełnione w przypadku kategorii guma we wszystkich obszarach, w kategorii ubrania/tekstylia w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego, w kategorii papier/karton w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz w kategorii szkło/ceramika w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Biorąc jednak pod uwagę wyniki dla wszystkich kategorii i sumy odpadów dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z obszarów. Wiarygodność oceny stanu środowiska w zakresie kryterium D10C1 należy uznać za niską, głównie ze względu na wartość progową, która została opracowana na poziomie krajowym i bazuje na danych pomiarowych oraz ograniczonej reprezentatywności danych wynikającej z procesu monitorowania.

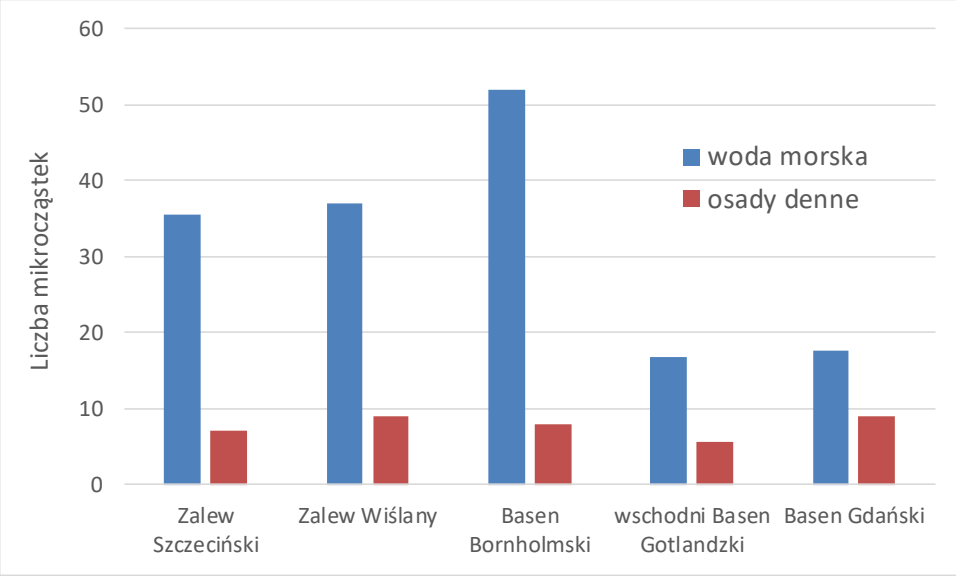
Kryterium D10C2

Ocena w zakresie kryterium D10C2 ma charakter tylko ilościowy ze względu na brak wartości progowych dla liczby mikrocząstek w wodzie morskiej i osadach i bazuje na danych pozyskanych w wyniku badań o charakterze pilotażowym przeprowadzonych w 2016 r. Próbki powierzchniowej wody morskiej i powierzchniowych osadów dennych pobrano z sześciu lokalizacji: dwóch w obszarach Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego, w rejonie Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego. Poszczególne stacje przypisano do obszarów oceny (Tabela 2.2.90).

Tabela 2.2.90. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej i osadach dennych w obszarach oceny (źródło danych PMŚ).

Obszar oceny	Stacje	Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej	Liczba mikrocząstek w osadach
Zalew Szczeciński	ZSZ	35,5	7
Zalew Wiślany	KW	37	9
Basen Bornholmski	P5	52	8
wschodni Basen Gotlandzki	P140	16,7	5,5
Basen Gdański	P110, P1	17,5	9

Największa liczba mikrocząstek na poziomie 50 charakteryzowała wodę w Basenie Bornholmskim. Nieco niższe wartości na poziomie 35 odnotowano w Zalewie Szczecińskim i w Zalewie Wiślanym, natomiast we wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim liczba mikrocząstek była najmniejsza i wynosiła około 17. W przypadku osadów dennych liczby mikrocząstek we wszystkich obszarach były bardzo zbliżone i pozostawały w zakresie od 7-9. Tylko we wschodnim Basenie Gotlandzkim wynosiła 5,5.



Rys. 2.2.64. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej i osadach dennych w obszarach oceny (źródło danych PMŚ).

Cecha D11- Hałas podwodny

Zgodnie z RDSM oraz decyzją 2017/848, hałas podwodny (impulsowy oraz ciągły) określany jest mianem zanieczyszczenia spowodowanego działalnością człowieka, które powoduje lub może powodować negatywne skutki w żywych zasobach i ekosystemach morskich. Kryteria oraz standardy metodologiczne dotyczące jakości określania dobrego stanu środowiska dla cechy D11, przedstawiono poniżej.

Elementy kryteriów	Kryteria	Standardy metodologiczne
Dźwięk impulsowy w wodzie związany z działalnością człowieka	D11C1 – podstawowe: Rozmieszczenie przestrzenne, zakres czasowy i poziomy dźwięku impulsowego w wodzie związanego z działalnością człowieka nie osiągają poziomów mających negatywny wpływ na populacje zwierząt morskich. Państwa członkowskie UE ustalają wartości progowe dla tych poziomów poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.	*Skala oceny:* Region, podregion lub podrejon *Zastosowanie kryteriów:* Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: a) dla D11C1 czas trwania w roku kalendarzowym emisji dźwięku impulsowego ze źródeł, ich rozłożenie w ciągu roku i rozkład przestrzenny na ocenianym obszarze oraz czy ustalone wartości progowe zostały osiągnięte, b) dla D11C2 średni roczny poziom dźwięku lub innych odpowiednich wskaźników czasowych uzgodnionych na poziomie regionalnym lub podregionalnym, na jednostkę powierzchni i ich rozłożenie przestrzenne na ocenianym obszarze oraz zasięg (%, km^2) ocenianego obszaru, na którym ustalone wartości progowe zostały osiągnięte. Stosowanie kryteriów D11C1 i D11C2 do oceny dobrego stanu środowiska dla cechy D11 jest uzgadniane na poziomie unijnym. Wyniki dla tych kryteriów wnoszą również wkład do ocen w ramach cechy D1.
Ciągły dźwięk o niskiej częstotliwości w wodzie związany z działalnością człowieka	D11C2 – podstawowe: Rozmieszczenie przestrzenne, zakres czasowy i poziomy ciągłych dźwięków o niskiej częstotliwości w wodzie związanych z działalnością człowieka nie osiągają poziomów mających negatywny wpływ na populacje zwierząt morskich. Państwa członkowskie UE ustalają wartości progowe dla tych poziomów poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.	

W obu przypadkach wartości progowe dla tych poziomów oraz ich zastosowanie powinny być ustalone przez państwa członkowskie UE przez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.

Wobec braku powyższych wartości przeprowadzona ocena ma tylko charakter opisowy.

Analizie poddano dwa wskaźniki: dźwięk impulsowy oraz ciągły dźwięk o niskiej częstotliwości. W odniesieniu do dźwięku impulsowego opis stanu środowiska został określony na podstawie danych o wybuchach w POM w latach 2011-2016, pozyskanych z Ministerstwa Obrony Narodowej.

Kryterium D11C1 - hałas impulsowy

Zgodnie z RDSM, hałas impulsowy należy do grupy presji antropogenicznych oddziaływujących na środowisko morskie, przez co stanowi wskaźnik nadający się do oceny stanu środowiska wód morskich. Jednym ze źródeł podwodnego hałasu impulsowego są detonacje ładunków wybuchowych. Eksplozje są bezpośrednim skutkiem gwałtownej reakcji chemicznej, wskutek której zainicjowana zostaje fala uderzeniowa. Charakterystycznym dla fali uderzeniowej jest gwałtowny wzrost ciśnienia osiągany w zaledwie kilku µs, a następnie wykładniczy jego zanik w czasie krótszym niż kilkaset ms (Weston, 1960; Cole, 1965). Cechą charakterystyczną dla fali uderzeniowej jest jej propagacja we wszystkich kierunkach jednocześnie, z przybliżoną prędkością 1500 ms^{-1} oraz możliwość wytwarzania impulsów wtórnych, będących skutkiem odbijania się fali uderzeniowej od dna morskiego i od powierzchni. Siła impulsu powstałego w wyniku eksplozji jest określana na podstawie maksymalnego ciśnienia fali uderzeniowej oraz chwilowej prędkości cząstek wody po przejściu fali uderzeniowej przez ośrodek. Z faktu, że kształt impulsów wybuchowych zmienia się wraz z odległością, dokładniejszą charakterystyką dla tego typu dźwięków jest estymowany poziom źródła energii (SL_E) (Ainslie, 2010), zapisany za pomocą poniższego równania:

$$SLE=231+10\log_{10}(W)\ [\text{dB re } \mu Pa^2\ m^2\ s]$$

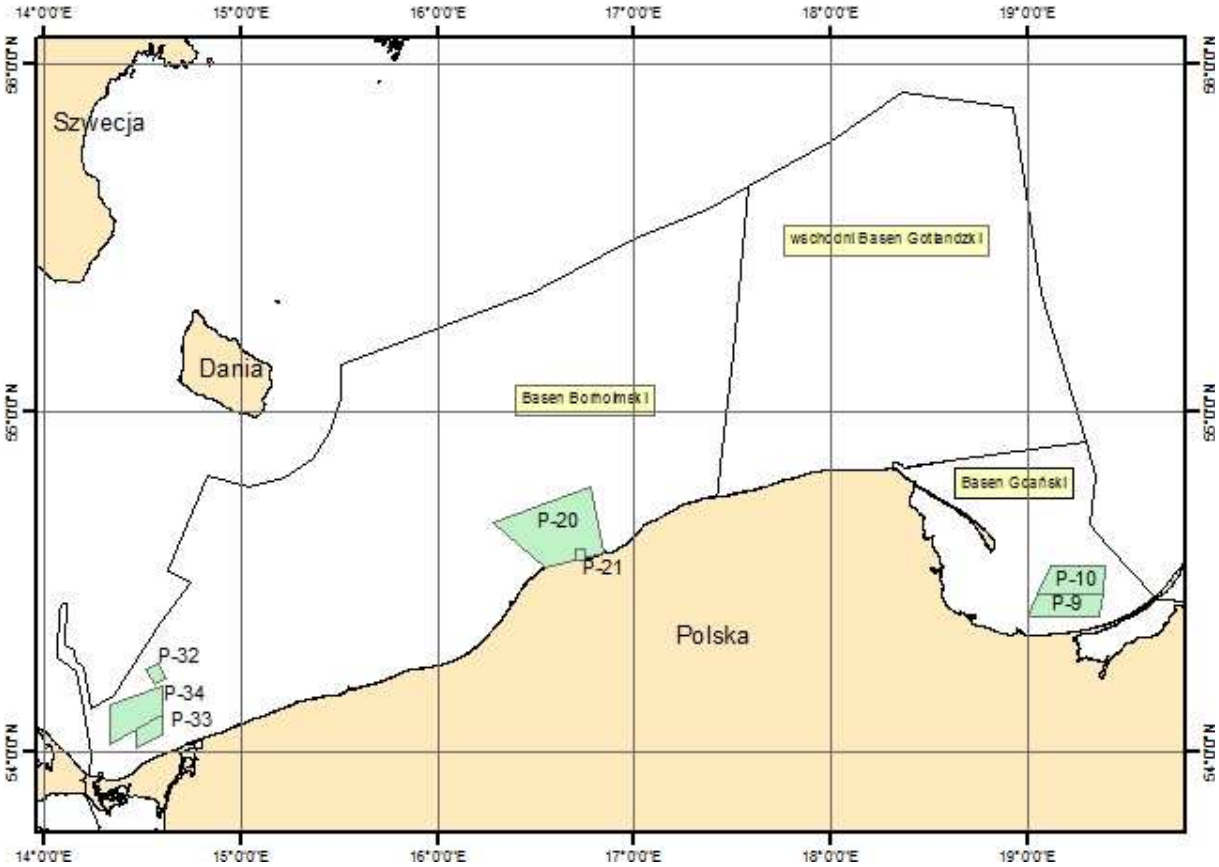
gdzie W – oznacza ilość ładunku wybuchowego użytego do eksplozji

W dostępnej literaturze dla hałasu wywołanego eksplozjami zaproponowany został średni poziom źródła energii (SL_E) wynoszący 164,3 dB re 1 μPa^2 s, mający potencjalny wpływ na reakcje ssaków morskich (Lucke et al., 2009). Natomiast w raporcie TSG Noise (2013) proponowany minimalny próg poziomu źródła energii dla dźwięku impulsowego pochodzącego z eksplozji ładunków wybuchowych, w celu jego rejestracji, został podniesiony do wartości 210,3 dB re 1 $\mu Pa^2\ m^2$ s, co równoznaczne jest użyciu 8 g TNT do eksplozji. Wartość ta została ustalona w odniesieniu do SL_E (Lucke et al., 2009) z uwzględnieniem tłumienia dźwięku w wodzie dla dystansu równego 1000 m. Zgodnie z Ainslie (2010), poziom energii wybuchu powstałej w wyniku eksplozji równy jest w przybliżeniu jednemu megadżulowi energii akustycznej na każdy kilogram materiału wybuchowego. Określenie minimalnej ilości ładunku, dało podwaliny do stworzenia pięciostopniowej skali odnoszącej się do typów siły eksplozji (Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas – Part III, 2013), która skorelowana została z ilością wykorzystanego każdorazowo ładunku wybuchowego (Tabela 2.2.91).

Tabela 2.2.91. Zestawienie pięciu typów eksplozji, z podaniem poziomów energii wybuchu dla sprecyzowanych zakresów ilości ładunku TNT oraz uwzględnieniem zakresów poziomu źródła energii wytwarzanego przy danym typie eksplozji (źródło danych MON).

Typ eksplozji	Ilość ładunku [TNT]	Poziom energii wybuchu [MJ kg^{-1}]	Poziom źródła energii (SL_E)
Bardzo małe eksplozje	8 g - 210 g	0,008 - 0,210	210,3 dB – 224,4 dB
Małe eksplozje	210 g – 2,1 kg	0,210 – 2,1	224,4 dB - 234,2 dB
Średnie eksplozje	2,1-21 kg	2.1 - 21	234,2 dB – 244,4 dB
Silne eksplozje	21-210 kg	21 - 210	244,4 dB – 254,2 dB
Bardzo silne eksplozje	powyżej 210 kg	> 210	> 254,2 dB

Dane dotyczące hałasu impulsowego pochodzą z siedmiu poligonów wojskowych (P-9, P-10, P-20, P-21, P-32, P-33, P-34), na których dokonywano detonacji ładunków wybuchowych (Rys. 2.2.65). Dane dotyczące eksplozji zawierały informacje o lokalizacji poszczególnych poligonów, liczby dni, podczas których przeprowadzano wybuchy, rodzaju oraz ilości wykorzystanego ładunku TNT, bez informacji odnośnie intensywności generowanego hałasu impulsowego wyemitowanego do środowiska morskiego.



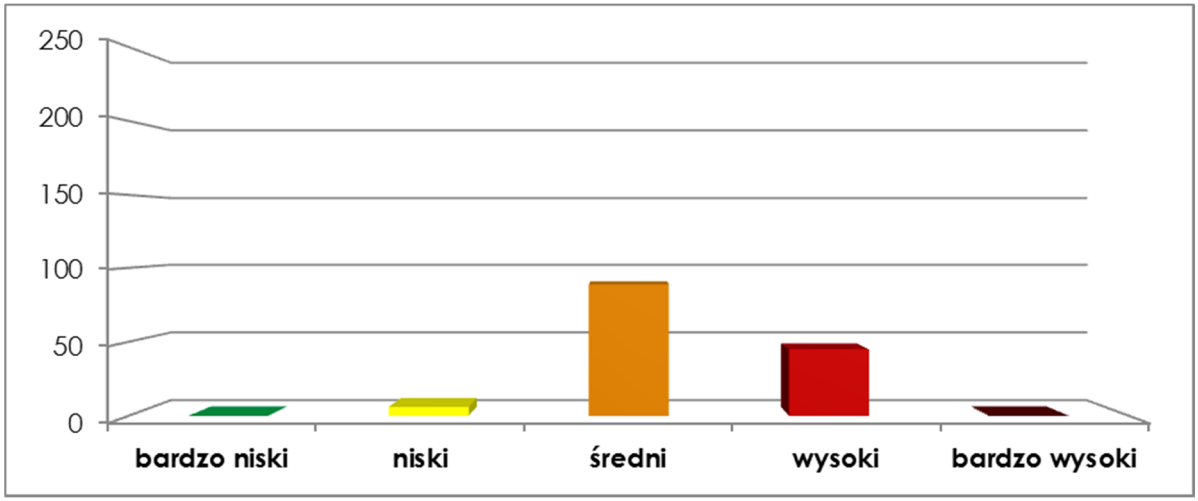
Rys. 2.2.65. Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2016.

Na mapie (Rys. 2.2.65) przedstawiono lokalizację poligonów, w których miały miejsce działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności mających wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2016, w szczególności będących źródłem hałasu. Najwięcej takich działań prowadzono w obrębie poligonu P-20, położonego w morskiej strefie na zachód od Słupska. Głównym źródłem dźwięku były tu bombardowania i strzelania artyleryjsko rakietowe – w sumie 790 dni. Brak jest informacji na temat intensywności generowanego hałasu impulsowego. Dane o wielkości ładunków wybuchowych podane w [kg] TNT, odnoszą się do czterech typów działalności wojskowej w środowisku morskim:

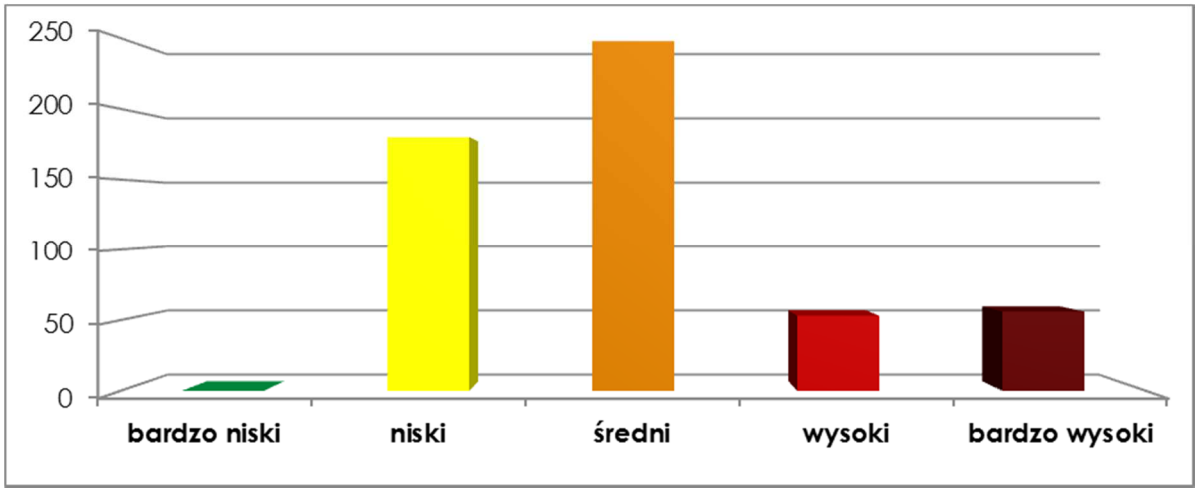
1) Strzelanie artyleryjsko rakietowe;
2) Strzelanie sytuacyjne;
3) Bombardowanie;
4) Wystrzał ładunku wydłużonego dużego.

Rozkład przestrzenny poligonów wojskowych, na których w latach 2011 – 2016 dokonywane były działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, wskazuje jednoznacznie na podstawie danych dotyczących dźwięku impulsowego, że w głównej mierze

zjawisko to dotyczy dwóch obszarów Morza Bałtyckiego. Dane z poligonów P-32, P-33, P-34 oraz P-20, P-21 zlokalizowane są w obszarze Basenu Bornholmskiego, podczas gdy poligony P-9 oraz P-10 znajdują się w rejonie Basenu Gdańskiego. Wyniki przedstawione poniżej dotyczą eksplozji podwodnych odniesionych do pięciostopniowej skali typów siły eksplozji (Tabela 2.2.91).



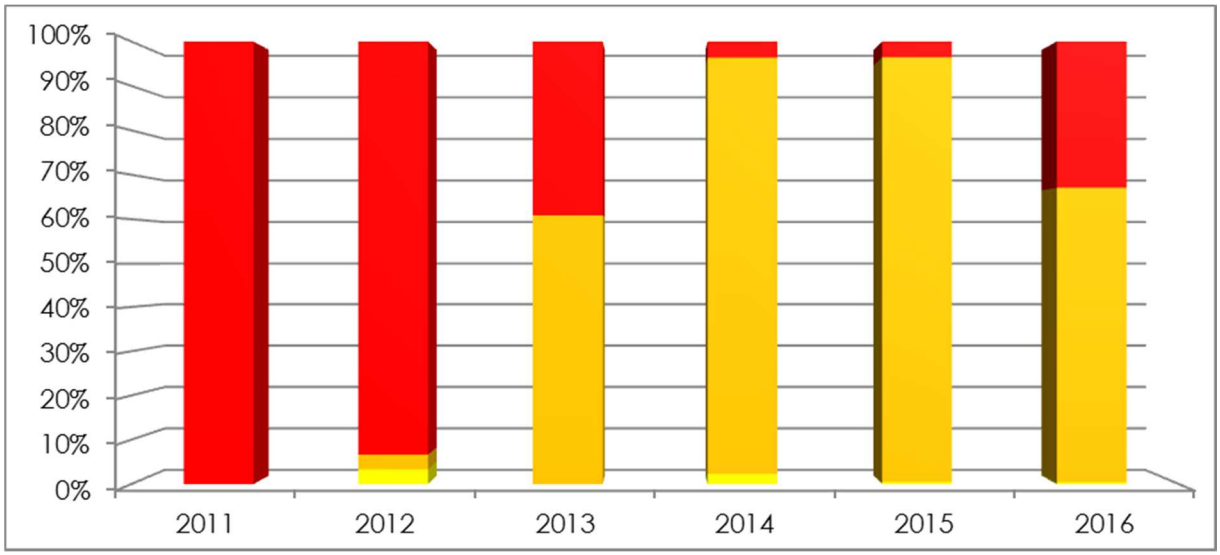
Rys. 2.2.66. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego w okresie 2011 – 2016 (źródło danych MON).



Rys. 2.2.67. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego w okresie 2011 – 2016 (źródło danych MON).

Porównanie liczby dni, w których dokonano eksplozji zaczynając od poziomów bardzo niskich do bardzo wysokich w okresie 2011 – 2016 (Rys. 2.2.66, Rys. 2.2.67) wskazuje na pewne różnice pod względem ilości dni przeprowadzonych wybuchów w obu regionach. Przede wszystkim należy zwrócić uwagę na przewagę ilościową poszczególnych typów eksplozji w Basenie Bornholmskim w porównaniu z tymi zarejestrowanymi w Basenie Gdańskim. W głównej mierze istotną różnicą jest brak bardzo dużych eksplozji w Basenie Gdańskim. To jakiego typu wybuchy dokonane zostały na obu obszarach przekłada się bezpośrednio na ilość wprowadzanej energii akustycznej w skali całego rozpatrywanego okresu do obszarów zainteresowania. Stąd też na poligonach wojskowych zlokalizowanych w Basenie Gdańskim, w okresie 2011-2016, przez 45 dni rejestrowano pojedyncze eksplozje o poziomie bardzo wysokim oraz sumarycznej wadze 3064 kg TNT. Dla tego samego obszaru przez 89 dni zarejestrowano eksplozje na poziomie średnim oraz 6 dni odnotowano z eksplozjami niskimi. W obu wypadkach łącznie użyto około 702 kg TNT. Wartości te pozwalają wyliczyć szacunkowe maksimum dla całkowitej energii

akustycznej uwolnionej w wyniku eksplozji ładunków wybuchowych w Basenie Gdańskim, które wynosi w przybliżeniu 3,7 GJ energii wprowadzonej w przeciągu sześciu lat rejestracji oraz średnio 624 MJ w skali roku. W przypadku Basenu Bornholmskiego eksplozje o poziomie niskim rejestrowano przez 180 dni (ilość wykorzystanego ładunku 302 kg TNT), podczas gdy eksplozje o poziomie średnim (1104 kg TNT) i wysokim (3523 kg TNT) odnotowano odpowiednio przez 248 oraz 53 dni. Na uwagę zasługuje fakt, że eksplozje o poziomie bardzo wysokim, których całkowita masa ładunku wybuchowego wyniosła 31364 kg TNT rejestrowano przez 56 dni. Podsumowując, na poligonach wojskowych zlokalizowanych w Basenie Bornholmskim wprowadzana energia akustyczna była rzędu około 36 GJ w okresie 2011-2016, co w skali roku równa się 6 GJ wprowadzonej energii do środowiska. Dla porównania dane odnośnie wprowadzonej energii wybuchów na obszarze morza Północnego (Ainslie i in., 2009) były rzędu 14 GJ rocznie.

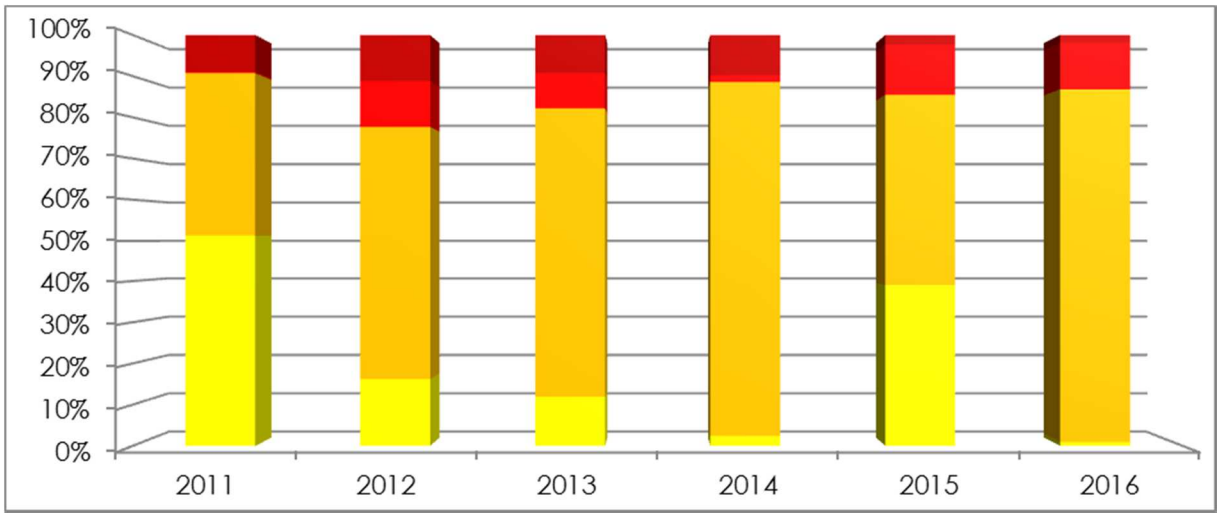


Rys. 2.2.68. Udział procentowy poszczególnych poziomów eksplozji w obszarze Basenu Gdańskiego w okresie 2011 – 2016 (kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski) (źródło danych MON).

Rys. 2.2.68 ilustruje udział procentowy wszystkich zarejestrowanych poziomów eksplozji w odniesieniu do częstości występowania wybuchów w rozpatrywanym roku. W obszarze Basenu Gdańskiego w latach 2011 i 2012 przeważały eksplozje wysokie, dla których poziom emitowanej energii w wyniku eksplozji szacunkowo niemal w 100 % zawierał się w zakresie od 21 do 210 kg TNT. W 2013 r. ilość eksplozji poziomu wysokiego spadła do ok 38% na rzecz eksplozji o średniej sile. Z kolei w latach 2014 i 2015 przeważały eksplozje o poziomie średnim, dla którego ilość ładunku TNT nie przekraczała 21 kg. Ponowny wzrost występowania eksplozji o poziomie wysokim w skali roku zaobserwowano w 2016 r.

Na Rys. 2.2.69 zilustrowano udział procentowy wszystkich zarejestrowanych poziomów eksplozji w odniesieniu do częstości występowania wybuchów w obszarze Basenu Bornholmskiego. Najwięcej eksplozji o poziomie niskim zanotowano w 2011 r. i 2015 r., których wkład procentowy w odniesieniu do innych typów eksplozji wynosił odpowiednio 52% i 38% w skali rozpatrywanego roku. Zdecydowaną większość udziału procentowego w całym okresie 2011 – 2016 stanowią eksplozje o poziomie średnim, których udział wynosił ponad 85% w 2014 r. i 2016 r. Charakterystycznym dla obszaru Basenu Bornholmskiego jest występowanie silnych oraz bardzo silnych eksplozji podczas całego rozpatrywanego okresu. W przypadku eksplozji bardzo silnych minimalny poziom energii wynosi 210 MJ. Zdecydowanie największy wkład procentowy eksplozji bardzo silnych odnotowano w 2012 r., który wynosił 10 % wszystkich zanotowanych eksplozji. Od 2013 r. widoczny jest powolny, jednakże stały spadek w odniesieniu do innych typów eksplozji, co jest jednoznaczne z pewnym ograniczaniem

negatywnego wpływu hałasu na środowisko morskie, wywołanego przez bardzo duże ładunki wybuchowe.



Rys. 2.2.69. Udział procentowy poszczególnych typów siły eksplozji w obszarze Basenu Bornholmskiego w okresie 2011 – 2016 (kolor ciemnoczerwony – poziom bardzo wysoki, kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski) (źródło danych MON).

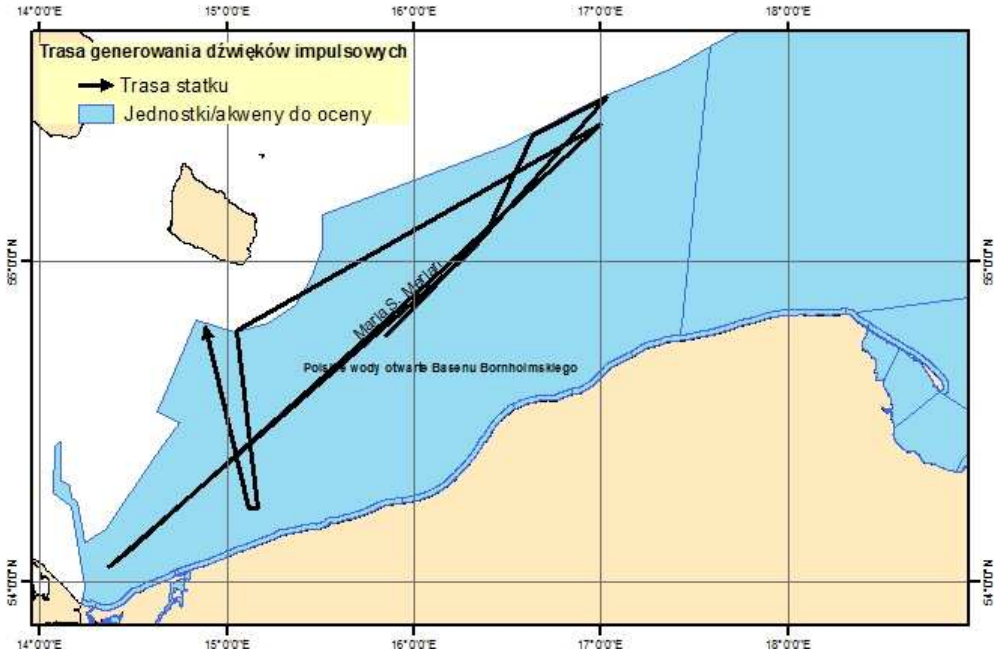
Reasumując, w polskich obszarach Morza Bałtyckiego, na podstawie dostępnych danych z działań w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, należy stwierdzić, że mamy do czynienia z całym spektrum eksplozji, od małych po eksplozje bardzo silne. Ponadto częstości poszczególnych typów eksplozji wskazują na to, że dźwięki impulsowe wywołane wybuchami pocisków podczas ćwiczeń wojskowych są stosunkowo rzadko powtarzającymi się zdarzeniami. Na szczególną uwagę zasługują bardzo silne eksplozje wywołane w głównej mierze przez wystrzał ładunku wydłużonego, których częstość występowania mimo, iż jest bardzo rzadka, charakteryzuje się ogromną energią, która zostaje uwolniona w środowisku morskim. Szczególnie narażone obszary, w których używane są ładunki wydłużone, znajdują się w zachodniej części Basenu Bornholmskiego. W okresie 2011 – 2016 w tym obszarze dokonano 33 x 500 kg TNT oraz 5 x 1000 kg TNT wystrzałów ładunku wydłużonego dużego. Ze względu na brak dokładnych danych nie jest możliwe określenie wielkości wpływu tak dużych ładunków wybuchowych na środowisko morskie i żyjące w nim organizmy.

Poza danymi dotyczących działań na rzecz obronności, w zakresie wskaźnika liczba dni występowania dźwięków impulsowych przekraczających próg hałasu oddziaływującego na faunę morską, w okresie obejmującym aktualizację wstępnej oceny środowiska wód morskich otrzymano jak dotąd jeden raport użycia urządzeń do badań sejsmicznych na pokładzie niemieckiego statku badawczego r/v „Maria S. Merian" w polskiej strefie Morza Bałtyckiego w okresie od 2 marca 2016 r. do 25 marca 2016 r.

Dane zostały przedstawione w formie tabelarycznej (Tabela 2.2.92) i na Rys. 2.2.70. Występowanie hałasu impulsowego było w tym przypadku ograniczone do obszaru Basenu Bornholmskiego. Jak widać z zestawienia poziom wytworzonego ciśnienia akustycznego znacznie przekraczał granicę powodującą uszkodzenia organów wewnętrznych organizmów morskich SEL (sound exposure level) rzędu 187 dB re 1 μPa^2s.

Tabela 2.2.92. Wykaz pomiarów hałasu wywołanego przez użycie urządzeń do badań sejsmicznych podczas duńskiego rejsu na r/v „Maria S. Merian” (źródło danch UM w Słupsku).

Data	Początek transektu	Koniec transektu	Czas używania urządzeń [h]	Poziom ciśnienia akustycznego [dB re 1µPa 1m]	Zakres częstotliwości [Hz]
02-03-2016	54 46'N 15 51'E	55 05'N 16 23'E	5,5	247	5-200
03-03-2016	55 05'N 16 23'E	55 23'N 16 38'E	18	247	5-200
06-03-2016	55 30'N 17 02'E	55 01'N 16 17'E	7,5	247	5-200
07-03-2016	55 01'N 16 17'E	54 03'N 14 22'E	18	247	5-200
10-03-2016	54 06' N 14 29' E	55 05' N 16 22' E	22,5	247	4-100
11-03-2016	55 05' N 16 22' E	55 25' N 17 00' E	7	247	4-100
24-03-2016	54 47' N 15 03' E	54 14' N 15 10' E	10	247	5-200
25-03-2016	54 14'N 15 07'E	54 48'N 14 53’ E	13	247	5-200



Rys. 2.2.70. Trasa rejsu niemieckiego statku badawczego r/v „Maria S. Merian” wykorzystującego urządzenia do badań sejsmicznych.

W oparciu o wytyczne dla kryterium D11C1, zawarte w decyzji 2017/848, dokonano próby oceny stanu środowiska odnosząc się do czasu trwania emisji dźwięków impulsowych w skali roku kalendarzowego. Jednakże, ze względu na brak jakichkolwiek wartości progowych dla obydwu podstawowych kryteriów odnoszących się do cechy D11 - hałas podwodny, zaproponowane zostały wartości progowe dla POM, które zostały określone w oparciu o dane pomierzone w polskiej strefie morza Bałtyckiego oraz o dane literaturowe Schack et al. (HELCOM 2016g) dotyczące reakcji behawioralnych ssaków morskich: morświna (*Phocoena phocoena*), foki szarej (*Phoca vitulina vitulina*), bałtyckiej foki obrączkowanej (*Phoca hispida botnica*) oraz ryb:

dorsza (*Gadus morhua*), śledzia (*Clupea harengus*), szprota (*Sprattus sprattus*). Zgodnie z tezą zawartą raporcie TSG Noise z 2013 r., z której wynika, że każdy ładunek o wadze 8g lub więcej ma realny wpływ na reakcje behawioralne organizmów morskich, zaproponowany został próg dla GES określany wartością 1. Zaproponowana wartość oznacza, że jeżeli średnia liczba eksplozji w roku kalendarzowym w przeliczeniu na jeden dzień, wyniesie 1, to może mieć realny wpływ na środowisko morskie. Bardziej miarodajne w odniesieniu do hałasu impulsowego wydaje się podejście, w którym liczba dni, w których dokonano eksplozji, byłaby odniesiona do okresów rozrodczych morświna. W ten sposób można by dokładnie określić, czy i jak eksplozje ładunków wybuchowych mogą wpływać na te organizmy, a niekoniecznie wykazywać tylko liczbę dni w których występuje impulsowy hałas podwodny. Należy również zwrócić uwagę, że dane odnośnie eksplozji dotyczą poligonów wojskowych, których powierzchnia w stosunku do powierzchni basenów jest niewielka. Tabela 2.2.93 przedstawia ocenę stanu środowiska na podstawie zaproponowanej wartości progowej dla hałasu impulsowego pochodzącego od eksplozji ładunków wybuchowych.

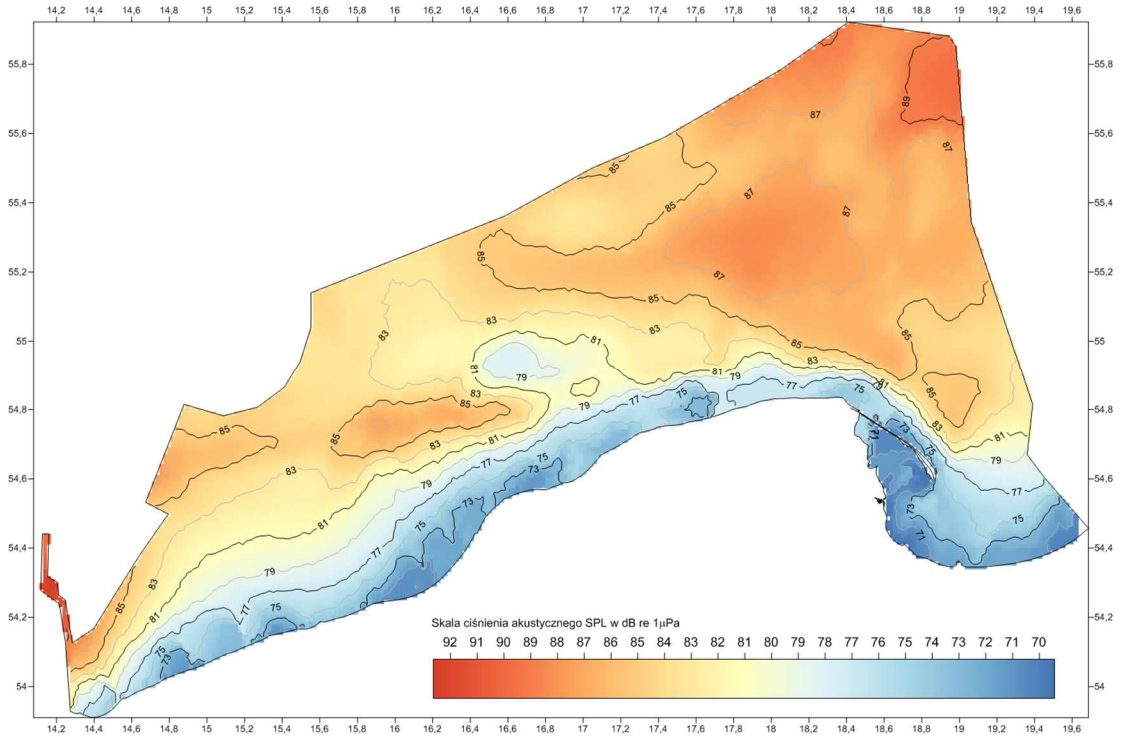
Z oceny wyłączony został obszar wschodniego Basenu Gotlandzkiego, dla którego brak jakichkolwiek danych odnośnie emisji dźwięków impulsowych.

Tabela 2.2.93. Proponowana ocena stanu środowiska dla cechy D11 – hałas podwodny (kryterium D11C1) w POM w oparciu o dane z zarejestrowanych eksplozji (źródło danych MON).

Obszar oceny	Typ siły eksplozji	Czas trwania 2011 – 2016 [dni]	Średni czas występowania [dni/rok]	Średnia liczba eksplozji w roku w okresie 2011-2016 [eksplozje/dzień]	Wartość progowa	GES
Basen Gdański	Bardzo niski	0	0	0	1	tak
	Niski	6	1	0,25	1	tak
	Średni	89	14,8	1,5	1	nie
	Wysoki	45	7,5	0,6	1	tak
	Bardzo wysoki	0	0	0	1	tak
	Suma	**140**	**23,3**	**2,35**	**1**	**nie**
Basen Bornholmski	Bardzo niski	0	0	0	1	tak
	Niski	180	30	0,81	1	tak
	Średni	248	41,3	2,16	1	nie
	Wysoki	53	8,8	1,25	1	nie
	Bardzo wysoki	56	9,3	1	1	tak
	Suma	**537**	**89,4**	**5,22**	**1**	**nie**
wschodni Basen Gotlandzki	Bardzo niski	-	-	-	1	Brak danych
	Niski	-	-	-	1	
	Średni	-	-	-	1	
	Wysoki	-	-	-	1	
	Bardzo wysoki	-	-	-	1	
	Suma	**-**	**-**	**-**	**1**	

Hałas Ciągły (D11C2)

W środowisku morskim występuje zarówno hałas naturalny jak i antropogeniczny. Ten pierwszy krótkookresowy jest generowany przez wiatr i ruch falowy, natomiast hałas pochodzenia antropogenicznego ma charakter ciągły lub impulsowy. Hałas o charakterze ciągłym jest generowany w morzu między innymi przez żeglugę morską. Żegluga jest istotnym źródłem hałasu podwodnego, prowadzącego do stałego obciążenia na określonych obszarach. Szacuje się, że w jednym czasie na Bałtyku znajduje się od 1800 do 2000 statków. W zależności od typu i wielkości jednostki natężenie i częstotliwość hałasu waha się odpowiednio pomiędzy 158 i 190 dB oraz 7 – 430 Hz. (Simmonds i in.2003).



Rys. 2.2.71. Rozkład ciśnienia akustycznego SPL w całej kolumnie wody na obszarach POM, opracowany na podstawie danych udostępnionych z projektu BIAS (HELCOM, 2017).

Obecnie dostępne są nieliczne dane pomiarowe hałasu w POM tylko dla stosunkowo krótkich okresów. Pomiary ciągłe, zgodnie z metodą wskazaną w decyzji 2017/848, zostały wykonane w ramach projektu BIAS w całym Bałtyku. Obejmują one jednak tylko jeden rok. W oparciu o dane z projektu BIAS, została wygenerowana mapa przestrzennego rozmieszczenia hałasu ciągłego dla roku 2014 w POM (Rys. 2.2.71).

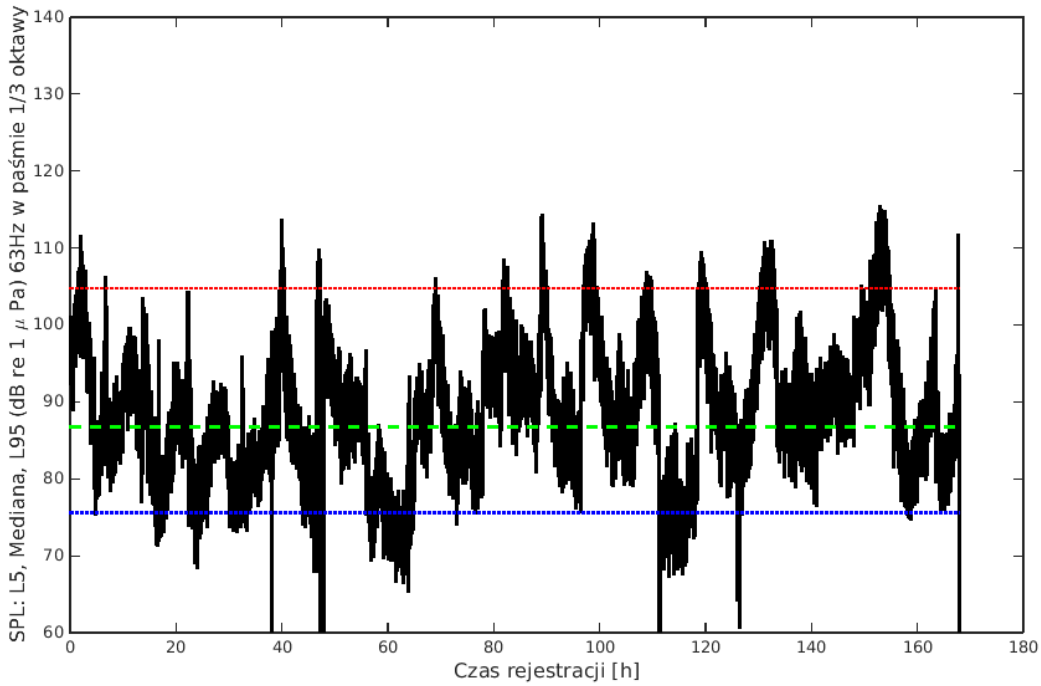
Wyniki te wskazują na niski poziom hałasu ciągłego osiągającego średnio 72 dB w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Najwyższy poziom hałasu ciągłego został zarejestrowany w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego osiągając wartości powyżej 92 dB.

Ruch statków wnosi praktycznie stale obecny wkład do pola szumów otoczenia, szczególnie w paśmie od 50 do 5000 Hz. Jednakże, w przypadku statków przepływających blisko, hałas może przewyższać poziom szumów naturalnych morza (szumów własnych) nawet w zakresie częstotliwości 25 kHz. Na przykład w Zatoce Pomorskiej próg słyszalności dla śledzia, zwłaszcza dla częstotliwości 63Hz i 125 Hz, jest przekraczany w odległości 500 m od torów wodnych nawet o 30 dB, co ma znaczący i szkodliwy wpływ na osobniki tego gatunku.

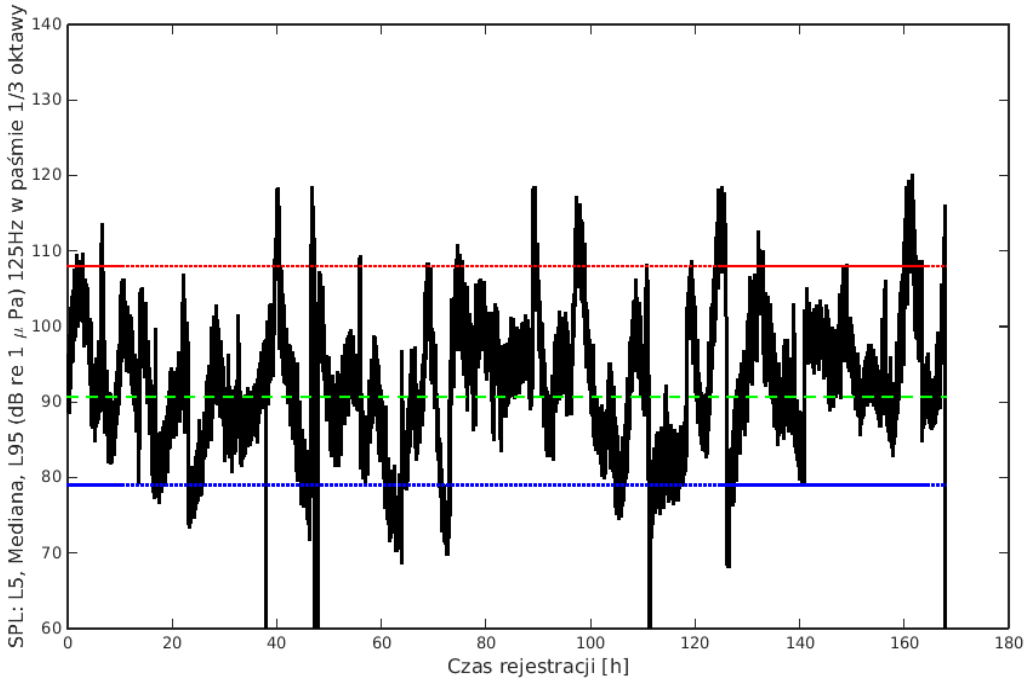
W ramach monitoringu Bałtyku zostały wykonane pomiary na trzech stacjach, na których prowadzono rejestrację hałasu ciągłego. Wszystkie stacje pomiarowe zostały zlokalizowane blisko torów wodnych, charakteryzujących się stałą obecnością przepływających jednostek pływających. Pomimo, że dane dotyczą stosunkowo krótkich okresów pomiarowych, pozwalają

na ocenę sytuacji w odniesieniu do natężenia dźwięku w różnych podobszarach POM. Zauważalny jest niższy poziom hałasu ciągłego na stacji H13 (Zatoka Pomorska) w odniesieniu do stacji H39a (Basen Bornholmski), co może zależeć zarówno od pory roku, jak również długości okresu pomiarowego.

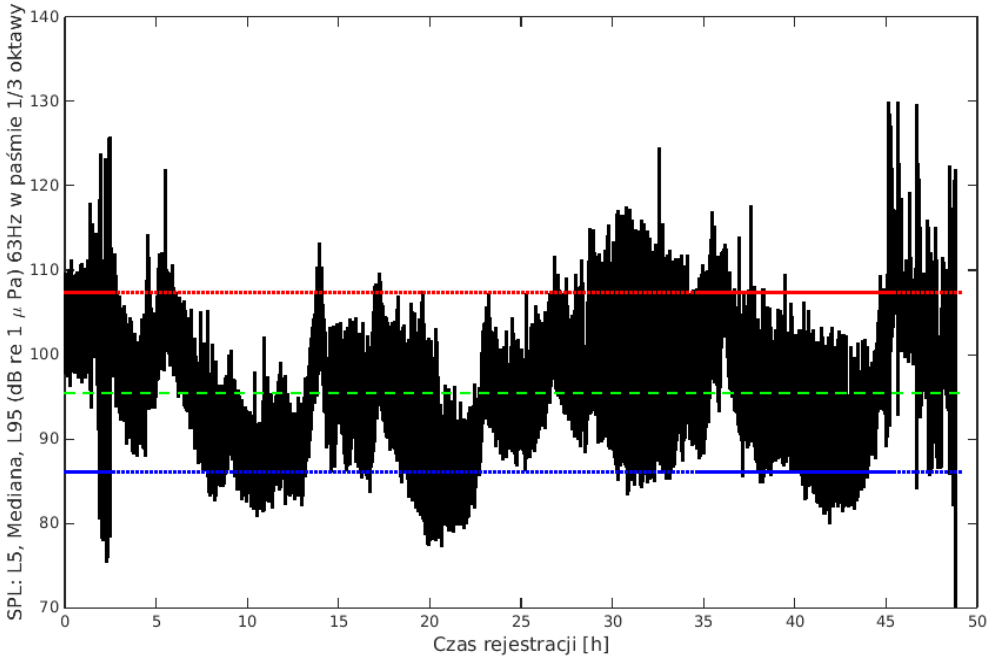
Na Rys. 2.2.72 i Rys. 2.2.75 przedstawiono wyniki oceny zmian ciągłego hałasu podwodnego dla dwóch częstotliwości: 63 Hz, 125 Hz na powyższych stacjach.



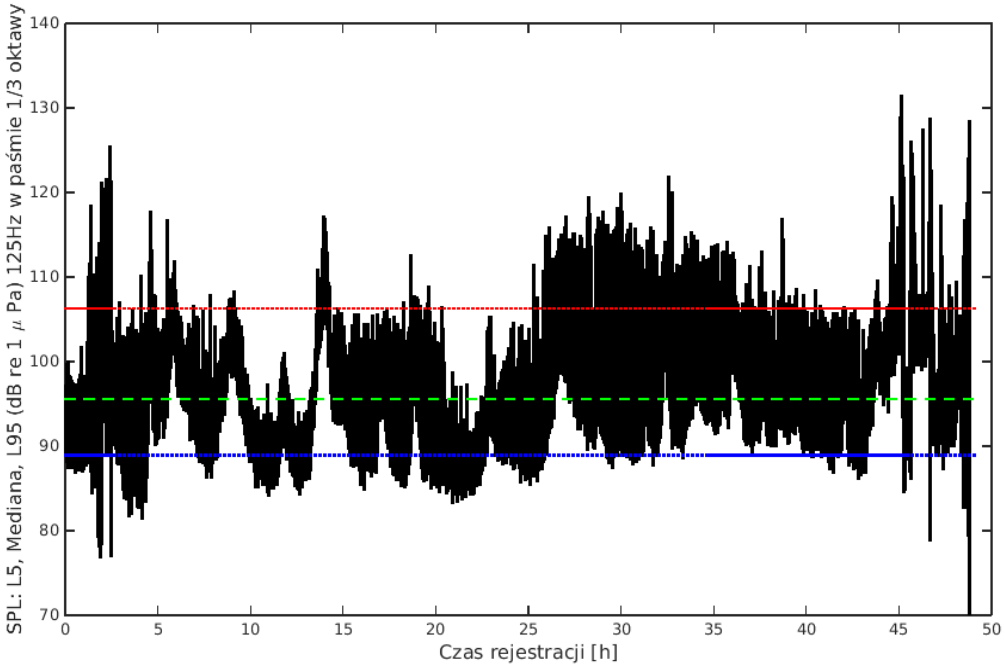
Rys. 2.2.72. Zmiany hałasu ciągłego w sierpniu 2015 r. na stacji H13 (Basen Bornholmski) dla 63Hz w paśmie 1/3 oktawy (statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5, linia czerwona - percentyl 95, linia zielona – mediana) (źródło danych PMŚ).



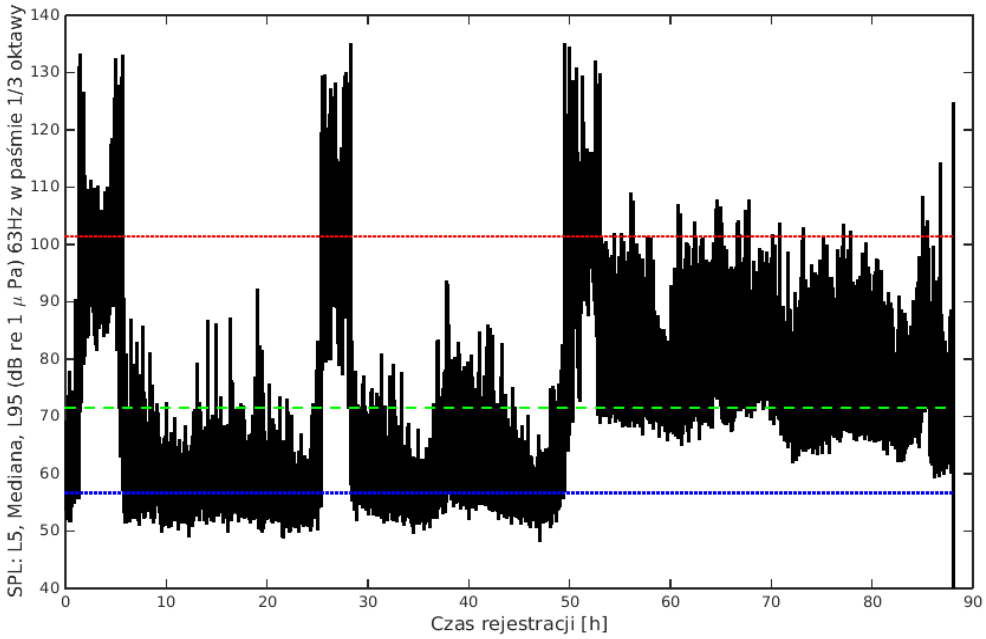
Rys. 2.2.73. Zmiany hałasu ciągłego w sierpniu 2015 r. na stacji H13 (Basen Bornholmski) dla 125Hz w paśmie 1/3 oktawy (statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5, linia czerwona - percentyl 95, linia zielona – mediana) (źródło danych PMŚ).



Rys. 2.2.74. Zmiany hałasu ciągłego w marcu 2016 r. na stacji H39a (Basen Bornholmski) dla 63Hz w paśmie 1/3 oktawy (statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5, linia czerwona - percentyl 95, linia zielona – mediana) (źródło danych PMŚ).

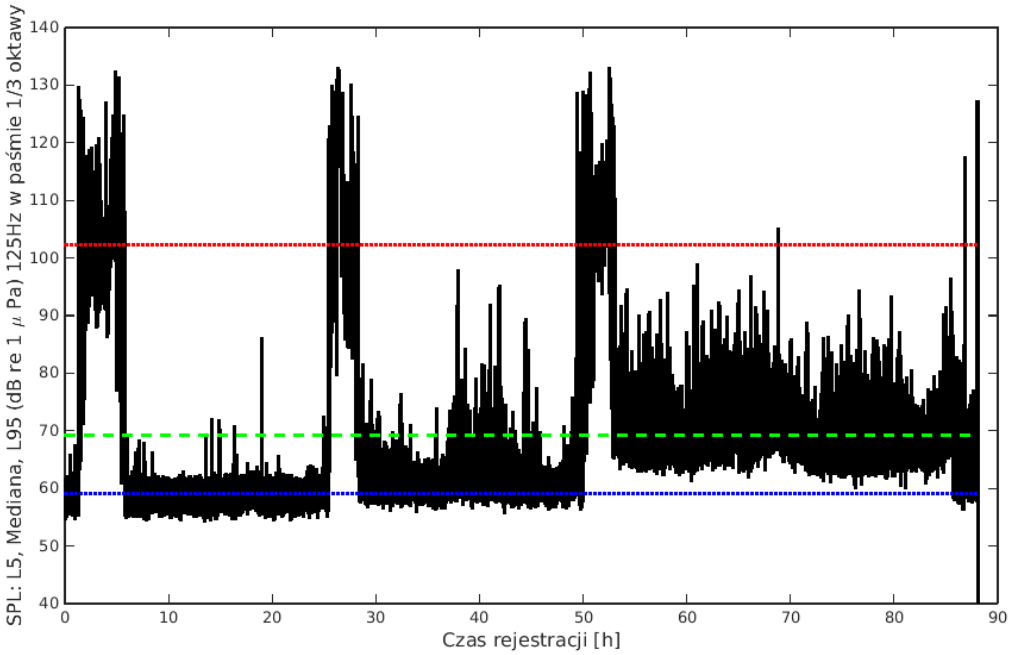


Rys. 2.2.75. Zmiany hałasu ciągłego w marcu 2016 r. na stacji H39a (Basen Bornholmski) dla 125Hz w paśmie 1/3 oktawy (statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5, linia czerwona - percentyl 95, linia zielona – mediana) (źródło danych PMŚ).



Rys. 2.2.76. Zmiany hałasu ciągłego okresie listopadzie 2016 r. na stacji HZN4 (Basen Gdański) dla 63Hz w paśmie 1/3 oktawy (tatystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5, linia czerwona - percentyl 95, linia zielona – mediana) (źródło danych PMŚ).

W odniesieniu do danych z Basenu Gdańskiego (Rys. 2.2.76 i Rys. 2.2.77) trzeba zaznaczyć, że okresowo występujące piki hałasu na stacji HZN4 są związane ze sposobem instalacji hydrofonów, który polegał na przewiezieniu na pokładzie statku badawczego sprzętu pomiarowego i następnie jego posadowieniu na kilkugodzinny pomiar. W wyniku tego transport hydrofonów stał się źródłem dodatkowego hałasu uwidaczniającego się w formie wspomnianych pików. Biorąc pod uwagę tylko okresy pomiarowe pomiędzy pikami, widać, że poziom hałasu jest bardzo niski, bardzo rzadko osiągający 110 dB, w porównaniu z danymi z Basenu Bornholmskiego.

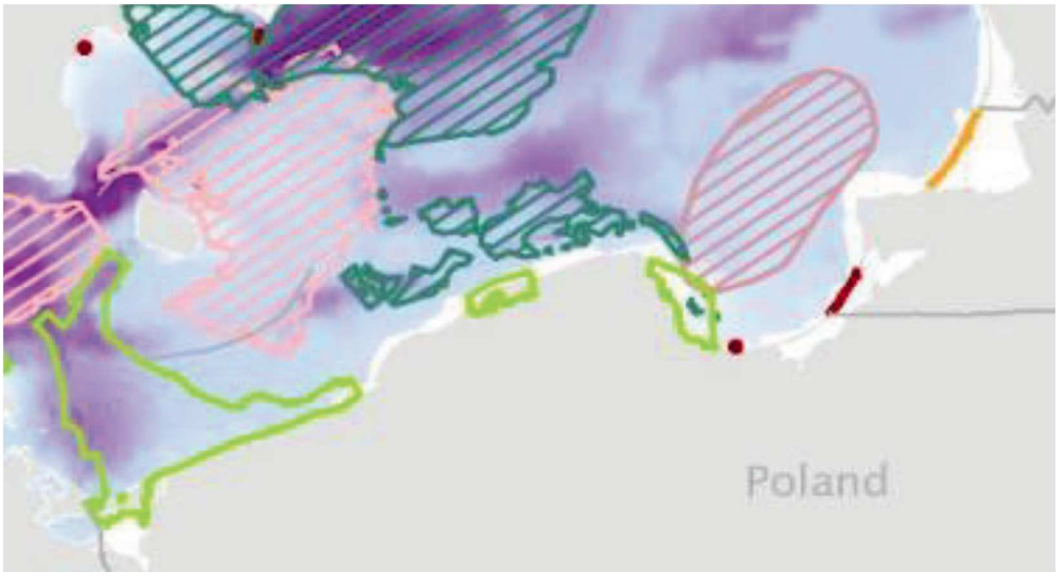


Rys. 2.2.77. Zmiany hałasu ciągłego w listopadzie 2016 r. na stacji HZN4 (Basen Gdański) dla 125Hz w paśmie 1/3 oktawy (statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona – mediana) (źródło danych PMŚ).

Reasumując, największe wartości poziomu ciągłego hałasu związanego z działalnością człowieka stwierdzono w akwenach: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki i Basen Gdański. Na podstawie wyników pomiarów ustalono jednak, że w żadnym z tych miejsc nie został przekroczony poziom mogący prowadzić do uszkodzeń organów wewnętrznych ryb.

Z wyników projektu BIAS oraz porównania obszarów, gdzie jest rejestrowany najwyższy poziom antropogenicznego hałasu podwodnego z obszarami „wrażliwymi", wynika, że w POM tylko północna i zachodnia część polskiej części Basenu Bornholmskiego jest miejscem, gdzie może występować szkodliwe oddziaływanie hałasu na bytującego tam okazjonalnie morświna (szraf zielony) oraz obszary bytowania dorsza (szraf ciemnoróżowy) (Rys. 2.2.78).

Pomimo braku wartości progowych ustalonych na poziomie unijnym dla kryterium hałasu ciągłego oraz bardzo krótkich zapisów danych pomiarowych, zaproponowano przyjęcie wartości progowej dla kryterium D11C2 na poziomie wartości 95 percentyla uśrednionego z powyższych danych, równego 108 dB, co umożliwiło dokonanie ilościowej oceny stanu środowiska dla poszczególnych obszarów otwartego morza (Tabela 2.2.94).



Rys. 2.2.78. Nakładanie się przestrzennego rozkładu hałasu podwodnego z obszarami bytowania gatunków wrażliwych na dźwięk w POM na podstawie Schack i in. (obszar występowania morświna (szraf zielony), obszar bytowania dorsza (szraf ciemnoróżowy) (2016, HELCOM 2016g).

Tabela 2.2.94. Proponowana ocena stanu środowiska odnośnie cechy D11 – kałas podwodny (kryteria D11C2) dla Polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej w oparciu o dane z projektu BIAS i pomiarów monitoringowych.

Obszar oceny	Oceniane kryterium	Wartość progowa	GES
wschodni Basen Gotlandzki	D11C2	108 dB	tak
Basen Bornholmski	D11C2	108 dB	nie
Basen Gdański	D11C2	108 dB	tak

Wnioski końcowe

Elementy kryteriów odnoszące się do hałasu podwodnego związanego z działalnością człowieka określone w decyzji 2017/848: dźwięk impulsowy (D11C1), ciągły dźwięk o niskiej częstotliwości (D11C2), koncentrują się w głównej mierze na określeniu wartości progowych, wskazujących na brak występowania negatywnego wpływu hałasu na populacje zwierząt żyjących w środowisku morskim. W celu określenia powyższych elementów kryteriów ustanowione zostały ujednolicone standardy metodologiczne, w których zdecydowany nacisk położono na charakterystykę powyżej zdefiniowanych rodzajów dźwięków (D11C1, D11C2).

Jak dotąd nie zostały określone wartości progowe dla kryteriów cechy D11 na poziomie europejskim. Tym nie mniej, dostępne dane pomiarowe pozwalają na ocenę natężenia hałasu ciągłego w obszarach oceny w POM. Ocena ta jest zbieżna z wynikami uzyskanymi w ramach projektu BIAS.

3. Podsumowanie oceny stanu środowiska

3.1. Podstawy prawne

Aktualizację wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich POM przeprowadzono zgodnie z art. 17 RDSM, w związku z art. 8 ust. 1 lit. a - c RDSM, uwzględniajac analizę podstawowych cech i właściwości oraz obecnego stanu środowiska wód morskich, analizę presji antropogenicznych, sposobów użytkowania i działalności człowieka w środowisku morskim lub mających wpływ na środowisko morskie, jak również ekonomiczną i społeczną analizę użytkowania tych wód oraz analizę kosztów degradacji środowiska morskiego.

Obecna aktualizacja oceny obejmuje okres od 1 stycznia 2011 r. do 31 grudnia 2016 r. Realizacja tego zadania służy określeniu celów środowiskowych zgodnie z art. 10 RDSM, ustanowieniu zaktualizowanych programów monitoringu zgodnie z art. 11 RDSM oraz zaprojektowaniu przyszłych programów działań zgodnie z art. 13 RDSM, które będą minimalizować negatywny wpływ oddziaływania antropogenicznego na środowisko morskie.

Podstawą prawną do przeprowadzenia aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska jest art. 555 ust. 2 pkt 8 ustawy Prawo wodne.

Obowiązek aktualizacji oceny stanu środowiska wód morskich dotyczy obszarów morskich, które obejmują rejon morza od linii podstawowej morza terytorialnego do granicy najdalej położonego obszaru, podlegającego jurysdykcji państwa członkowskiego UE zgodnie z definicją podaną w RDSM. W Polsce, do obszarów tych zaliczają się wody morza terytorialnego, wyłączna strefa ekonomiczna Rzeczpospolitej Polskiej oraz wody przybrzeżne zgodnie z art. 143 ustawy Prawo wodne. W przypadku wód przybrzeżnych, przejściowych i terytorialnych do aktualizacji zostały wykorzystane oceny wskaźników stosowanych do oceny stanu ekologicznego wykonane zgodnie z RDW.

Zgodnie z art. 151 ust. 1 ustawy Prawo wodne aktualizację wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich opracowuje właściwy organ Inspekcji Ochrony Środowiska w uzgodnieniu z ministrem właściwym do spraw budownictwa, planowania i zagospodarowania przestrzennego oraz mieszkalnictwa, ministrem właściwym do spraw gospodarki morskiej, ministrem właściwym do spraw rybołówstwa oraz ministrem właściwym do spraw gospodarki wodnej.

W tym miejscu należy podkreślić, że aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich różni się w zasadniczy sposób od oceny wstępnej, zarówno liczbą danych, które zostały wykorzystane do jej opracowania, jak również wkładem merytorycznym, w postaci opracowań merytorycznych, w zakresie poszczególnych elementów oceny w odniesieniu do cech stanu i presji oraz oceny społeczno-ekonomicznej. Złożyły się na to, w dużej mierze, wyniki wszystkich programów monitoringowych wykonywanych w ramach PMŚ koordynowanego przez GIOŚ w okresie poddawanym ocenie oraz wszelkie dane udostępnione przez różne państwowe jednostki administracyjne oraz instytuty badawcze.

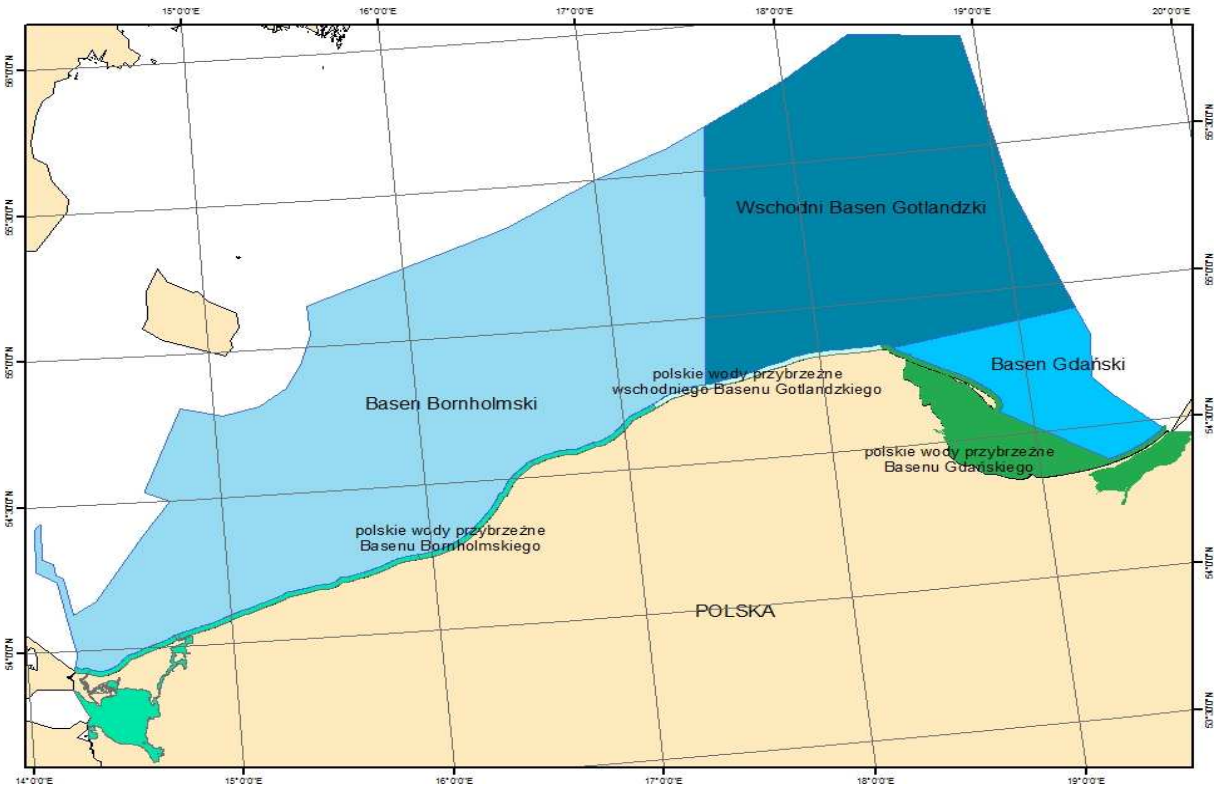
Przy aktualizacji uwzględniono nową wersję załącznika III do RDSM (2017/845/UE) w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich, zmieniającą tabele 1 i 2 z załącznika III do RDSM tak, aby lepiej odnosiły się do elementów dotyczących stanu (tabela 1) oraz do elementów dotyczących presji i ich oddziaływań (tabela 2, pozycja 2a i 2b), a także aby bezpośrednio łączyły elementy wymienione w obu wykazach ze wskaźnikami jakości określonymi w załączniku I do wspomnianej dyrektywy, a w związku z tym również z kryteriami określonymi przez Komisję na podstawie art. 9 ust. 3 RDSM.

Decyzja 2017/848 wprowadziła podział wskaźników, które muszą być uwzględnione w ocenie stanu środowiska morskiego na dwie grupy. Art. 153 ust. 1 pkt 1 ustawy Prawo wodne podaje wszystkie 11 cech dobrego stanu środowiska wód morskich. Zgodnie z decyzją 2017/848 do cech presji należą: D2, D3, D5, D6, D7, D8, D9, D10 i D11, natomiast do cech stanu należą: D1, D4 i D6 dotyczące elementów ekosystemu: ssaki, ryby, ptaki, siedliska pelagiczne, siedliska bentosowe (zachowano konwencję symboli dla cech i kryteriów angielskiej wersji RDSM, tj. D – dla cechy, C – dla kryterium).

Jednym z obowiązkowych elementów aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich było określenie stanu środowiska w odniesieniu do zestawu wartości progowych dla poszczególnych kryteriów ustalanych na poziomie europejskim, regionalnym lub krajowym. W aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich dla POM wykorzystano 119 wskaźników do oceny poszczególnych kryteriów.

Dla potrzeb jednolitego podejścia do oceny w ramach HELCOM przyjęto zmodyfikowany podział Morza Bałtyckiego na podakweny, czyli morskie jednostki raportowe (MRU) podlegające ocenie (Rys. 3.1.1). Zostały wydzielone obszary oceny (ang. *assessment units*) według opracowanego przez HELOM (HELCOM 2013a, aktualizacja załącznika 4 -2017) podziału hierarchicznego w 4-stopniowej skali:

1) brak podziału: oceniany jest cały obszar Morza Bałtyckiego;
2) podział na 17 podakwenów w obrębie Morza Bałtyckiego;
3) podział na 17 podakwenów otwartego morza oraz na 40 obszarów obejmujących wody przybrzeżne;
4) podział na 17 podakwenów otwartego morza oraz na jednolite części wód przejściowych i przybrzeżnych (JCWP według RDW, Anon. 2000).



Rys. 3.1.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na POM według HELCOM MAS (HELCOM 2013) według poziomu 3.

W przypadku oceny ichtiofauny obszary do oceny obejmują zarówno części podakwenów otwartego morza, jak również poszczególne części wód przybrzeżnych.

W ramach oceny cech stanu (D1, D4, D6) przeprowadza się oddzielną ocenę dla każdego z komponentów ekosystemu tj. dla grup gatunków ptaków, ssaków, ryb oraz siedlisk bentosowych i pelagicznych. W przygotowaniu metody oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego w obszarze POM uwzględniono ustalenia i rekomendacje wynikające z prac grup

roboczych i projektów HELCOM, takich jak: State & Conservation, SEAL, IN Benthic habitat, HOLAS II, SPICE Biodiv, TAPAS, IN EUTRO GEAR oraz Komisji Europejskiej WG DIKE, WG GES, TG DATA i MSCG.

Opracowana metoda oceny trzech wymienionych cech stanu dla POM jest w wielu aspektach zbieżna z metodą zaproponowaną w ramach II oceny holistycznej HELCOM oraz nawiązuje również do wskazówek technicznych podanych w aktualnej, roboczej wersji przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017).

Główną różnicą pomiędzy aktualizacją oceny a wstępną oceną stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) jest metoda oceny cech stanu. Obecnie zastosowano „zintegrowaną ocenę bioróżnorodności", która jest przeprowadzana w ramach każdego z komponentów ekosystemu i odnosi się jednocześnie do cech D1, D4 i D6. Powoduje to brak możliwości jednoznacznego porównania wyników niniejszej oceny z poprzednią, jednak dzięki temu zachowana jest zgodność z metodą oceny przyjętą w regionie Morza Bałtyckiego. Możliwe jest jednak podsumowanie wszelkich zmian zachodzących w środowisku w porównaniu z wstępną oceną stanu środowiska wód morskich z 2012 r. (GIOŚ 2014) na poziomie niektórych wskaźników oraz nawiązanie do II oceny holistycznej (HELCOM 2017a).

Z kolei ocena cech presji wykonywana jest na podstawie kryteriów podstawowych i drugorzędnych oddzielnie dla każdej z cech, a w porównaniu do wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) nie występuje tu integracja oceny pomiędzy cechami presji, zwłaszcza, że niektóre z kryteriów są wykorzystywane bezpośrednio w ocenie cech stanu.

3.2. Cechy stanu

W celu przeprowadzenia oceny krajowej stanu środowiska wód morskich za lata 2011-2016, opracowano zmodyfikowaną metodę na podstawie metodyki zastosowanej w ocenie HOLAS II.

W przyjętej metodzie, oddzielne oceny dla ssaków, ptaków morskich, ryb, siedlisk bentosowych i siedlisk pelagicznych odnoszą się do cechy D1 (różnorodność biologiczna), ocena siedlisk bentosowych jest wspólna dla cech D1 i D6 (integralność dna morskiego), ocena siedlisk pelagicznych charakteryzuje cechę D1, zaś ocena ekosystemów, w tym łańcuchów pokarmowych, odnosi się do cech D1 i D4 (łańcuchy pokarmowe).

Zgodnie z decyzją 2017/848 cecha D6 – integralność dna morskiego ze względu na charakteryzujące ją kryteria właściwe jednocześnie do oceny stanu siedlisk bentosowych, jak i presji fizycznych, zaliczana jest do cech stanu i presji. W opisie stanu wyróżnione są dwa kryteria: D6C4 (zakres utraty typu siedliska wynikający z oddziaływań antropogenicznych nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze) - dla którego w niniejszej ocenie, podobnie jak w II ocenie holistycznej (HELCOM 2017a), nie opracowano jeszcze wskaźnika oraz kryterium D6C5 (zakres negatywnych skutków oddziaływań antropogenicznych na stan typów siedlisk - w tym zmiany ich biotycznej i abiotycznej struktury i jej funkcji, np. jej typowego składu gatunków, a także ich względnej liczebności, braku szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, struktury rozmiarów gatunku - nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze).

Niektóre wskaźniki zastosowane w ocenie stanu siedlisk bentosowych i pelagicznych spełniają również kryteria w ramach cechy D4. Zgodnie z decyzją 2017/848 ocena ekosystemów, w tym łańcuchów pokarmowych, powinna zostać przeprowadzona w oparciu o ocenę co najmniej trzech grup troficznych (dwie spośród tych grup troficznych nie uwzględniające ryb, przynajmniej jedna grupa troficzna zawierająca producenta pierwotnego orazprezentacja podstawy, środka i szczytu piramidy troficznej). Z uwagi na fakt, że decyzja 2017/848 weszła w życie dopiero w maju 2017 r., a przewodnik do przeprowadzenia oceny zgodnie z art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) traktuje sposób wykonania oceny dla ekosystemów dość ogólnie, w krajowej ocenie wykonano ocenę dla ekosystemów jedynie w sposób opisowy.

„Zintegrowana ocena bioróżnorodności" polega na wykonaniu oceny stanu dla wyznaczonych obszarów oceny w POM, oddzielnie dla poszczególnych elementów ekosystemu i za pomocą jednoczesnego wykorzystania kilku wskaźników (podstawowych, wstępnych, krajowych i eutrofizacji) w obszarze oceny, które łącznie odnoszą się do cech D1, D4 i D6. Każdy wskaźnik jest przypisany do oceny odpowiedniego gatunku, grupy gatunków lub danego typu siedliska. Określony wskaźnik może być wykorzystany w ocenie tylko jednokrotnie. Możliwość wykorzystania różnych wskaźników w zintegrowanej ocenie oraz ich porównywalność jest możliwa poprzez przeprowadzenie normalizacji wartości wskaźników w przedziale od 0 do 1, przy wskazaniu wartości minimalnej i maksymalnej dla danego wskaźnika.

Ssaki

Ocena zintegrowana foki szarej

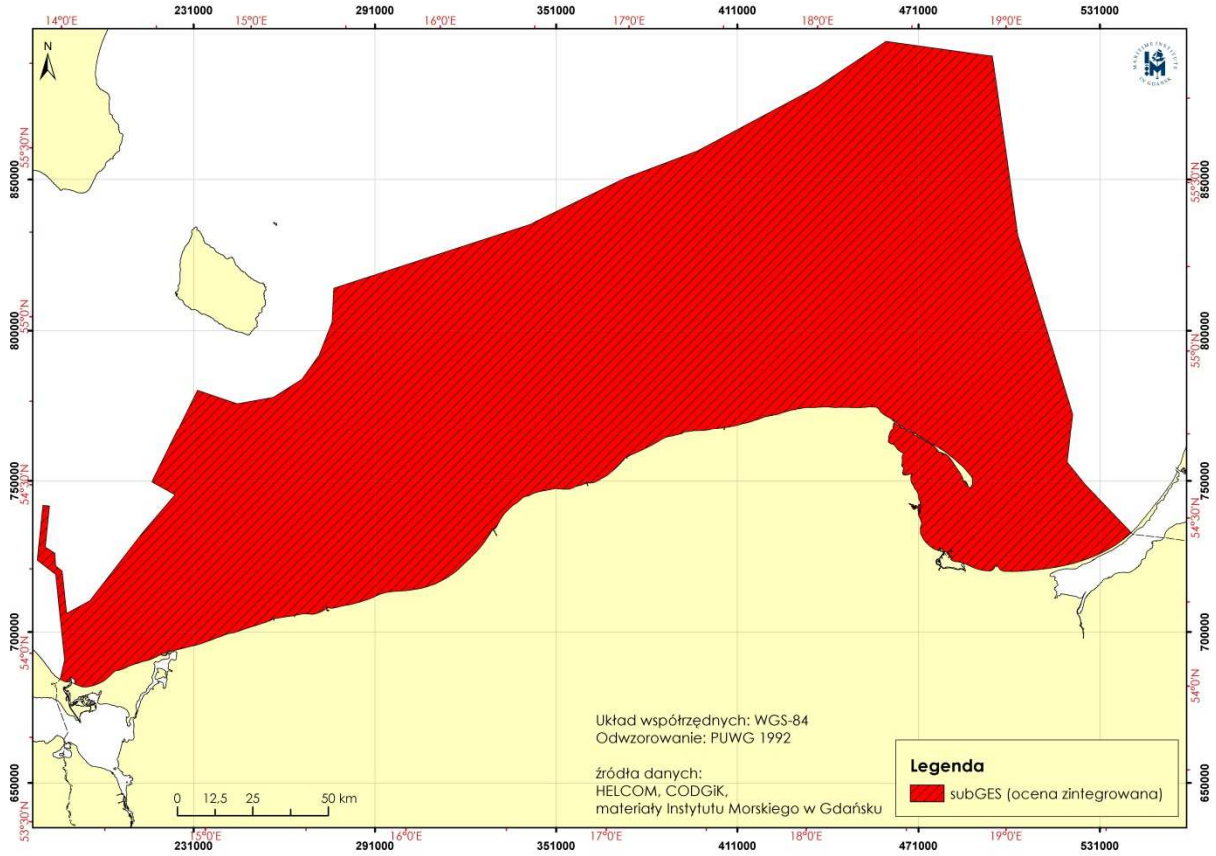
Biorąc pod uwagę wyniki ocen za poszczególne lata w okresie od 2011 r. do 2016 r. oraz przyjęte zasady przeprowadzenia oceny wieloletniej przedstawione w Tabela 3.2.1 oraz na Rys. 3.2.1 – wieloletnia zintegrowana ocena końcowa za lata 2011-2016 dla foki szarej wskazuje na stan poniżej dobrego – subGES.

Tabela 3.2.1. Zintegrowana ocena stanu foki szarej (*Halichoerus grypus*) w POM za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, WWF, SMIOUG, HELCOM).

Haul-out Ujście Wisły		Ocena roczna wskaźnika			Zintegrowana ocena roczna
Rok	Liczba osobników / Trend %*	Wskaźnik *„Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej"*	Wskaźnik *„Występowanie foki szarej"*	Wskaźnik *„Stan reprodukcji foki szarej"*	
2011	23/283%	-	GES	subGES	subGES
2012	41/78%	GES	GES	subGES	subGES
2013	51/24%	GES	GES	subGES	subGES
2014	70/37%	GES	GES	subGES	subGES
2015	60/14%	subGES	GES	subGES	subGES
2016	170 (168**)/183%	GES	GES	subGES	subGES
Wielolecie 2011-2016					subGES

* Dane WWF Polska – maksimum z miesięcy maj-czerwiec.

** Wartości odnotowane zgodne z metodyką HELCOM w ramach PMŚ.



Rys. 3.2.1. Zintegrowana ocena stanu fok szarych w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, WWF, SMIOUG, HELCOM).

Ptaki

Ocena ptaków zimujących w latach 2011-2016

Ocenę dobrego stanu przeprowadzono dla 22 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych w obrębie dwóch basenów leżących częściowo na polskich wodach morskich: Basenu Bornholmskiego i Wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Wszystkie analizowane gatunki występowały w latach 2011-2016 na polskich wodach morskich, choć liczebność 4 z nich była bardzo niska (patrz: Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych). Dodatkowo, przeprowadzono ocenę w obrębie całego Morza Bałtyckiego. Oceny dokonano dla 5 grup funkcyjnych.

W obrębie Basenu Bornholmskiego dobry stan środowiska osiągnęło 16 z 18 gatunków tam występujących (89%). We Wschodnim Basenie Gotlandzkim dobry stan uzyskało 14 z 17 gatunków (82%). Oznacza to, że wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych w obu badanych basenach obejmujących polskie wody morskie osiągnął dobry stan (GES, wartość progowa to 75%; Tabela 3.2.5). Podobnej analizy dokonano również dla każdej z 5 grup funkcyjnych. W obu badanych basenach wskaźniki dla grup funkcyjnych osiągnęły dobry stan (Tabela 3.2.2).

W skali całego Morza Bałtyckiego dobry stan środowiska (GES) osiągnęło 18 z 22 badanych gatunków (82%). Oznacza to, że wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych w latach 2011-2016 osiągnął GES (wartość progowa to 75%, Tabela 3.2.2).

W skali całego Morza Bałtyckiego badany wskaźnik również uzyskał dobry stan środowiska (GES), gdyż 18 z 22 badanych gatunków znajdowało się w dobrym stanie (82%). Ptaki brodzące (*wading feeders*), zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders*) i gatunki pelagiczne (*pelagic feeders*) osiągnęły dobry stan, natomiast gatunki bentosowe (*benthic feeders*) i roślinożerne (*grazing feeders*) znalazły się poniżej wyznaczonej granicy dobrego stanu środowiska.

Tabela 3.2.2. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków zimujących w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych: na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rodzaj wskaźnika	Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
wszystkie gatunki	0,82	0,89	0,82
benthic feeders	0,60	0,75	0,75
grazing feeders	0,71	0,86	0,75
pelagic feeders	1,00	1,00	1,00
surface feeders	1,00	1,00	0,75
wading feeders	1,00	1,00	

Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość ≥0,75), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21.

Ocena ptaków lęgowych w latach 2011-2016

Ocenę dobrego stanu przeprowadzono dla 30 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych w obrębie dwóch obszarów – Basenu Bornholmskiego i Wschodniego Basenu Gotlandzkiego, w których znajdują się polskie wody morskie. Oceny dokonano również dla 5 grup funkcyjnych.

W Basenie Bornholmskim i Wschodnim Basenie Gotlandzkim wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych znalazł się poniżej dobrego stanu środowiska. Stan GES osiągnęło w tych obszarach odpowiednio 50% i 59% gatunków (progowa wartość to 75%). Zły stan środowiska stwierdzono również dla wyszczególnionych grup funkcyjnych, oprócz ptaków roślinożernych (*grazing feeders)* w Basenie Bornholmskim oraz gatunków pelagicznych (*pelagic feeders)* w Basenie Gotlandzkim.

Ogółem w obszarze całego Bałtyku jedynie 5 gatunków nie osiągnęło dobrego stanu środowiska. Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych wskazuje więc na dobry stan ptaków tej grupy, gdyż 83% gatunków osiągnęło GES (próg 75%, Tabela 3.2.3). Podobna sytuacja miała miejsce wśród pięciu wydzielonych grup funkcyjnych, wśród których cztery osiągnęły dobry stan: ptaki zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders)*, gatunki pelagiczne (*pelagic feeders)*, bentosowe (*benthic feeders*) oraz roślinożerne (*grazing feeders)*. Jedynie ptaki brodzące (*wading feeders*) znalazły się poniżej granicy GES.

Tabela 3.2.3. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków lęgowych w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Wschodnim Basenie Gotlandzkim (źródło danych PMŚ, HELCOM).

Rodzaj wskaźnika	Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
wszystkie gatunki	0,83	0,50	0,59
benthic feeders	0,75	0,50	0,33
grazing feeders	1,00	1,00	0,67
pelagic feeders	1,00	0,50	0,86
surface feeders	0,90	0,44	0,63

Rodzaj wskaźnika	Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
wading feeders	0,50	0,40	0,33

Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość ≥0,75), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz Tabela 2.1.20.

Zintegrowana ocena ptaków morskich

Zintegrowaną ocenę dla ptaków wodnych dla lat 2011-2016 dokonano w oparciu o wyżej opisane wyniki wskaźników zmian liczebności w sezonie lęgowym i w okresie zimowania w dwóch obszarach: w Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim. Ocenę przeprowadzono w dwóch etapach. W pierwszym etapie dokonano integracji danych pochodzących ze wskaźników liczebności ptaków wodnych w okresie lęgowym i zimowania metodą OOAO. W drugim etapie dokonano oceny dla wszystkich ptaków wodnych oraz dla 5 grup funkcyjnych w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim metodą proporcjonalności zaproponowaną przez HELCOM (dobry stan w grupie można określić jeśli uzyskało go więcej niż 75% gatunków). Całe ugrupowanie ptaków wodnych nie osiągnęło dobrego stanu środowiska na wodach grupy Bornholmskiej i Gotlandzkiej. W Basenie Bornholmskim dobry stan osiągnęły jedynie ptaki brodzące (grazing feeders), natomiast w Basenie Gotlandzkim GES gatunki pelagiczne (pelagic feeders).

Tabela 3.2.4. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Bornholmskim i Gotlandzkim dla 5 wyróżnionych grup funkcyjnych za lata 2011-2016. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz Tabela 2.1.20.

Region	Grupa funkcyjna	Ocena
Basen Bornholmski	*wszystkie gatunki*	60%
	benthic feeders	60%
	grazing feeders	88%
	pelagic feeders	57%
	surface feeders	44%
	wading feeders	50%
Basen Gotlandzki	*wszystkie gatunki*	60%
	benthic feeders	50%
	grazing feeders	67%
	pelagic feeders	88%
	surface feeders	56%
	wading feeders	33%

Ocena produktywności bielika w latach 2011-2016

W latach 2011-2016 wszystkie trzy analizowane parametry reprodukcji bielika znajdowały się powyżej wartości granicznej dobrego stanu:

1) sukces lęgowy wynosił 59% (wartość progowa GES to 59%);
2) produktywność (liczba piskląt na zajęte gniazdo) wynosiła 1,07 (wartość progowa to 0,97);
3) liczba młodych na parę z sukcesem wynosiła 1,81 (wartość progowa 1,64).

Wszystkie trzy parametry osiągnęły dobry stan, w związku z tym ocena końcowa wskaźnika produktywności bielika również znalazła się powyżej granicy dobrego stanu (GES) (Tabela 3.2.5).

Tabela 3.2.5. Parametry reprodukcji bielika (*Haliaeetus albicilla*) w pasie 10 km do linii wybrzeża Bałtyku w Polsce w poszczególnych latach w okresie 2011-2016 oraz wartości średnie trzech parametrów podlegających ocenie w całym analizowanym okresie (źródło danych PMŚ).

Rok	Liczba gniazd z określonym wynikiem lęgu	Proporcja gniazd z kontrolą wnętrza	Sukces lęgowy	Produktywność	Liczba piskląt
2011	8	0%	88%	-	-
2012	6	17%	67%	1,33	2,00
2013	5	20%	100%	1,00	1,00
2014	27	19%	67%	1,20	1,80
2015	79	42%	61%	1,10	1,81
2016	69	58%	48%	0,88	1,84
2011-2016	194	41%	59%	1,07	1,81

Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość ≥0,75), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Dane 2011-2014 pochodzą z Komitetu Ochrony Orłów, a dane z lat 2015-2016.

Ryby

Do oceny stanu ryb wykorzystano dwa wskaźniki krajowe – Indeks wielkich ryb LFI 1 oraz Indeks stanu ichtiofauny SI.

Indeks LFI1 odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, obserwowanych w połowach badawczych, realizujących zadania związane z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS). Wskaźnik LFI1 spełnia kryteria dla cechy D1C3 i D4C3 określone w decyzji 2017/848. Jest on dobrze rozwinięty dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego.

Indeks wielkich ryb LFI1

W przypadku wskaźnika LFI1, w ciągu sześciu lat na całym badanym obszarze wód otwartych stan wód określony na podstawie indeksu LFI1 stopniowo się pogarszał. Z analizy indeksu LFI1 wynika, że biomasa dorszy większych niż 30 cm w okresie sześcioletnim stopniowo się zmniejszała. Wskaźnik LFI1 początkowo wskazywał na dobry stan środowiska, ale już od 2013 r. spadł poniżej wartości progowej. W rozpatrywanym okresie zmniejszył się udział biomasy dużych ryb płaskich. Pod koniec tego okresu w 2016 r. nastąpił spadek udziału biomasy dużych dorszy w populacji w obu podobszarach ICES. Wskazuje to na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb.

Zgodnie z powyższym opisem stan środowiska wód morskich w odniesieniu do wskaźnika LFI1 oceniono jako subGES (Tabela 3.2.6, rys. 3.1.4).

Tabela 3.2.6. Ocena według wskaźnika LFI1 dla podobszarów ICES 25 i 26 w poszczególnych latach.

Podobszar ICES	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**Ocena łączna za okres 2011-2016**

Otwarte morze - część wschodnia (ICES 26)	GES	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES
Otwarte morze - część zachodnia (ICES 25)	GES	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES

Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

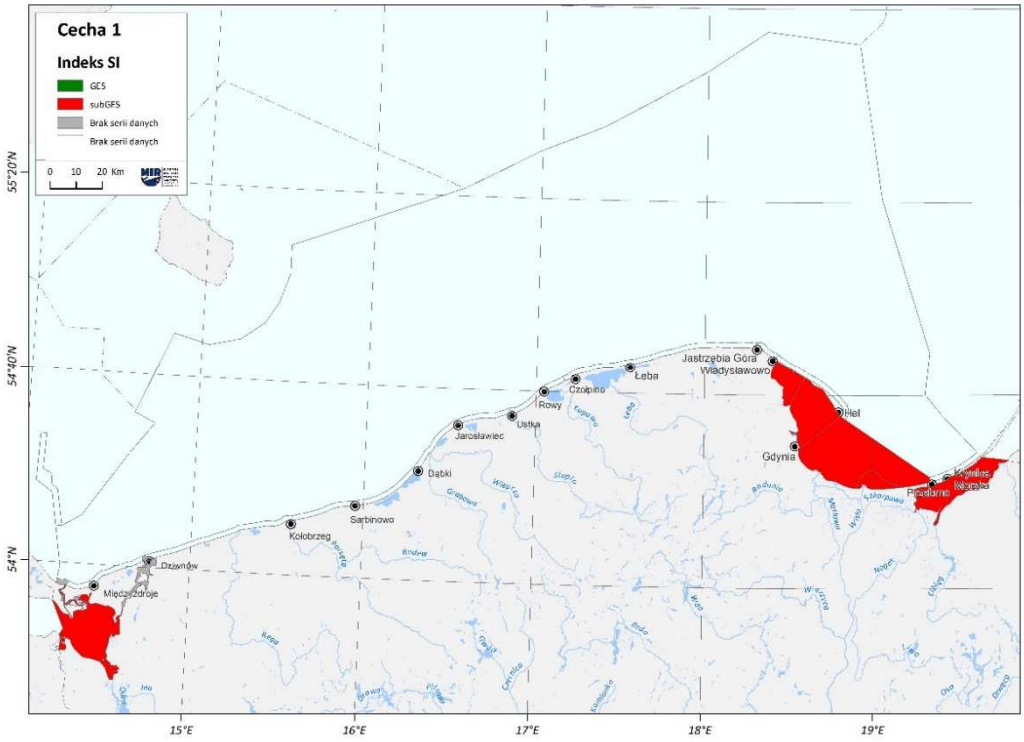
Pierwotnie **Indeks stanu ichtiofauny SI** dla wód przejściowych powstał na potrzeby oceny stanu ekologicznego według RDW. W niniejszym opracowaniu wykorzystany został on również w kontekście RDSM.

Ocena stanu ekologicznego na podstawie ichtiofauny w okresie 2011-2016 dla jednolitych części wód przejściowych dokonana została z uwzględnieniem zasady „one-out, all-out". Oznacza to, że w ocenie końcowej za lata 2011-2016 wzięto pod uwagę najniższą ocenę odnotowaną w rozpatrywanym okresie (Tabela 3.2.7, Rys. 3.2.2). Ocena na podstawie wskaźnika SI została również wykorzystana do oceny cechy D1 (założenia wskaźnika SI odpowiadają następującym kryteriom RDSM D1C2 „population abundance" i D1C3 „population demographic"). W przypadku 3 JCWP łącznej oceny nie dokonano ponieważ dostępne dane dotyczą jedynie prób zebranych w 2011 r.

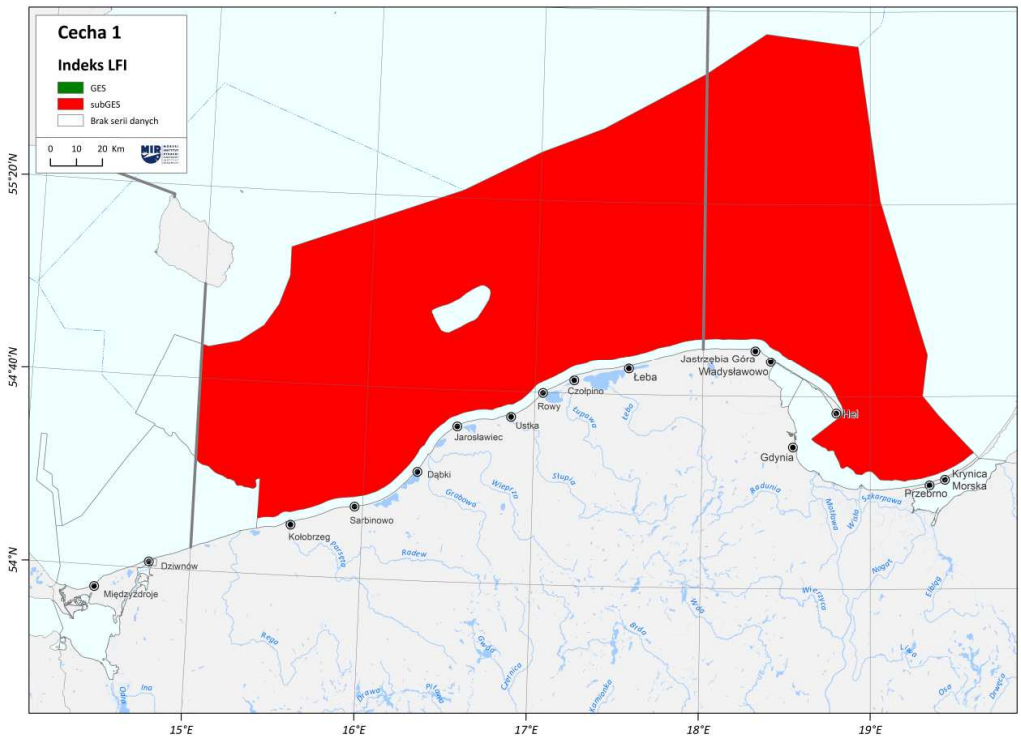
Tabela 3.2.7. Wartość indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód przejściowych w latach 2011-2016. Kolorami przedstawiona została ocena stanu ekologicznego w kolejnych latach oraz łączna ocena w okresie 2011-2016: czerwony – zły, żółty – umiarkowany, zielony – dobry, biały (Bd) – brak danych, szary – brak oceny łącznej (źródło danych PMŚ).

Nazwa jednolitej części wód	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Średnia SI z okresu 2011-2016	Ocena łączna według RDSM
Ujście Dziwny	3,6	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,60	*
Ujście Świny	3,4	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,40	*
Ujście Wisły Przekop	3,7	Bd	Bd	1,86	1,79	Bd	2,45	
Zalew Kamieński	3,0	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,00	*
Zalew Pucki	2,2	Bd	1,6	1,58	2,08	2,42	1,97	
Zalew Szczeciński	3,1	Bd	Bd	2,75	2,5	Bd	2,78	
Zalew Wiślany	2,9	Bd	Bd	2,75	2,08	2,33	2,51	
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	3,7	Bd	Bd	2,5	1,79	Bd	2,66	
Zatoka Pucka Zewnętrzna	3,4	Bd	2,5	2,07	1,93	2,43	2,47	

* W przypadku 3 JCWP łącznej oceny nie dokonano ponieważ dostępne dane dotyczą jedynie prób zebranych w 2011 roku.



Rys. 3.2.2. Ocena stanu środowiska morskiego wód przejściowych według RDW w okresie 2011-2016 (źródło danych PMŚ).



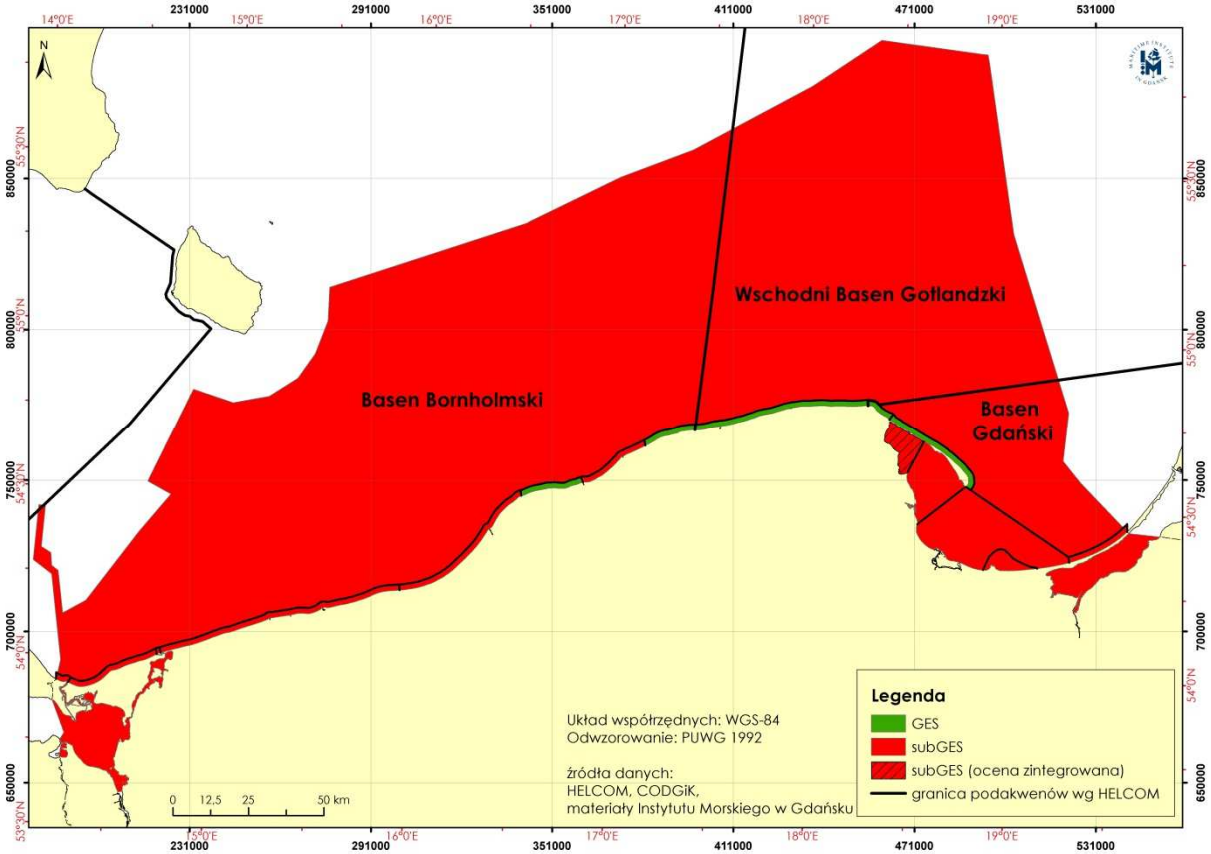
Rys. 3.2.3. Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie LFI1 dla ichtiofauny w okresie 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Siedliska bentosowe

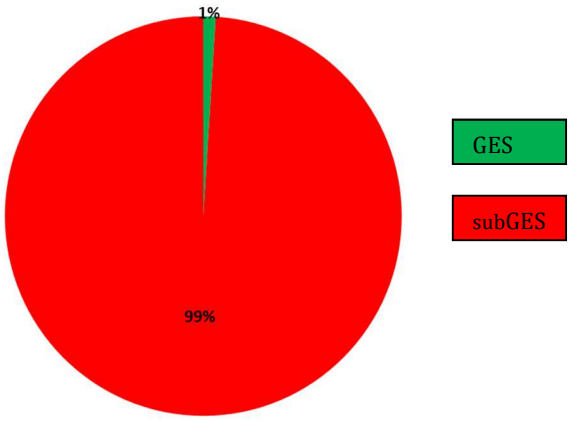
Zgodnie z metodą oceny (rozdział 2.2.2), stan siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016 przedstawiono w podziale na 4 rodzaje siedlisk, różniących się strukturą zespołów flory i fauny związanych z określonym typem dna.

Siedlisko bentosowe dna miękkiego

Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie miękkim w 22 obszarach oceny w POM (w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk na podstawie klasyfikacji EUNIS według decyzji 2017/848), w tym w 21 obszarach na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika B oraz dla obszaru JCWP: Zalewu Puckiego, gdzie zastosowano zintegrowaną ocenę między wskaźnikiem SM_1 i B. Ocenę stanu tego siedliska przedstawiono na mapie (Rys. 3.2.4). Ocena siedliska bentosowego (dno miękkie) wykazała, że w latach 2011-2016 większość (18) obszarów oceny w POM, stanowiących 99% powierzchni, prezentowała stan poniżej dobrego – subGES, a tylko 4 podakweny (1% powierzchni POM), jednolite części wód przybrzeżnych: Półwysep Hel, Władysławowo – Jastrzębia Góra, Jastrzębia Góra – Rowy, Rowy – Jarosławiec-Zachód charakteryzowały się dobrym stanem – GES (Rys. 3.2.5).



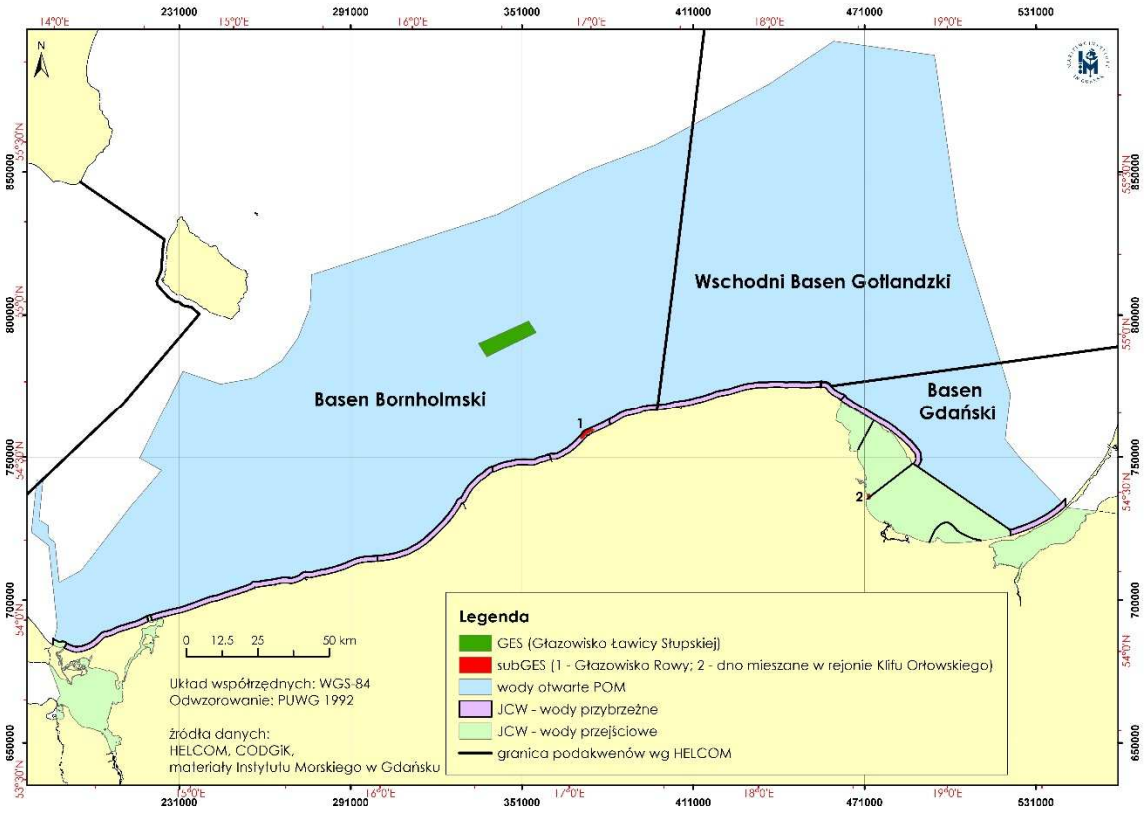
Rys. 3.2.4. Zintegrowana ocena stanu siedliska bentosowego – dno miękkie dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ).



Rys. 3.2.5. Siedlisko bentosowe dna miękkiego wykazujące stan dobry – GES oraz stan poniżej dobrego – subGES (w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016) (źródło danych PMŚ).

Siedlisko bentosowe dna twardego

Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie twardym w 2 obszarach oceny w POM: na głazowisku Ławicy Słupskiej (w obszarze Basenu Bornholmskiego) oraz na głazowisku Rowy (w obszarze jednolitych części wód: Rowy - Jarosławiec-Wschód) na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika SM_1. Ocena siedliska bentosowego (dno twarde) wykazała, że w latach 2011-2016 głazowisko Ławicy Słupskiej o powierzchni 111,3 km^2 prezentowało dobry stan – GES, natomiast głazowisko Rowy (powierzchnia 2,57 km^2) cechował stan poniżej dobrego – subGES (Rys. 3.2.6).



Rys. 3.2.6. Ocena stanu siedliska bentosowego – dno twarde (głazowiska) oraz dno mieszanego (rejon Klifu Orłowskiego) dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ).

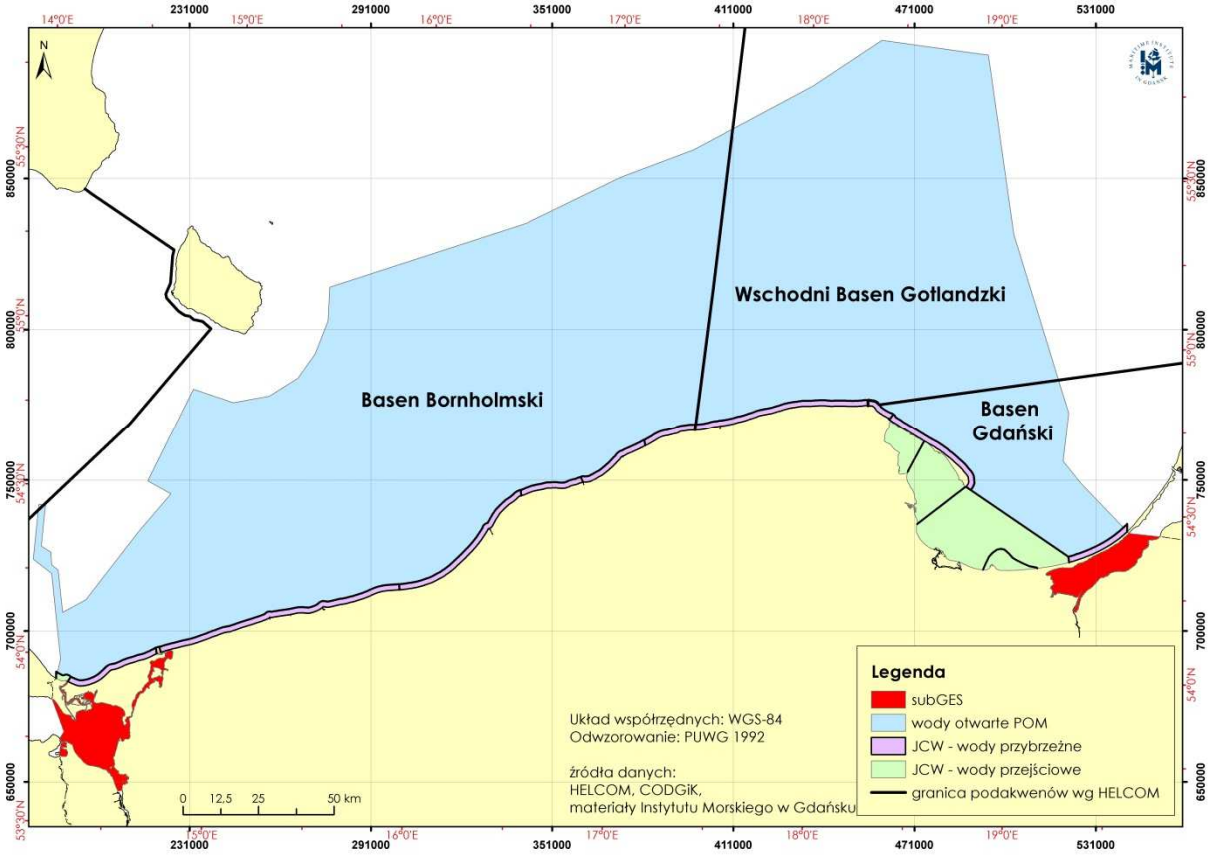
Siedlisko bentosowe dna mieszanego

Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie mieszanym w obszarze Zatoki Puckiej Zewnętrzenj w rejonie Kilfu Orłowskiego na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika SM_1.

W rejonie Klifu Orłowskiego o powierzchni 1,99 km^2 ocena tego typu siedliska wykazała stan poniżej dobrego – subGES (Rys. 3.2.6).

Siedlisko makrofitów w zalewach

Ocena stanu siedliska makrofitów w zalewach w 3 obszarach oceny w POM: Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika ESMIz. Ocena makrofitów w zalewach o łącznej powierzchni 752,61 km^2 wykazała stan poniżej dobrego – subGES w każdej z tych jednolitych części wód (Rys. 3.2.7).



Rys. 3.2.7. Ocena stanu siedliska makrofitów w zalewach w 2016 r. w POM (źródło danych PMŚ).

Siedliska pelagiczne

Stan siedlisk pelagicznych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016 przedstawiono w podziale na 2 różne rodzaje siedlisk, zgodnie z metodą oceny i decyzją 2017/848.

Siedlisko pelagiczne wód otwartych

Ocena stanu siedliska pelagicznego wód otwartych w 3 obszarach oceny w POM, w których zastosowano zintegrowaną ocenę między wskaźnikami: MSTS, Dia/Dino, CyaBI i Chlorofil-a (Basen Gdański) i zintegrowaną ocenę między wskaźnikami: Dia/Dino, CyaBI i Chlorofil-a (Wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski), a następnie użyto klasyfikacji wyniku oceny – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności". Zintegrowaną ocenę stanu siedliska pelagicznego przedstawiono w Tabela 3.2.8.

Tabela 3.2.8. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych z uwzględnieniem wskaźników: MSTS, Dia/Dino, CyaBI, Chlorofil-a w okresie 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

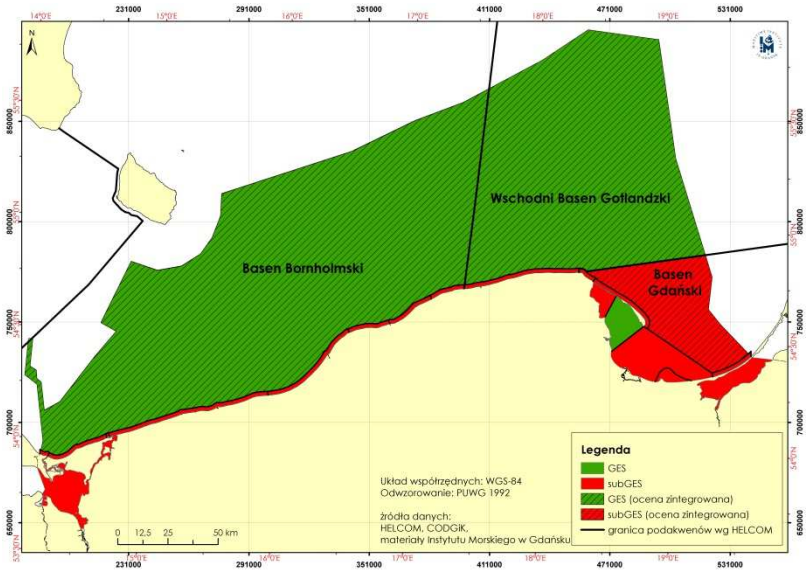
Obszar oceny	Wskaźnik	Wartość znormalizowana wskaźnika dla lat 2011-2016	Waga wskaźnika	BQR	Ocena
Basen Gdański	MSTS	0,66	0,3	0,55	subGES
	Dia/Dino	0,75	0,3		
	CyaBI	0,50	0,1		
	Chlorofil-a	0,26	0,3		
Wschodni Basen Gotlandzki	Dia/Dino	0,97	0,4	0,62	GES
	CyaBI	0,54	0,2		
	Chlorofil-a	0,30	0,4		
Basen Bornholmski	Dia/Dino	0,93	0,4	0,60	GES
	CyaBI	0,55	0,2		
	Chlorofil-a	0,30	0,4		

Ocena siedliska pelagicznego wód otwartego morza wykazała, że w latach 2011-2016 Wschodni Basen Gotlandzki i Basen Bornholmski prezentowały stan dobry –GES, natomiast Basen Gdański – stan poniżej dobrego – subGES (Rys. 3.2.8).

Siedlisko pelagiczne wód przejściowych i przybrzeżnych

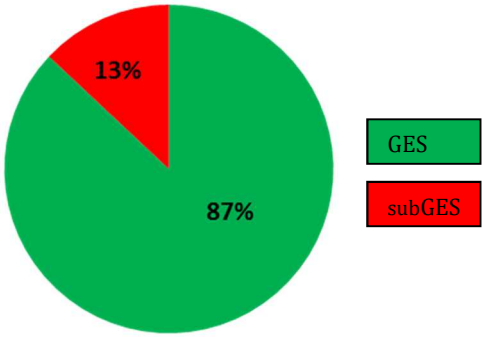
Ocena stanu siedliska pelagicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych w 19 jednolitych częściach wód w POM, w których zastosowano klasyfikację wyniku oceny zgodną z wartościami progowymi dla wskaźnika „*Chlorofil-a*".

Prawie wszystkie podakweny (18) w wodach przejściowych i przybrzeżnych prezentowały stan poniżej dobrego – subGES z wyjątkiem Zatoki Puckiej Zewnętrznej, gdzie zaobserwowano dobry stan środowiska (Rys. 3.2.8).



Rys. 3.2.8. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ).

Trzy obszary oceny w POM, w tym 2 baseny otwartego morza: Basen Bornholmski oraz Wschodni Basen Gotlandzi, a także Zatoka Pucka Zewnętrzna, stanowiące 87% powierzchni POM, prezentowały stan dobry – GES. Wpozostałych obszarach oceny włącznie z Basenem Gdańskim (13% powierzchni POM) zaobserwowano natomiast stan środowiska poniżej dobrego (subGES) (Rys. 3.2.9).



Rys. 3.2.9. Siedlisko pelagiczne wykazujące stan dobry – GES oraz poniżej dobrego – subGES w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Cecha D4 – łańcuchy pokarmowe

Cecha D4 – łańcuchy pokarmowe (Anon. 2017b) w ujęciu przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) powinna wskazywać na utrzymanie naturalnej liczebności, różnorodności oraz pełnej zdolności reprodukcyjnej gatunków jako elementów morskich sieci troficznych. Strukturę i funkcjonowanie ekosystemów można scharakteryzować poprzez tzw. grupy troficzne (ang. *trophic guild*) (ICES 2014). Grupy troficzne zawierają drapieżców i ich ofiary. Przykładowo, grupa troficzna obejmuje m.in. fitoplankton, zooplankton, ryby planktonożerne lub fitoplankton, filtrujące organizmy bezkręgowców bentosowych i ryby demersalne odżywiające się bentosem. Zgodnie z przewodnikiem (Walmsley i in. 2017) do oceny ekosystemów i sieci troficznych należy wykorzystać wskaźniki uzgodnione na poziomie regionalnym.

Zgodnie z rekomendacją przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) preferowane jest przedstawienie oceny dla poszczególnych elementów ekosystemu jako składowych w wytypowanych grupach troficznych (A, B, C), (Tabela 3.2.9) bez konieczności łącznego integrowania na poziomie cechy. Jednocześnie kryteria określone w decyzji 2017/848 w ramach cechy D4 i przypisane do nich wskaźniki powinny zostać wykorzystane jako narzędzie do określenia zmian w sieci troficznej.

Tabela 3.2.9. Grupy troficzne i wskaźniki wraz z ich statusem oceny za lata 2011-2016, wybrane do oceny cechy D4 w POM (źródło danych PMŚ).

Grupy troficzne	Elementy ekosystemu	Wskaźnik	Basen Bornholmski	Wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański
Grupa troficzna A	Fitoplankton (producenci pierwotni)	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Makrozoobentos	B	subGES	subGES	subGES
	Ryby demersalne	LFI	subGES	subGES	subGES
Grupa troficzna B	Fitoplankton (producenci pierwotni)	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Makrozoobentos	B	subGES	subGES	subGES
	Ptaki bentosożerne	Grupa ptaków lęgowych	subGES	subGES	-
		Grupa ptaków zimujących	GES	GES	-
Grupa troficzna C	Fitoplankton (producenci	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Zooplankton (producenci wtórni)	MSTS	-	-	GES
	Ryby planktonożerne	-	-	-	-
	Foki szare	Liczebność i trend liczebności	subGES		
		Występowanie			
		Stan reprodukcji			

W rekapitulacji wykonanej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016 w zakresie „bioróżnorodności" należy zwrócić uwagę, że podjęto wiele trudu zarówno na forum krajowym, jak i we współpracy regionalnej w ramach Konwencji Helsińskiej, aby opracowanie zostało przygotowane rzetelnie, w oparciu o najlepszą wiedzę ekspercką i doświadczenie. Nie bez znaczenia było także wsparcie ze strony KE w postaci dokumentów normujących i przewodników. Mimo tego, przygotowana ocena ma w dużym stopniu charakter testowy. Wynika to z kilku przyczyn. W przedstawionej zintegrowanej formie ocena stanu środowiska dla POM (cechy D1, D4 i D6) została wykonana po raz pierwszy i dlatego różni się od oceny wstępnej za lata 2005-2010. Ponadto, kilka wskaźników (np. wskaźniki związane z oceną ssaków morskich oraz wskaźniki ESMIz, MSTS, wskaźnik okrzemkowo bruzdnicowy, wskaźnik zakwitów sinic CyaBl) zastosowano po raz pierwszy do oceny elementów ekosystemu w ramach różnorodności biologicznej, łańcuchów troficznych i integralności dna morskiego. Nie wszystkie wskaźniki HELCOM zostały w pełni wypracowane przez ekspertów,

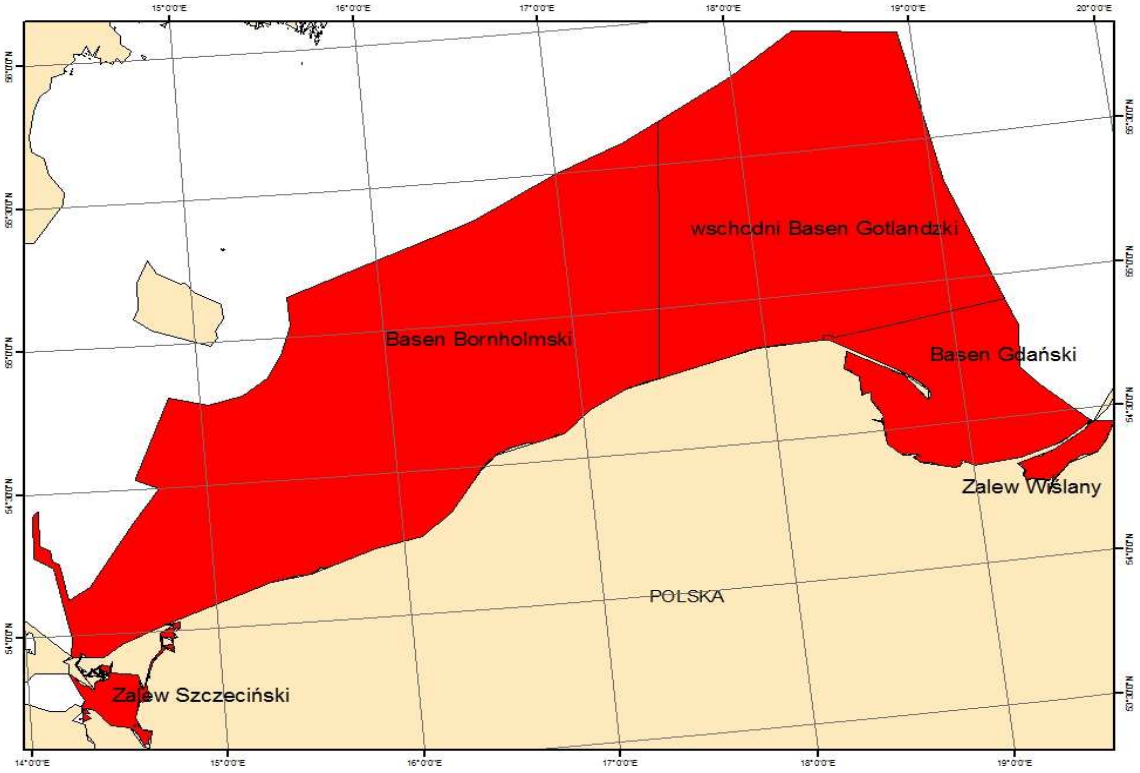
m.in. dla niektórych z nich wyznaczono jedynie tymczasowe wartości progowe lub zasady wyznaczania wartości progowych nie przeszły jeszcze wystarczająco dokładnej analizy. W kilku przypadkach nie wyznaczono wartości progowych w ogóle dla obszarów oceny w granicach POM. Wątpliwości nasuwają się również w zakresie metod normalizacji wskaźników opracowywanych na forum HELCOM na poziomie regionu. Należy zwrócić uwagę na fakt, że zestaw wskaźników, które mogłyby scharakteryzować wszystkie poziomy piramidy troficznej w polskiej strefie Morza Bałtyckiego jest niewystarczający, a bezpośrednia ocena dotycząca przepływu energii przez wskazane poziomy w grupach troficznych nie jest możliwa.

3.3. Cechy presji

Cecha D2

W ocenie cechy D2 zdecydowano się zastosować podejście, w ramach którego najgorszy stan któregokolwiek z dwóch parametrów stosowanych do oceny wskaźnika („Introdukcja nowych gatunków nierodzimych", „Parametr inwentaryzacyjny") decyduje o końcowej ocenie cechy D2.

Biorąc pod uwagę wyniki oceny wykonanej w ramach parametru Introdukcja nowych gatunków nierodzimych oraz parametru Inwentaryzacyjnego stan środowiska POM w zakresie cechy 2 oceniono jako subGES we wszystkich jednostkach oceny (Rys. 3.3.1).



Rys. 3.3.1. Ocena cechy D2 w obrębie POM (źródło danych PMŚ).

Cecha D3

Cecha D3 została wykorzystana do oceny stanu środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała w oparciu o: stado dorsza, dwa stada storni, jedno stado szprota, oraz jedno stado śledzia. Wybrane stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków.

Połączenie ocen na poziomie kryterium, a następnie na poziomie całej cechy D3 nie jest prostym zadaniem. Do tej pory, na poziomie międzynarodowym, nie została opracowana metodyka łączenia ocen powstałych przy użyciu poszczególnych wskaźników w ramach jednego kryterium (np. wyznaczenie wspólnego GES dla kryterium 3.1 na podstawie ocen wskaźników 3.1.1 i 3.1.2). Prace nad tą problematyką nadal trwają, dlatego przedstawienie zagregowanej oceny dla cechy D3 nie jest w tej chwili możliwe. Dodatkowo, kryterium dotyczące rozkładu wieku oraz rozkład długości populacji wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Według decyzji 2017/848 D3C3 nie było dostępne do wykorzystania podczas aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 r.

Wobec powyższego ocenę spełnienia GES przeprowadzono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium 3.1 i 3.2 i przedstawiono na podstawie metodyki opracowanej przez ICES (ICES 2016). Kryterium poziomu presji rybołówstwa oraz kryterium zdolności rozrodczej stada zostało spełnione dla dwóch stad: szprota (22-32) i śledzia (25-29 i 32 Ex GoR). Jedynie w 2016 r., we wcześniejszych latach, FMSY szprota (22-32) było przekraczane. Aż 3 stada miały status nieznany (Tabela 3.3.1).

Tabela 3.3.1. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 za lata 2011-2016 według metodologii zaproponowanej przez ICES 2016. (źródło danych PMŚ, ICES).

	2011			2012			2013			2014			2015			2016		
Stado	Kryterium		GES	Kryterium		GES	Kryterium		GES	Kryterium		GES	Kryterium		GES	Kryterium		GES
	3.1	3.2		3.1	3.2		3.1	3.2		3.1	3.2		3.1	3.2		3.1	3.2	
dorsz 24-32			?			?			?			?			?			?
stornia 24-25			?			?			?			?			?			?
stornia 26 i 28			?			?			?			?			?			?
szprot 22-32		GES			GES			GES			GES			GES		GES	GES	GES
śledź 25-29 i 32 Ex GoR	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
Proporcja stad z GES	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	2 z 2	2 z 2	2 z 2
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków	28206t z 110390 t	84314t z 110390 t		24622t z 120173t	87504t z 120173t		20498 t z 133575t	100842t z 133575t		25896 t z 119437t	84320t z 119437 t		35387 t z 135613t	99360 t z 135613 t		101520 t z 139313 t	101520 t z 139313 t	
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5	

? Znak zapytania w tabeli oznacza, że ocena nie mogła być wykonana z powodu braku doradztwa ICES, tożsamy sposób prezentacji oceny został zastosowany w raporcie HELCOM „State of the Baltic Sea: The second HELCOM holistic assessment of the ecosystem health of the Baltic Sea – first version (June 2017), HELCOM 2017a).

Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, natomiast czerwony brak dobrego stanu, szary – oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych

Cecha D5

Ocenę stanu środowiska w latach 2011-2016 w zakresie eutrofizacji w POM przeprowadzono zgodnie z zaleceniami RDSM. Do oceny wykorzystano wyniki badań prowadzonych w programie monitoringu jakości wód COMBINE. Ocena została wykonana na podstawie wskaźników wyznaczonych dla cechy D5-eutrofizacja, jako jednego ze wskaźników opisowych presji. Wskaźniki zostały uszeregowane w ciąg przyczynowo–skutkowy na czynniki sprawcze, skutki bezpośrednie i skutki pośrednie.

Wody przejściowe i przybrzeżne

Wyniki oceny wskaźników wykorzystanych do oceny eutrofizacji w latach 2011-2016 zostały pogrupowane według grup kryteriów. Dla każdego wskaźnika w obrębie danej JCWP obliczono wartość średnią z danego roku oceny, a następnie wartości z poszczególnych lat uśredniano do końcowej wartości wskaźnika z okresu oceny. W kolejnym kroku sprowadzono wartości wskaźników do wartości współczynników EQR poprzez porównanie z wartościami progowymi dla dobrego stanu RDW. Wartości EQR w obrębie grup kryteriów uśredniano następnie do końcowej wartości oceny dla kryterium.

Końcową ocenę wód przejściowych i przybrzeżnych za lata 2011-2016 określono według zasady OOAO w oparciu o wynik najgorszego z kryteriów i przedstawiono w Tabela 3.3.2.

Żadna z JCWP przejściowych i przybrzeżnych nie osiągnęła dobrego stanu środowiska w okresie oceny 2011-2016. Ostateczny stan wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych określono jako subGES.

Tabela 3.3.2. Ocena cechy D5 dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

KOD JCWP	CZYNNIKI SPRAWCZE	SKUTKI BEZPOŚREDNIE	SKUTKI POŚREDNIE	Ocena JCWP
PL TW I WB 9	0,63	1,55	2,20	subGES
PL TW I WB 8	0,67	1,72	1,93	subGES
PL TW I WB 1	0,48	1,45	2,82	subGES
PL TW II WB 2	1,14	1,69	0,94	subGES
PL TW III WB 3	1,73	1,03	1,13	subGES
PL TW IV WB 4	0,96	1,05	1,21	subGES
PL TW V WB 6	1,67	2,55	0,98	subGES
PL TW V WB 5	2,38	1,77	1,31	subGES
PL TW V WB 7	1,37	1,85	0,91	subGES
PL CW I WB 2	1,92	1,43	0,76	subGES
PL CW I WB 1	1,64	1,48	1,05	subGES
PL CW I WB 3	2,43	2,88	1,14	subGES
PL CW II WB 8	1,69	1,95	1,14	subGES
PL CW II WB 6W	1,77	1,99	0,76	subGES
PL CW II WB 6E	1,23	2,12	0,84	subGES
PL CW II WB 5	2,00	2,24	0,79	subGES
PL CW II WB 4	1,97	1,79	0,81	subGES
PL CW III WB 9	1,32	1,88	1,09	subGES
PL CW III WB 7	1,35	1,77	1,19	subGES

Otwarte morze

Zintegrowane wyniki wskaźników w ramach grup kryteriów oraz ostateczną ocenę cechy D5 w wodach otwartych przedstawiono w Tabela 3.3.3.

Żaden ze wskaźników nie osiągnął wartości GES w wieloleciu 2011-2016, a w konsekwencji żadna z grup kryteriów nie osiągnęła GES. Końcową klasyfikację wód otwartego morza określono jako subGES.

Tabela 3.3.3. Ocena cechy D5 dla wód otwartego morza w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena cechy D5
	DIN	DIP	TN	TP	Średnia wartość EQR	CHL a	SECCHI	CyaBl	Średnia wartość EQR	Oxygen debt	B	Średnia wartość EQR	
	2011-2016												
polskie wody Basenu Bornholmskiego	2,15	1,59	1,83	1,37	1,74	1,82	1,03	1,12	1,32	1,27	1,18	1,22	sub GES (1,74)
polskie wody Basenu Gdańskiego	1,25	1,43	1,47	1,36	1,38	1,86	1,16	1,19	1,40	1,25	1,92	1,82	sub GES (1,82)
polskie wody Wschodniego Basenu Gotlandzkiego	1,75	1,69	1,47	1,20	1,53	1,46	1,04	1,10	1,20	1,25	1,11	1,18	sub GES (1,53)

Cecha D6

Wstępna ocena środowiska morskiego POM dla cechy D6 – Integralność dna morskiego, przeprowadzona za pomocą wskaźnika podstawowego B (rozdz. 2.1.1.9) i wskaźnika proponowanego SM_1 (rozdz. 2.1.1.8) wskazuje na stan poniżej dobrego (subGES).

Ocenę według kryterium D6C1 dla poszczególnych jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych oraz otwartego morza przestawiono w Tabela 3.3.4 zgodnie ze schematem kolorów odpowiednio dla oceny według RDW i RDSM.

Tabela 3.3.4. Ocena jednolitych części wód (JCWP) przejściowych i przybrzeżnych oraz otwartego morza według kryterium D6C1 (źródło danych PMŚ).

Ocena trwałych zmian		
JCWP	Ocena RDW	GES
JCWP wody przejściowe Zalew Pucki TWII WB2		
JCWP wody przejściowe Zatoka Pucka Zewnętrzna TWII WB3		
JCWP wody przejściowe Zatoka Gdańska Wewnętrzna TWIV WB4		
JCWP wody przybrzeżne Mierzeja Wiślana CWI WB1		
JCWP wody przybrzeżne Półwysep Hel CWI WB2		
JCWP wody przybrzeżne Władysławowo - Jastrzębia Góra CWII WB4		
JCWP wody przybrzeżne Jastrzębia Góra - Rowy CWIII WB5		
JCWP wody przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Wschód CWII WB6E		
JCWP wody przejściowe Zalew Kamieński TWI WB9		
JCWP wody przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Zachód CWII WB6W		
JCWP wody przybrzeżne Jarosławiec - Sarbinowo CWIII WB7		
JCWP wody przybrzeżne Sarbinowo - Dziwna CWII WB8		
JCWP wody przybrzeżne Dziwna – Świna CWIII WB9		
SZJCWP Ujście Wisły Przekop TWII WB5		
SZJCWP Zalew Wiślany TWI WB1		
SZJCWP Port Władysławowo CWI WB3		
SZJCWP Ujście Dziwny TWII WB6		
SZJCWP Ujście Świny TWII WB7		
SZJCWP Zalew Szczeciński TWI WB8		
Wody otwartego morza		
Basen Gdański		
wschodni Basen Gotlandzki		
Basen Bornholmski		

SZJCWP – silnie zmienione części wód powierzchniowych.

W przypadku jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych została wykorzystana informacja o powierzchni kotwicowisk, składowisk urobku bagrowanego i zasilaniu brzegu w odniesieniu do wielkości przybrzeżnej strefy aktywnej jako zakłóceniach dna morskiego (D6C2) (Tabela 3.3.5).

Tabela 3.3.5. Ocena jednolitych części wód (JCWP) przejściowych i przybrzeżnych morza według kryterium D6C2, oznaczona zgodnie ze schematem kolorów odpowiednio dla oceny według RDW oraz RDSM (źródło danych PMŚ).

Ocena zakłóceń		
JCWP	Ocena RDW	Ocean RDSM
JCWP wody przejściowe Zalew Pucki TWII WB2		
JCWP wody przejściowe Zatoka Pucka Zewnętrzna TWII WB3		
JCWP wody przejściowe Zatoka Gdańska Wewnętrzna TWIV WB4		
JCWP wody przybrzeżne Mierzeja Wiślana CWI WB1		
JCWP wody przybrzeżne Półwysep Hel CWI WB2		

JCWP wody przybrzeżne Władysławowo - Jastrzębia Góra CWII WB4		
JCWP wody przybrzeżne Jastrzębia Góra - Rowy CWIII WB5		
JCWP wody przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Wschód CWII WB6E		
JCWP wody przejściowe Zalew Kamieński – TWI WB9		
JCWP wody przybrzeżne Rowy - Jarosławiec Zachód CWII WB6W		
JCWP wody przybrzeżne Jarosławiec - Sarbinowo CWIII WB7		
JCWP wody przybrzeżne Sarbinowo - Dziwna CWII WB8		
JCWP wody przybrzeżne Dziwna – Świna CWIII WB9		

Dla wód otwartego morza nie wykonano oceny dla kryterium D6C3 ze względu na brak wartości progowych opracowanych na szczeblu unijnym.

Cecha D7

Zasięg przestrzenny i rozkład trwałych zmian warunków hydrograficznych (np. zmian aktywności fal, prądów, zasolenia, temperatury) dna morskiego i słupa wody związanych w szczególności z fizyczną utratą naturalnego dna morskiego (D7C1), w przypadku Polski dotyczy przede wszystkim obszarów wód przybrzeżnych i przejściowych, co jest praktycznie tożsame z oceną dla cechy D6 i kryterium D6C1. Zgodnie z decyzją 2017/848 wyniki oceny kryterium D6C1 (rozkład i oszacowanie rozmiarów strat fizycznych) są wykorzystywane do oceny kryterium D7C1. W związku z tym dla poszczególnych jednostek raportowych przyjęto taką samą ocenę jak dla kryterium D7C1.

Ocena dla wskaźnika według kryterium D7C2 – zasięg przestrzenny każdego negatywnie dotkniętego siedliska bentosowego (właściwości fizyczne i hydrograficzne oraz związane z nimi zbiorowiska biologiczne) praktycznie jest tożsama z oceną według kryterium D6C3.

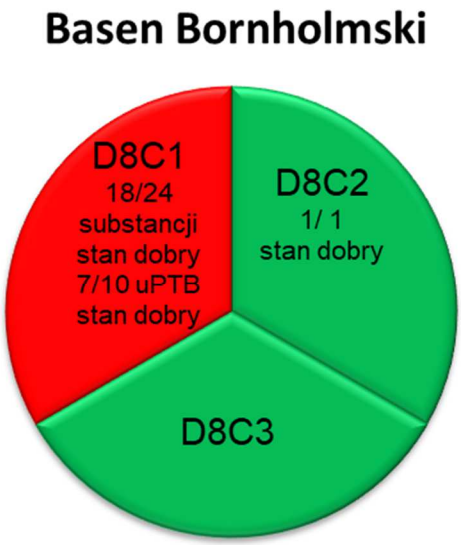
Dla cechy D7 państwa członkowskie UE nie ustanowiły wartości progowych dla negatywnych skutków trwałych zmian warunków hydrograficznych w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej, co skutkuje brakiem oceny ilościowej.

Cecha D8

Ocenę dla cechy D8 przeprowadzono w zakresie trzech kryteriów, przy czym taka pełna ocena dotyczy tylko obszarów morza otwartego:

- W Basenie Bornholmskim, w zakresie kryterium D8C1 18 z 24 wskaźników - substancji w odpowiednich matrycach - spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska, w tym 7 z 10 substancji wszechobecnych, trwałych, toksycznych i ulegających bioakumulacji spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska. Stosując przyjętą metodę integracji oceny stan środowiska Basenu Bornholmskiego w zakresie kryterium D8C1 należy uznać za nieodpowiedni (Rys. 3.3.2). W zakresie kryterium D8C2 zastosowany wskaźnik efektów oddziaływania substancji szkodliwych wskazuje na stan dobry środowiska, podobnie jak wskaźnik rozlewów olejowych oceniany w ramach kryterium D8C3.
- We wschodnim Basenie Gotlandzkim, w zakresie kryterium D8C1 14 z 20 wskaźników - substancji w odpowiednich matrycach - spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska, w tym 6 z 9 substancji wszechobecnych, trwałych, toksycznych i ulegających bioakumulacji spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska. Stosując przyjętą metodę integracji oceny stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego w zakresie kryterium D8C1 należy uznać za nieodpowiedni (Rys. 3.3.3). W zakresie kryterium D8C2 zastosowany wskaźnik efektów oddziaływania substancji szkodliwych wskazuje również na stan nieodpowiedni środowiska, podobnie jak wskaźnik rozlewów olejowych oceniany w ramach kryterium D8C3.
- W Basenie Gdańskim, w zakresie kryterium D8C1 14 z 20 wskaźników - substancji w odpowiednich matrycach - spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska, w tym 6 z

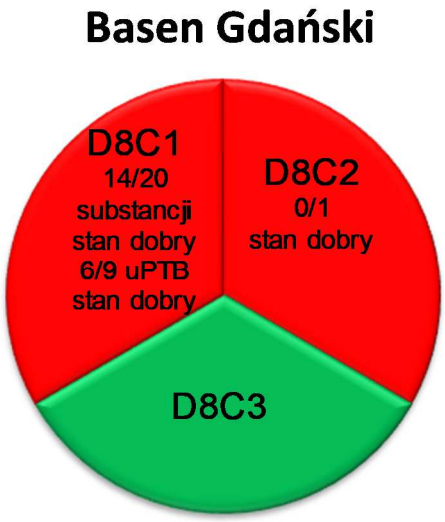
9 substancji wszechobecnych, trwałych, toksycznych i ulegających bioakumulacji spełniło wymagania dla dobrego stanu środowiska. Stosując przyjętą metodę integracji oceny stan środowiska Basenu Gdańskiego w zakresie kryterium D8C1 należy uznać za nieodpowiedni (Rys. 3.3.4). W zakresie kryterium D8C2 zastosowany wskaźnik efektów oddziaływania substancji szkodliwych wskazuje również na stan nieodpowiedni środowiska, natomiast wskaźnik rozlewów olejowych oceniany w ramach kryterium D8C3 wskazuje na dobry stan środowiska.



Rys. 3.3.2. Podsumowanie oceny stanu środowiska Basenu Bornholmskiego w zakresie cechy D8 (źródło danych PMŚ).



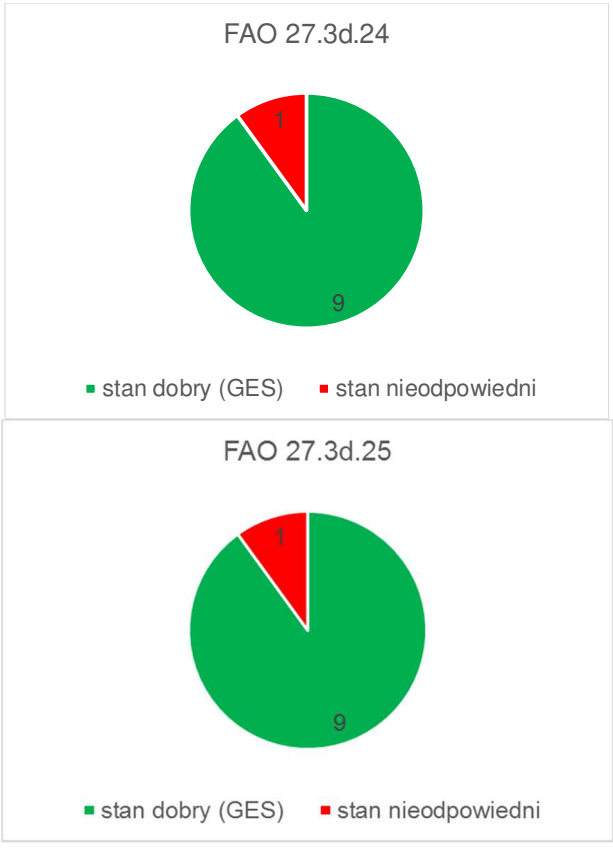
Rys. 3.3.3. Podsumowanie oceny stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego w zakresie cechy D8 (źródło danych PMŚ).

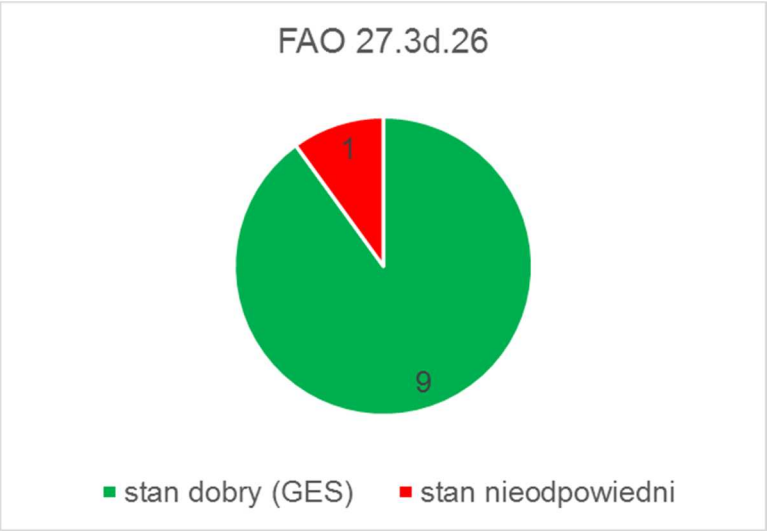


Rys. 3.3.4. Podsumowanie oceny stanu środowiska Basenu Gdańskiego w zakresie w cechy D8 (źródło danych PMŚ).

Cecha D9

Wyniki przeprowadzonej oceny (Rys. 3.3.5) wskazują, że spośród dziewięciu substancji, tylko suma kongenerów PBDE nie spełnia kryteriów stawianych dobremu stanowi środowiska w zakresie cechy D9. Dotyczy to wszystkich trzech obszarów oceny i wynika głównie z bardzo niskich wartości progowych ustalonych dla PBDE.





Rys. 3.3.5. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla obszarów oceny - liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony (źródło danych PMŚ, PIWET).

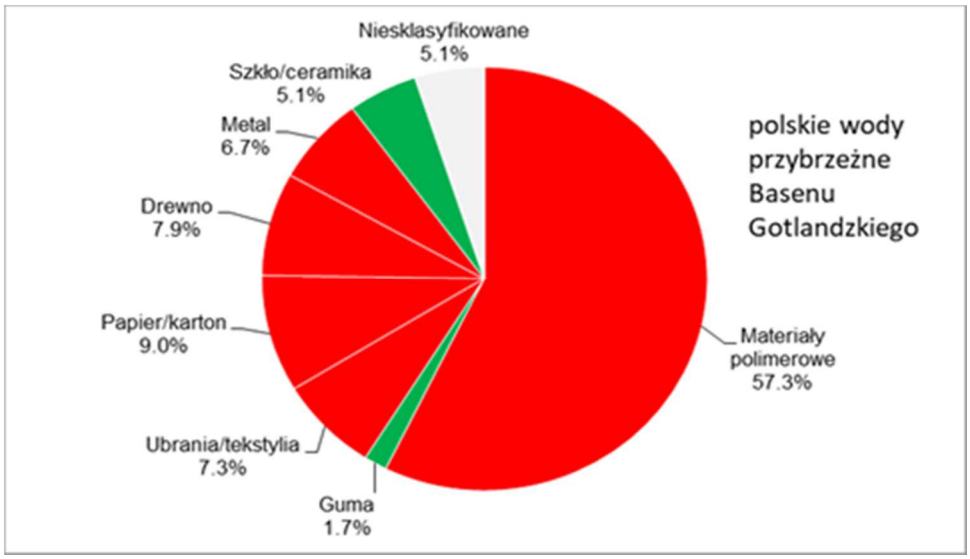
Cecha D10

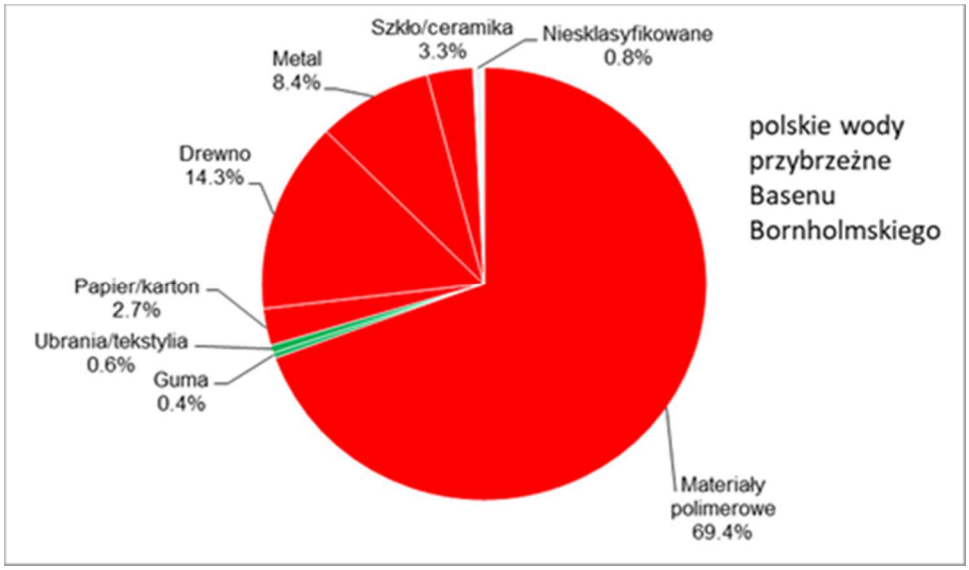
Ocenę cechy D10 przeprowadzono w zakresie dwóch kryteriów podstawowych: D10C1 i D10C2, przy czym tylko w przypadku pierwszego kryterium: odpady gromadzone na linii brzegowej przeprowadzono ocenę jakościową, która ma charakter testowy i bazuje na zaproponowanych wartościach progowych wyznaczonych na poziomie krajowym. Nie przeprowadzono oceny stanu środowiska w zakresie kryteriów drugorzędnych D10C3 i D10C4, głównie ze względu na brak danych.

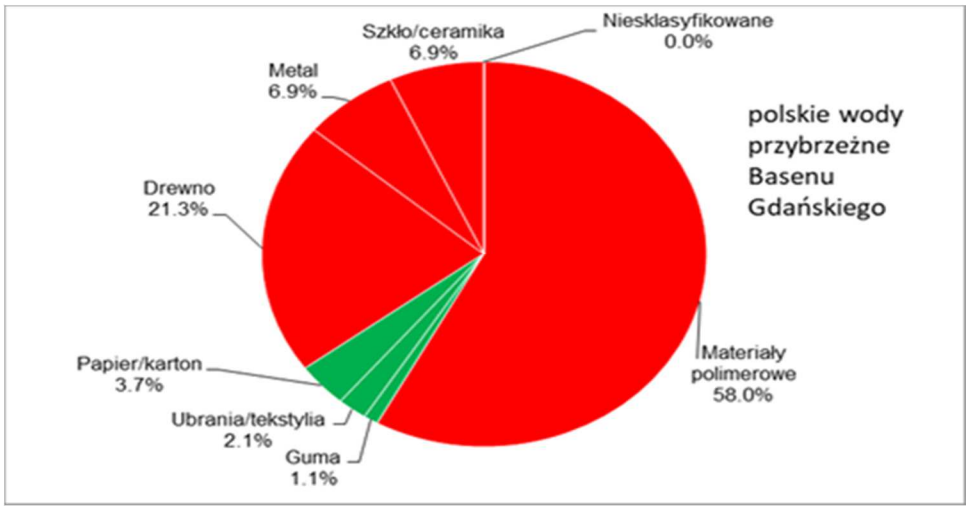
Ocenę w zakresie kryterium D10C1 przeprowadzono bazując na danych dotyczących odpadów gromadzonych na linii brzegowej w latach 2015-2016. Ocenę przeprowadzono dla trzech obszarów: polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego i polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego - rekomendowanych przez Strategię Monitoringu i Ocen HELCOM.

Podstawowym parametrem, który poddawany był ocenie jest liczba odpadów w każdej z kategorii: materiały polimerowe, guma, ubrania/tekstylia, papier/tektura, szkło/ceramika, drewno, metal i suma wszystkich odpadów przypadająca na 100 m. Dla każdego obszaru oceny wyznaczono średnie liczby odpadów w każdej kategorii i sumy wszystkich odpadów przypadające na 100 m. Przyjmując zaproponowane wartości progowe określono, że warunki dobrego stanu zostały spełnione w przypadku kategorii guma we wszystkich obszarach oceny, w kategorii ubrania/tekstylia w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego, w kategorii papier/karton w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz w kategorii szkło/ceramika w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys. 3.3.6).

Biorąc jednak pod uwagę wyniki dla wszystkich kategorii i sumy odpadów dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z obszarów.







Rys. 3.3.6. Ocena stanu środowiska polskich obszarów przybrzeżnych w poszczególnych kategoriach odpadów.

Cecha D11

Ocenę w zakresie kryterium D11C1 (Tabela 3.3.6) przeprowadzono na podstawie danych o dźwiękach impulsowych generowanych działalnością obronną, a dla kryterium D11C2 (Tabela 3.3.7) na podstawie wyników projektu BIAS (HELCOM 2017a) i pomiarów monitoringowych.

Tabela 3.3.6. Proponowana ocena stanu środowiska dla cechy D11 – hałas podwodny (kryterium D11C1) w POM w oparciu o dane z zarejestrowanych eksplozji.

Obszar oceny	Typ siły eksplozji	Czas trwania 2011 – 2016 [dni]	Średni czas występowania [dni/rok]	Średnia liczba eksplozji w roku w okresie 2011-2016 [eksplozje/dzień]	Wartość progowa	GES
Basen Gdański	Bardzo niski	0	0	0	1	tak
	Niski	6	1	0,25	1	tak
	Średni	89	14,8	1,5	1	nie
	Wysoki	45	7,5	0,6	1	tak
	Bardzo wysoki	0	0	0	1	tak
	Suma	**140**	**23,3**	**2,35**	**1**	**nie**
Basen Bornholmski	Bardzo niski	0	0	0	1	tak
	Niski	180	30	0,81	1	tak
	Średni	248	41,3	2,16	1	nie
	Wysoki	53	8,8	1,25	1	nie
	Bardzo wysoki	56	9,3	1	1	tak
	Suma	**537**	**89,4**	**5,22**	**1**	**nie**
wschodni Basen Gotlandzki	Bardzo niski	0	0	0	1	tak
	Niski	0	0	0	1	tak
	Średni	0	0	0	1	tak
	Wysoki	0	0	0	1	tak
	Bardzo wysoki	0	0	0	1	tak
	Suma	**0**	**0**	**0**	**1**	**tak**

Tabela 3.3.7. Proponowana ocena stanu środowiska odnośnie cechy D11 – hałas podwodny (kryteria D11C2) dla Polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej w oparciu o dane z projektu BIAS i pomiarów monitoringowych.

Obszar oceny	Oceniane kryterium	Wartość progowa	GES
wschodni Basen Gotlandzki	D11C2	108 dB	tak
Basen Bornholmski	D11C2	108 dB	nie

Basen Gdański	D11C2	108 dB	tak

Elementy kryteriów odnoszące się do hałasu podwodnego związanego z działalnością człowieka zawarte w decyzji 2017/848: dźwięk impulsowy (D11C1), ciągły dźwięk o niskiej częstotliwości (D11C2), skupione są w głównej mierze na określeniu wartości progowych, wskazujących na brak występowania negatywnego wpływu hałasu na populacje zwierząt żyjących w środowisku morskim. W celu określenia powyższych kryteriów ustanowione zostały ujednolicone standardy metodologiczne, w których zdecydowany nacisk położono na charakterystykę powyżej zdefiniowanych rodzajów dźwięków (D11C1, D11C2).

Jak dotąd nie zostały określone wartości progowe dla kryteriów cechy D11 na poziomie europejskim. Tym nie mniej, dostępne dane pomiarowe pozwalają na ocenę natężenia hałasu ciągłego w obszarach oceny w POM. Ocena ta jest zbieżna z wynikami uzyskanymi w ramach projektu BIAS.

W stosunku do oceny wstępnej 2005-2010 pozyskanie danych w ramach realizacji Programu Monitoringu Wód Morskich stanowi duży postęp w zakresie możliwości przeprowadzenia oceny.

Zestawienie ocen dla poszczególnych podakwenów przedstawiono poniżej, osobno dla elementów ekosystemu (Tabela 3.3.8 i Tabela 3.3.9) oraz cech presji (Tabela 3.3.10). Dla każdego z podakwenów wyznaczono średnią arytmetyczną z sumy ocen komponentów wyrażanych w ocenie w skali: dobry (1) lub zły (0). Podsumowanie nie dotyczy POM jako całości, gdyż w niektórych przypadkach te same oceny są przedstawione dla podakwenów. Dla przejrzystości podsumowania, wyniki oceny ryb (D3) i substancji szkodliwych (D9) przeprowadzanej w odniesieniu do granic akwenów ICES przypisano do odpowiednich basenów według podziału HELCOM.

W przypadku cechy D4 (Tabela 3.3.8) ocenę można przedstawić wyłącznie w odniesieniu do danego wskaźnika dla elementu ekosystemu, gdyż nie przeprowadza się integracji w obrębie grup troficznych, ani dla tej cechy jako całości.

Tabela 3.3.8. Ocena stanu środowiska dla D4 – Łańcuchy troficzne.

Grupy troficzne	Elementy ekosystemu	Wskaźnik	Basen Bornholmski	Wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański
Grupa troficzna A	Fitoplankton (producenci pierwotni)	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Makrozoobentos	B	subGES	subGES	subGES
	Ryby demersalne	LFI	subGES	subGES	subGES
Grupa troficzna B	Fitoplankton (producenci pierwotni)	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Makrozoobentos	B	subGES	subGES	subGES
	Ptaki bentosożerne	Grupa ptaków lęgowych	subGES	subGES	-
		Grupa ptaków zimujących	GES	GES	-
Grupa troficzna C	Fitoplankton (producenci pierwotni)	Dia/Dino	GES	GES	GES
	Zooplankton (producenci wtórni)	MSTS	-	-	GES
	Ryby planktonożerne	-	-	-	-
	Foki szare	Liczebność i trend liczebności	subGES		
		Występowanie			
		Stan reprodukcji			

Z zestawienia dla cechy D1 i D6 (Tabela 3.3.9) wynika, że stan elementów ekosystemu jest najlepszy w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz jego polskich wodach przybrzeżnych. Duży wpływ na wynik ma dobra ocena ptaków oraz zróżnicowana siedlisk pelagicznych i bentosowych, ale również zły wynik oceny ssaków i ryb o czym decyduje zła ocena według jednego z kryteriów.

W ocenie cech presji (Tabela 3.3.10) najgorszy wynik osiągnęły gatunki obce (D2), eutrofizacja (D5) oraz stado szprota we wszystkich rozpatrywanych podakwenach. Jednocześnie polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego mają złą ocenę w odniesieniu do wszystkich cech presji. Pewien wpływ na taki wynik ma zły stan elementów hydromorfologicznych, głównie za sprawą występujących tam silnie zmienionych JCWP.

Tabela 3.3.9. Ocena stanu środowiska dla cech stanu: D1 i D6 – zintegrowana ocena bioróżnorodności.

Akwen	**Elementy ekosystemu**					
	Cecha D1					**Cecha D6**
	Ssaki	Ptaki zimujące	Ptaki lęgowe	Ryby	Siedliska pelagiczne	Siedliska bentosowe
POM						
Polskie wody Basenu Bornholmskiego						
Polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego						
Polskie wody Basenu Gdańskiego						
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego						
Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego						
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego						

Tabela 3.3.10. Ocena stanu środowiska dla cech presji: D2, D3, D5, D6 (część), D7, D8, D9, D10, D11.

Akwen	**Cechy presji**										Średnia z ocen dla poszczególnych cech
	D2	D3		D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	
		szprot	śledź								
POM											
Polskie wody Basenu Bornholmskiego											0,55
Polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego											0,55
Polskie wody Basenu Gdańskiego											0,55
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego											0,00
Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego											0,40
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego											0,00
Podsumowanie według cech presji											**0,55**

4. Presje na środowisko morskie
4.1.Presje pochodzenia lądowego na wody morskie

Emisja ciepła do wody

W zlewni Wisły jednym źródłem położonym na tyle blisko ujścia, by potencjalnie wpływać na termikę wód morskich jest Elektrociepłownia Gdańska, zlokalizowana nad Martwą Wisłą. Elektrociepłownia Gdańska odprowadza do Martwej Wisły około 17 mln m^3 wód pochłodniczych rocznie [EDF Polska S.A. 2014], co stanowi około ¼ przepływu w Martwej Wiśle i mniej niż promil przepływu w Wiśle w Tczewie [IMGWPIB 2015].

Wyniki monitoringu w punkcie kontrolnym poniżej zrzutu wód podgrzanych z Elektrociepłowni Gdańskiej nie wskazują na to, by temperatury wody były znacząco wyższe niż w Wiśle w Kiezmarku [PMŚ 2015]. Udział wód pochłodniczych z EC Gdańska w wodach doprowadzanych do Zatoki Gdańskiej ze zlewni Wisły jest na tyle mały, że poziom presji na elementy ekosystemów morskich można uznać za nieznaczący.

W świetle przedstawionych wyżej danych presję związaną z wprowadzaniem ciepła do wód uznano za nieistniejącą. Tym samym uznano, że nie występują oddziaływania związane z tą presją.

Wprowadzanie substancji niebezpiecznych

W kontekście wskaźnika BSPI/BSII przez substancje niebezpieczne należy rozumieć przede wszystkim metale ciężkie oraz trwałe (trudno rozkładalne) syntetyczne lub niesyntetyczne związki organiczne, zdolne nawet w niskich dawkach powodować ciężkie zatrucia, złośliwe nowotwory i inne potencjalnie śmiertelne lub niebezpieczne dla zdrowia zmiany w organizmach żywych.

Źródła substancji niebezpiecznych są bardzo zróżnicowane. Głównym źródłem metali ciężkich, jak kadm czy rtęć, są procesy spalania paliw kopalnych, a także procesy wytapiania rud w przemyśle hutniczym. Jeszcze stosunkowo niedawno największym źródłem ołowiu były spaliny z silników na benzynę ołowiową [EEA 2007]. Metale emitowane są do powietrza wraz ze spalinami, a do morza trafiają albo bezpośrednio z opadami, albo drogą pośrednią, migrując z wodami opadowymi do rzek. W podobny sposób dostają się do morza liczne niebezpieczne związki organiczne będące produktami niepełnych procesów spalania paliw kopalnych, odpadów itp. Do tej kategorii należą m.in. dioksyny i benzo-a-piren. Inną bardzo ważną grupę stanowią trwałe związki organiczne będące substancjami aktywnymi albo pochodnymi substancji aktywnych różnego rodzaju pestycydów. Do tej grupy należą zarówno wycofane z użycia związki, jak DDT, heksachlorobenzen czy atrazyna jak i związki stosowane do dzisiaj. Kolejną ważną grupą trwałych związków organicznych są polichlorowane bifenyle (PCB), stosowane w olejach transformatorowych, płynach hydraulicznych, smarach, farbach itp. Informacje te pochodzą z rejestrów opłat za korzystanie ze środowiska, prowadzonych przez urzędy marszałkowskie dalej nazywane „rejestrami".

Zrzuty ścieków do wód

Jednym ze źródeł informacji o zrzutach substancji niebezpiecznych są pozwolenia wodno-prawne. Poważną ich wadą jest jednak to, że ze swej istoty zawierają one informacje o maksymalnych dopuszczonych, a nie rzeczywistych, stężeniach i przepływach (znacznie rzadziej – ładunkach). Opieranie się na tym źródle przy szacowaniu ładunków musiałoby prowadzić do zawyżeń wyników, bez możliwości ustalenia choćby w przybliżeniu skali tych zawyżeń bez kontaktu z podmiotami, którym udzielono pozwoleń. Zważywszy na bardzo słaby odzew na ankietyzację dużych zakładów przemysłowych zdecydowano się ograniczyć analizę pozwoleń tylko do ustalenia liczby pozwoleń udzielonych na poszczególne substancje. Wyniki przedstawia Tabela 4.1.1. Nie uwzględniono w niej kilku tysięcy pozwoleń na odprowadzanie substancji ropopochodnych, na ogół dotyczących odprowadzania ścieków opadowych. W tabeli zwracają uwagę różnice regionalne, które wydają się nie mieć uzasadnienia w charakterze

gospodarek regionów. Dla przykładu, na obszarze działania regionalnych zarządów gospodarki wodnej (RZGW) działających na podstawie ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. - Prawo wodne wydano, na obszarze działania RZGW Warszawa 32% wszystkich pozwoleń na odprowadzanie metali ciężkich, podczas gdy pozwolenia z terenu RZGW Gliwice i RZGW Kraków, gdzie skupia się przemysł metalurgiczny, stanowiły łącznie 28%. Pozwoleń na odprowadzanie miedzi na terenie RZGW Warszawa było 300, a na terenie RZGW Wrocław, gdzie zlokalizowane jest górnictwo i hutnictwo miedzi – tylko 10. Jedynie na obszarze RZGW Warszawa wydawano pozwolenia na odprowadzanie benzo(a)pirenu. Z kolei wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne pojawiały się w pozwoleniach z 3 regionów wodnych, ale nie odnotowano zarówno ich, ani fenoli, w regionie Środkowej Wisły, pomimo obecności m.in. Rafinerii Płockiej. Podsumowując, przydatność i wiarygodność źródła informacji, jakim są pozwolenia wodnoprawne, jest w kontekście celów niniejszego opracowania ograniczona.

Tabela 4.1.1. Liczba zrzutów substancji niebezpiecznych na obszarach działania poszczególnych RZGW według danych z pozwoleń wodnoprawnych.

Substancja	Gdańsk	Gliwice	Kraków	Poznań	Szczecin	Warszawa	Wrocław	Razem
1,2-dichloroetan	3		2	6				11
adsorbowane związki chloroorganiczne AOX	7	3	11	13	5			39
akrylonitryl	1		1	3				5
aldryna			1				1	2
antymon		11	5	20	1		6	43
arsen		26	5	31	6		2	70
benzen, toluen, ksylen (BTX)	6	15	7	12	1			41
benzo(a)piren						12		12
chrom ogólny	48	141	23	277	17	145	10	661
chrom+3	2	2	1			117		122
chrom+6	44	70	17	159	13	88	2	393
cynk	48	203	29	402	27		12	721
fenole		4	1				8	13
fenole lotne		114	25	100	12		4	255
heksachlorobenzen	3	1	2	2			1	9
heksachlorobutadien	3		1	3				7
heksachlorocykloheksan	2		1					3
insektycydy fosforoorganiczne i karbaminianowe	1	1	5	3		1		11
insektycydy z grupy węglowodorów chlorowanych	1		1	2		1		5
kadm	25	94	12	157	15	123	3	429
kaprolaktam						1		1
kobalt		22	6	27			1	56
lotne związki chloroorganiczne (VOX)	4		4					8
miedź	60	160	23	317	26	300	10	896
molibden		23	5	28	2		1	59
nikiel	63	127	20	248	16	263	7	744
ołów	39	181	31	379	26	369	11	1036
pentachlorofenol	3		2	2				7
rtęć	12	62	8	109	17	82	3	293
srebro		36	6	40	4		3	89

Substancja	Gdańsk	Gliwice	Kraków	Poznań	Szczecin	Warszawa	Wrocław	Razem
tal		5	5	12	2		1	25
tetrachloroeten		2	2	10				14
tetrachlorometan	6	4	2	5				17
trichlorobenzen	3		3	2			1	9
trichloroeten	3	4	3	3			1	14
trichlorometan	3	6	3	7			1	20
wanad		24	6	25	6	23	1	85
wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne WWA	1	3	4					8
Razem	391	1344	283	2404	199	1525	90	6236

Informacje z rejestrów opłat za korzystanie ze środowiska, prowadzonych przez urzędy marszałkowskie dają pogląd na skalę zrzutów substancji niebezpiecznych do wód (Tabela 4.1.2). Rejestry te prowadzone są jednak bez klasyfikacji źródeł według sektorów gospodarki, co utrudnia wnioskowanie o znaczeniu poszczególnych rodzajów źródeł. Ponadto, już samo rozmieszczenie podmiotów emitujących zanieczyszczenia budzi wątpliwości co do jakości danych gromadzonych w rejestrach. Dobrym tego przykładem jest cynk, którego emisja według [MSC-E 2017] skupia się w 56% w województwie kujawsko-pomorskim, podczas gdy na Śląsku i w Małopolsce, gdzie zlokalizowane są kopalnie i huty cynku, łączna emisja wynosi około 40 kg Zn/rok i stanowi 0,6% emisji krajowej. Podobnie jest w przypadku fenoli lotnych, których nie wykazano na Mazowszu mimo obecności petrochemii w Płocku, i które w województwie śląskim odprowadzane są w ilości 15 kg /rok (1% emisji krajowej) mimo obecności m.in. przemysłu koksowniczego. Generalnie, podawane w rejestrach ilości wydają się bardzo małe, a podmioty uiszczające opłaty – dość przypadkowe. Na przykład, w województwie zachodniopomorskim znaczna część ładunku fenoli lotnych pochodzi z małych gmin wiejskich, odprowadzających więcej fenoli niż województwo śląskie.

Tabela 4.1.2. Wielkość zrzutów fenoli lotnych i metali do wód w 2015 r. według danych o opłatach za środowisko.

Województwo	Fenole lotne	Rtęć	Kadm	Miedź	Cynk	Nikiel	Ołów	Chrom
	[kg/rok]							
pomorskie	0,0	0,0	0,1	1,6	8,4	1,5	0,8	1,0
warmińsko-mazurskie	12,4	0,0	0,0	0,2	0,6	0,0	0,1	0,1
zachodniopomorskie	345,1	2,5	3,4	24,5	137,6	6,3	10,0	10,9

Emisje do powietrza

Bardzo istotną rolę w ogólnej emisji substancji niebezpiecznych do środowiska odgrywają emisje do powietrza. Część z emitowanych substancji ulega depozycji bądź bezpośrednio na powierzchni morza, bądź na powierzchni wód śródlądowych i z nimi wędruje do morza. Pewien udział w ładunkach zasilających morze, zależny od mobilności substancji w środowisku glebowym, ma depozycja emitowanych substancji na powierzchnie lądowe.

Statystyki emisji zanieczyszczeń powietrza w Polsce prowadzi KOBIZE. Dane KOBIZE za 2015 r. przedstawiają Tabela 4.1.3. (metale ciężkie) i Tabela 4.1.4. (substancje organiczne). Jeśli chodzi o metale ciężkie, to ich podstawowym źródłem są procesy spalania w sektorze

komunalnym i w energetyce zawodowej. Jedynie w przypadku rtęci dominują procesy spalania w przemyśle. Metale ciężkie zawarte są w podstawowym stosowanym w Polsce paliwie kopalnym – węglu kamiennym, a także w węglu brunatnym. Po spaleniu węgla część z nich jest emitowana do powietrza, a część, w wysokich stężeniach pozostaje w popiołach, z których, przy nieprawidłowym składowaniu, mogą przedostawać się do wód [Kalembasa i in. 2008].

Porównanie danych o ilościach metali odprowadzanych do wód i do powietrza wykazuje, że są to głównie emisje do powietrza, a właściwie spalanie stałych paliw kopalnych, a udział zrzutów ze ściekami jest rzędu promili. Nawet uwzględniając, że w wyniku dyspersji w powietrzu, unieruchomienia w glebach itd., do wód trafia jedynie znikoma część metali emitowanych do powietrza, wydaje się, że to emisje do powietrza, a nie ścieki, są podstawową przyczyną antropogenicznego zanieczyszczenia wód metalami ciężkimi.

Od czasu wycofania z użycia najgroźniejszych pestycydów, w tym wszystkich pestycydów chloroorganicznych, najważniejszą drogą emisji do środowiska trwałych związków organicznych są w Polsce emisje do powietrza, przy czym tak jak w przypadku metali ciężkich, kluczowym źródłem są procesy spalania w sektorze komunalnym, który odpowiada za prawie połowę emisji dioksyn i furanów, dwie trzecie emisji PCB i blisko 9/10 emisji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Wszystkie te substancje powstają w wyniku niepełnego spalania. Do powstania dioksyn, furanów i PCB niezbędna jest obecność chloru, który w warunkach domowych kotłowni, a także spalarni odpadów, pochodzi głównie z tworzyw sztucznych oraz papieru wybielanego chlorem. W elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych procesy spalania przebiegają pod ścisłą kontrolą i w warunkach w znacznym stopniu eliminujących powstawanie silnych toksyn. W rezultacie ilość dioksyn generowana przez elektrownie w przeliczeniu na tonę spalonego paliwa jest o kilka rzędów wielkości mniejsza niż ilość, jaka powstaje w domowej kotłowni.

Tabela 4.1.3. Emisja metali ciężkich do powietrza w 2015 r. [KOBiZE 2017].

Sektor	Cd		Hg		Pb		As		Cr		Cu		Ni		Zn	
	[t]	[%]	[kg]	[%]	[t]	[%]	[kg]	[%]	[kg]	[%]	[t]	[%]	[t]	[%]	[t]	[%]
01. Procesy spalania w sektorze produkcji i transformacji energii	1291,6	9,4	5248,6	49,6	22,8	4,4	4999,6	11,5	6103	12,9	17,3	4,2	26,6	19,9	86,6	6,2
02. Procesy spalania poza przemysłem	2323,4	17,0	984,0	9,3	140,9	27,4	16308,9	37,5	19649	41,5	86,5	20,8	75,1	56,1	597,8	42,5
03. Procesy spalania w przemyśle	7680,1	56,1	3713,5	35,1	252,4	49,1	21266,3	48,8	8882	18,8	202,8	48,8	23,5	17,6	491,1	34,9
04. Procesy produkcyjne	2039,0	14,9	594,9	5,6	85,5	16,6	971,2	2,2	8193	17,3	17,8	4,3	7,0	5,2	169,9	12,1
05. Wydobycie i dystrybucja paliw kopalnych	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
06. Zastosowanie rozpuszczalników i innych produktów	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
07. Transport drogowy	174,7	1,3	0,0	0,0	11,1	2,2	0,0	0,0	4455	9,4	90,4	21,8	0,8	0,6	61,0	4,3
08. Inne pojazdy i urządzenia	89,3	0,7	1,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0	0,0	0,5	0,1	0,9	0,7	0,0	0,0
09. Zagospodarowanie odpadów	94,8	0,7	34,8	0,3	1,1	0,2	1,6	0,0	10	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0
10. Rolnictwo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
11. Inne źródła	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Razem	13692,9	100,0	10576,8	100,0	513,789	100,0	43547,7	100,0	47293	100,0	415,6	100,0	133,9	100,0	1407,1	100,0

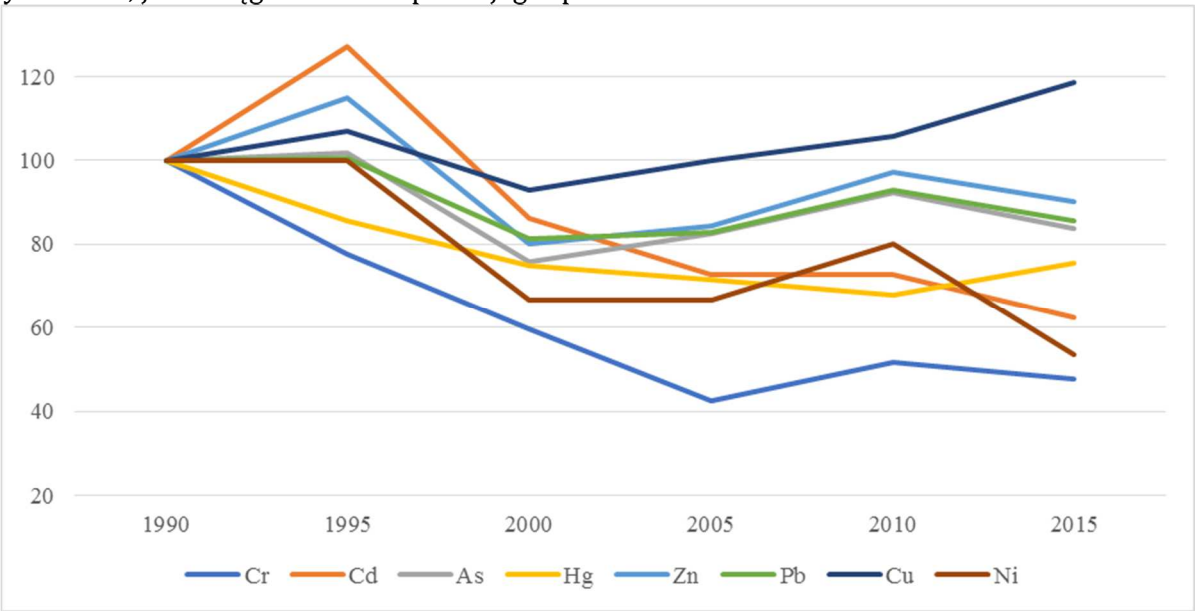
Tabela 4.1.4. Emisje niebezpiecznych substancji organicznych do powietrza w 2015 r. [KOBiZE 2017].

Sektor	PCDD/F		HCB		PCB		WWA		NMLZO	
	[kg]	[%]	[kg]	[%]	[kg]	[%]	[kg]	[%]	[t]	[%]
01. Procesy spalania w sektorze produkcji i transformacji energii	12,6	4,3	0,9	6,7	130,6	19,3	0,2	0,1	19,9	3,7
02. Procesy spalania poza przemysłem	139,5	47,9	1,8	13,4	448,1	66,1	121,9	87,4	110,2	20,7
03. Procesy spalania w przemyśle	61,2	21,0	7,7	57,5	15,6	2,3	0,7	0,5	10,6	2,0
04. Procesy produkcyjne	15,7	5,4	0,0	0,0	33,6	5,0	15,2	10,9	50,2	9,4
05. Wydobycie i dystrybucja paliw kopalnych	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,8	6,9
06. Zastosowanie rozpuszczalników i innych produktów	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	219,2	41,1
07. Transport drogowy	6,6	2,3	2,2	16,4	49,4	7,3	0,9	0,6	75,1	14,1
08. Inne pojazdy i urządzenia	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,4	8,9	1,7
09. Zagospodarowanie odpadów	38,3	13,2	0,8	6,0	0,8	0,1	0,0	0,0	2,5	0,5
10. Rolnictwo	16,3	5,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
11. Inne źródła	0,9	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Razem	291,2	100,0	13,4	100,0	678,1	100,0	139,4	100,0	533,3	100,0

PCDD/F – polichlorowane dioksyny i furany;
HCB – heksachorobenzen;
PCB – polichlorowane bifenyle;
NMLZO – niemetanowe lotne związki organiczne.

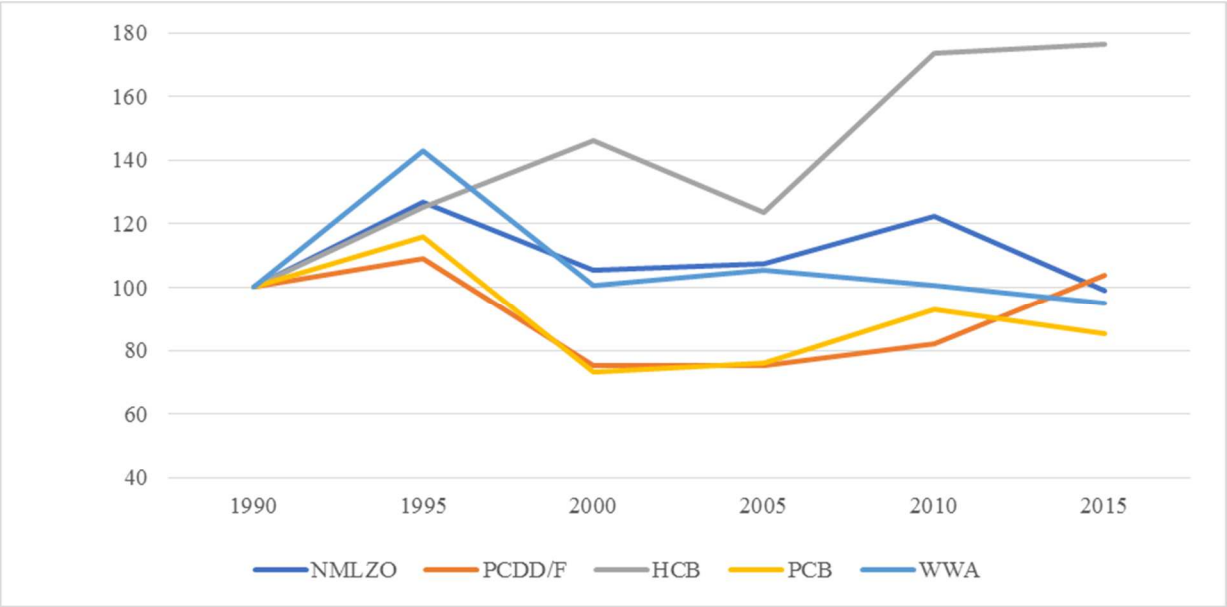
Poza wszelkiego rodzaju procesami spalania ważnym źródłem organicznych zanieczyszczeń są procesy, w których wykorzystywane są rozpuszczalniki organiczne. Na ogół zawierają one niskocząsteczkowe związki takie, jak benzen, toluen, fenol itp.

Na przestrzeni ostatnich dziesięcioleci nastąpił znaczący spadek emisji metali ciężkich do powietrza (Rys. 4.1.1). Wiąże się to między innymi z ograniczeniem zużycia węgla w wyniku wzrostu efektywności energetycznej w energetyce zawodowej, procesach przemysłowych i sektorze komunalnym (m.in. termomodernizacja), a także z upowszechnieniem i udoskonaleniem metod wzbogacania węgla, w wyniku którego znaczna część zanieczyszczeń, w tym metali, jest z węgla usuwana przed jego spaleniem.



Rys. 4.1.1. Trendy emisji metali ciężkich do powietrza.

Według [KOBiZE 2017], w okresie 1990-2015 emisja monitorowanych metali spadła o między 10% (Zn) a 52% (Cr). Jedynie w przypadku miedzi nastąpił wzrost emisji. W przypadku niebezpiecznych związków organicznych trendy są mniej wyraźne (Rys. 4.1.2). Nastąpił pewien spadek emisji WWA i PCB, związany ze wzrostem efektywności energetycznej oraz doskonaleniem procesów spalania we wszystkich sektorach, ale zwłaszcza w energetyce, w kierunku eliminacji niepełnego spalania i powstawania trwałych związków organicznych. Z drugiej strony nastąpił wzrost emisji HCB, którego źródłami są przede wszystkim procesy przemysłowe, w tym produkcja chlorowanych rozpuszczalników, spiekanie rud żelaza i produkcja wtórna miedzi [Olendrzyński i in.].



Rys. 4.1.2. Trendy emisji niebezpiecznych związków organicznych.

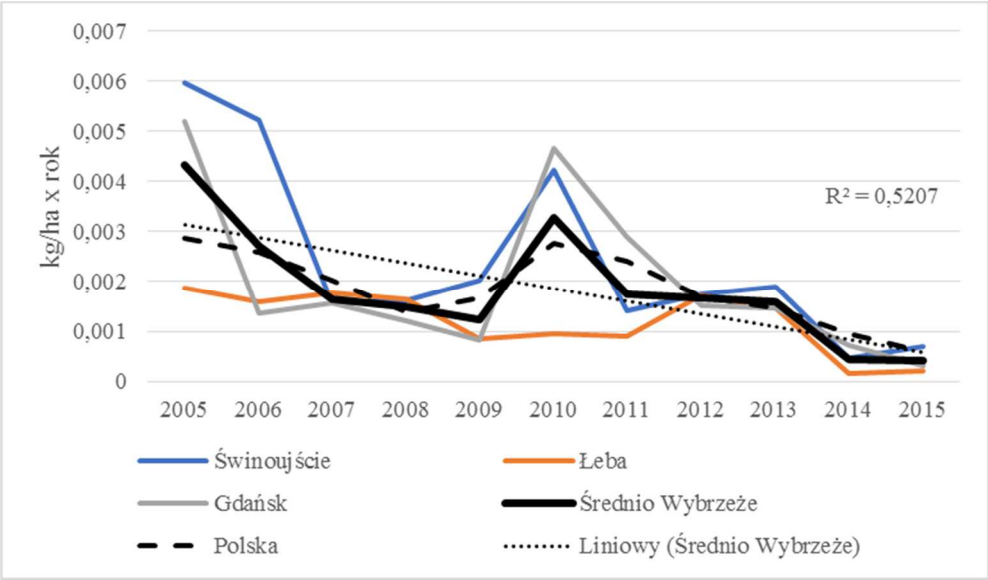
Depozycja atmosferyczna

Według map opublikowanych przez EMEP [ESC-E 2017], orientacyjne wielkości depozycji substancji niebezpiecznych ciężkich w polskiej części Bałtyku są następujące:

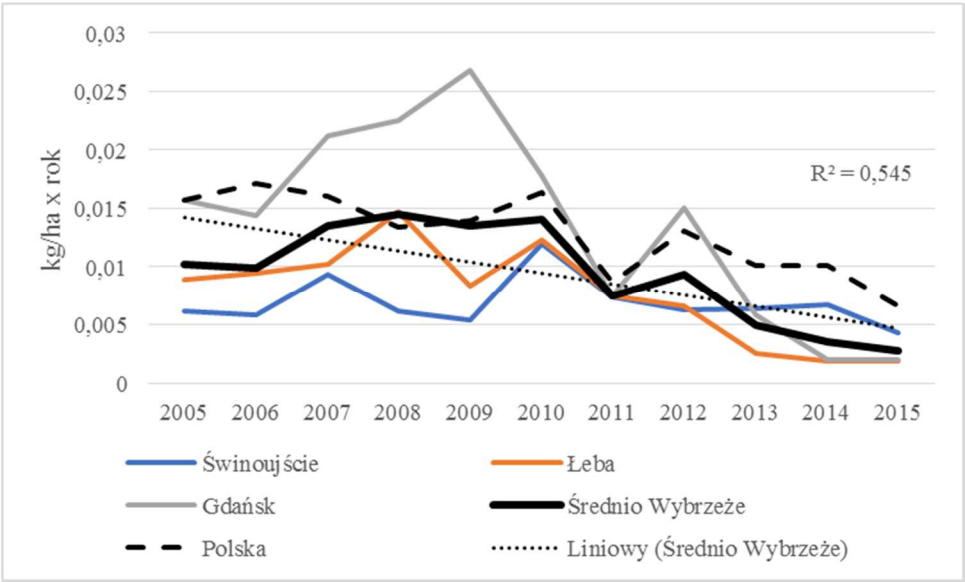
1) kadm 17 – 25 g Cd/km^{-2}·rok;
2) ołów 0,5 – 0,8 kg Pb/ km^{-2}·rok;
3) benzo(a)piren 7 – 20 g/ km^{-2}·rok;
4) PCDD/F (dioksyny i furany) 0,15 – 3 ng TEQ/ km^{-2}·rok;
5) HCB 0,19 – 2,0 g/ km^{-2}·rok;
6) PCB-153 0,01 – 0,2 g/ km^{-2}·rok.

Rozkład depozycji jest we wszystkich przypadkach w ogólnych zarysach podobny, tj. największe wartości skupiają się w rejonie Zalewu Szczecińskiego oraz Zalewu Wiślanego i Zatoki Gdańskiej, natomiast najmniejsze występują na ogół w rejonie wybrzeża środkowego.

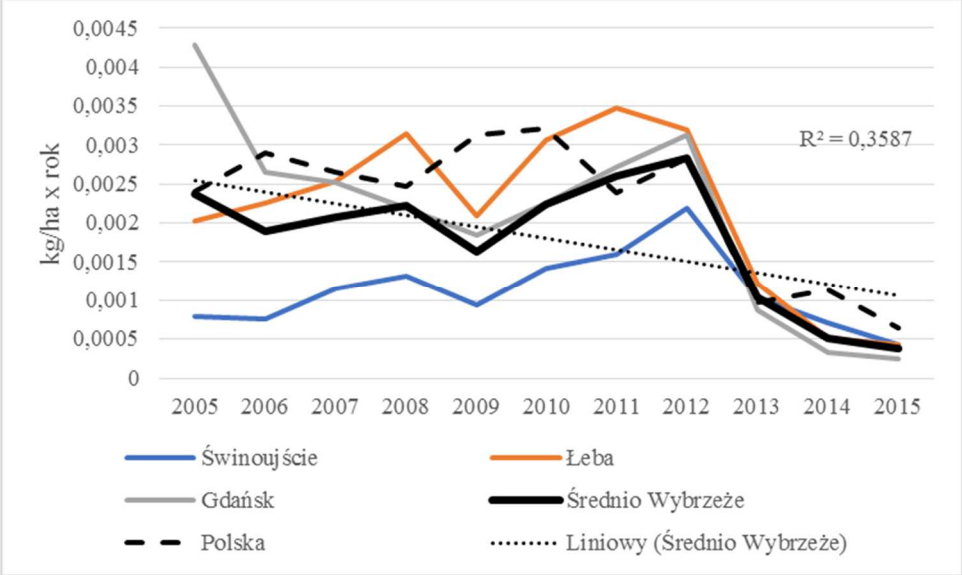
Dane PMŚ wskazują na systematyczny i wyraźny spadek depozycji metali ciężkich zarówno w skali kraju, jak i w pasie nadmorskim. Zmiany depozycji kadmu, ołowiu i chromu w okresie 2005-2015 przestawiono na Rys. 4.1.3 i Rys. 4.1.5. Średnie wielkości depozycji tych pierwiastków na wybrzeżu zmalały odpowiednio o 89%, 74% i 73%. W przypadku niklu, cynku i miedzi redukcje wyniosły odpowiednio 62%, 50% i 18%.



Rys. 4.1.3. Zmiany depozycji kadmu w latach 2005-2015 (źródło danych PMŚ).



Rys. 4.1.4. Zmiany depozycji ołowiu w latach 2005-2015 (źródło danych PMŚ).



Rys. 4.1.5. Zmiany depozycji chromu w latach 2005-2015 (źródło danych PMŚ).

Stężenia w rzekach

W celu naszkicowania sytuacji w rzekach przeanalizowano wyniki monitoringu substancji niebezpiecznych w latach 2010 i 2015. TTabela 4.1.5.przedstawia stosunek zmierzonych stężeń maksymalnych do maksymalnych stężeń dopuszczalnych, a Tabela 4.1.5 – stosunek zmierzonych stężeń średniorocznych do dopuszczalnych stężeń średniorocznych. Większość badanych substancji występowała w stężeniach dużo poniżej dopuszczalnych, a stężenia niektórych były poniżej progów wykrywalności. Niemniej jednak, w 2015 r. w Odrze odnotowano bardzo duże przekroczenia zawartości niektórych WWA, w Łebie – niewielkie przekroczenia niektórych WWA, w Wiśle i Odrze – podwyższone, choć dopuszczalne stężenia niklu, a w Pasłęce wyraźnie podwyższone stężenia rtęci. Z kolei w 2010 r. przekroczenia niektórych WWA stwierdzono w Wiśle, w Redzie stężenia niektórych WWA osiągnęły próg dopuszczalności, w Pasłęce stwierdzono podwyższone, choć dopuszczalne stężenia rtęci i niklu, a w Łupawie, Redzie i Słupi – stwierdzono podwyższone stężenia fenoli lotnych (Tabela 4.1.6 i Tabela 4.1.7).

Tabela 4.1.5. Stosunek maksymalnych zmierzonych stężeń substancji niebezpiecznych do maksymalnych stężeń dopuszczalnych w ujściowych odcinkach rzek w 2015 r. (źródło danych PMŚ).

Substancja	Reda	Wisła	Słupia	Łeba	Łupawa	Pasłęka	Odra	Ina	Rega	Parsęta	Wieprza	Grabowa
Arsen							4,00					
Benzo(a)piren				2,40			29,00					
Benzo(b)fluoranten+ Benzo(k)fluoranten				4,00			213,33					
Benzo (g, h, i)perylen + indeno(1,2 ,3)piren				110,00			3695,00					
Chrom	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cynk	1,26	0,26	1,15	1,45	0,91	0,30	0,80	0,90				
Kadm	16,47	1,80	12,44	14,89	11,44	0,30	2,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Miedź			3,64	3,90		6,00	6,00	6,00	1,00	1,00	8,00	8,00
Nikiel	1,45	19,10	0,00	0,00	12,50	0,00	1,50	11,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ołów	3,00	1,89	1,28	4,26	4,54							
Rtęć	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	68,57	24,29	44,29	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 4.1.6. Stosunek średniorocznych zmierzonych stężeń substancji niebezpiecznych do średniorocznych stężeń dopuszczalnych w ujściowych odcinkach rzek w 2015 r. (źródło danych PMŚ).

Substancja	Reda	Wisła	Słupia	Łeba	Łupawa	Pasłęka	Odra	Ina	Rega	Parsęta	Wieprza	Grabowa
Arsen							1,50					
Benzo(a)piren				0,37			10,67					
Benzo(b)fluoranten+ Benzo(k)fluoranten				0,76			32,59					
Benzo (g, h, i)perylen + indeno(1,2 ,3)piren				13,13			767,92					
Chrom	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cynk	0,11	0,09	0,49	0,60	0,45	0,19	0,16	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
Kadm	8,80	5,23	24,00	32,00	22,83	0,00	2,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Miedź	0,00	0,00	0,30	0,33	0,00	1,00	3,50	2,33	6,00	4,83	5,00	5,33
Nikiel	7,26	53,06	0,00	0,00	8,37	0,00	43,06	12,85	0,00	0,00	0,00	0,00
Ołów	0,86	0,83	3,14	2,65	2,48		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rtęć	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	39,50	2,83	7,33	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 4.1.7. Stosunek maksymalnych zmierzonych stężeń substancji niebezpiecznych do maksymalnych stężeń dopuszczalnych w ujściowych odcinkach rzek w 2010 r. (źródło danych PMŚ).

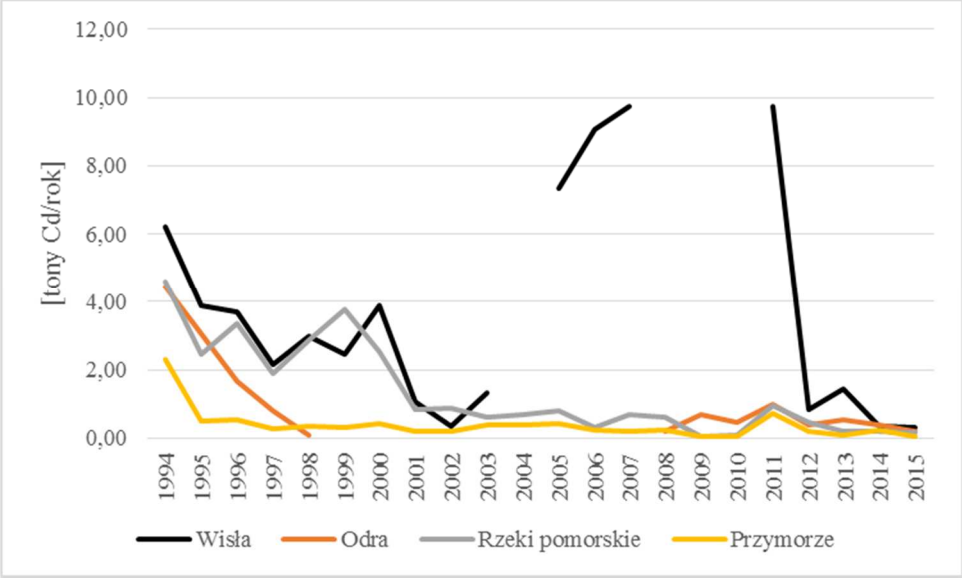
Etykiety wierszy	Łeba	Łupawa	Grabowa	Ina	Odra	Parsęta	Pasłęka	Reda	Rega	Słupia	Wieprza	Wisła
Arsen	10,00	20,00			0,00		0,00	0,00		0,00		0,00
Bar							10,00	6,72				8,92
Benzo(a)piren	4,00							5,00				11,00
Benzo(b)fluoranten + Benzo(k)fluoranten	0,00							21,00				50,00
Benzo(g,h,i)perylen + Indeno(1,2,3)piren	0,00							100,00				350,00
Chrom6+	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chrom og.	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bor							6,00	2,02				3,10
Cynk	1,00	1,00	5,00	0,60	0,80	7,00		0,67		1,30		0,93
Fenole lotne	70,00	90,00								70,00		
Kadm	0,00		0,00	0,00	0,01	0,00	23,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Kobalt	0,00									0,00		
Miedź	8,00	8,00	40,00	10,00	6,00	24,00	10,00	6,82	14,00	8,00	14,00	12,58
Molibden	3,00	3,08								3,50		
Nikiel	7,00			0,01	0,02		92,00	11,55				15,70
Ołów	0,00		0,00	0,03	0,00	0,00	45,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rtęć			0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	5,31	0,00	0,00	0,00	45,16

Tabela 4.1.8. Stosunek średniorocznych zmierzonych stężeń substancji niebezpiecznych do średniorocznych stężeń dopuszczalnych w ujściowych odcinkach rzek w 2010 r. (źródło danych PMŚ).

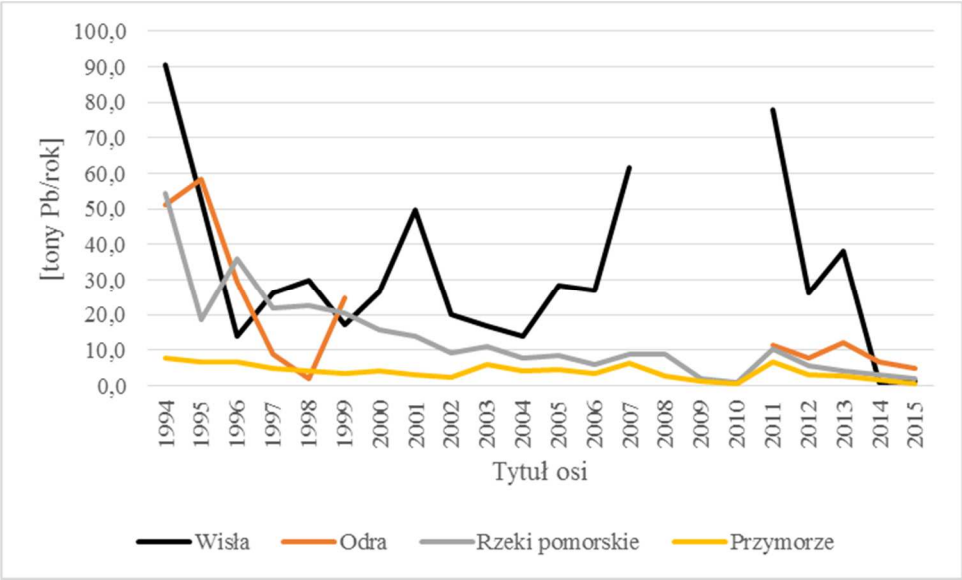
Etykiety wierszy	Łeba	Łupawa	Grabowa	Ina	Odra	Parsęta	Pasłęka	Reda	Rega	Słupia	Wieprza	Wisła
Arsen	10,00	20,00										
Bar							3,53	3,63				8,01
Benzo(a)piren	1,33							2,68				3,50
Benzo(b)fluoranten + Benzo(k)fluoranten	9,07							3,68				9,69
Benzo(g,h,i)perylen + Indeno(1,2,3)piren	0,00							8,33				58,33
Chrom6+	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chrom og.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bor							6,00	1,29				2,43
Cynk	1,00	1,00	5,00	0,28	0,35	7,00		0,45		1,08		0,52
Fenole lotne	60,00	90,00								70,00		
Kadm	0,00		0,00	0,00	0,08	0,00	48,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Kobalt										0,00		
Miedź	5,00	5,11	10,73	4,22	4,33	8,73	5,33	4,70	6,18	5,11	6,55	7,71
Molibden	3,00	3,08								3,50		
Nikiel	35,00			0,01	0,01		22,38	11,55				12,74

Ładunki wnoszone z rzekami

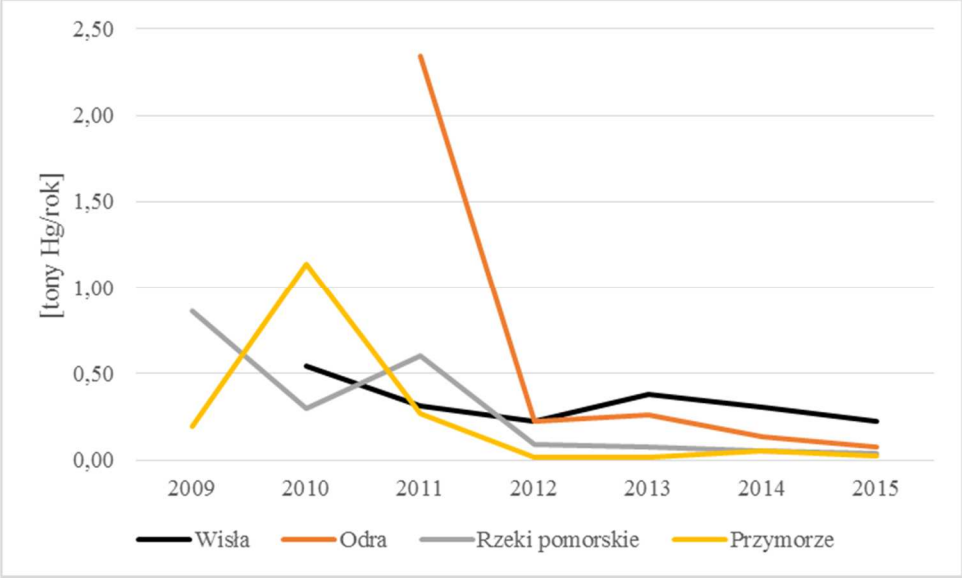
Dane o ładunkach metali ciężkich wnoszonych do Bałtyku polskimi rzekami pochodzą z monitoringu na potrzeby HELCOM [KZGW 2016] i obejmują okres od 1994 r. Wynikająca z tych danych bardzo duża zmienność ładunków w czasie każe traktować te informacje z dużą ostrożnością. Dla przykładu, w latach 2011 i 2012 na Wiśle ładunek kadmu spadł ponad 11-krotnie, a ładunek rtęci na Odrze ponad 10-krotnie. Ponad 10-krotne spadki ładunków chromu z roku na rok odnotowano na Wiśle w latach 1994 i 1995 oraz 1998 i 1999. W przypadku miedzi w 2010 r. jej ładunek niesiony Wisłą był prawie 4-krotnie większy niż ładunek z Odry, chociaż to Odra odwadnia rejony wydobycia tego metalu. Dane dotyczące kadmu, ołowiu i rtęci, tj. kluczowych wskaźników HELCOM, przedstawiono na Rys. 4.1.6, Rys. 4.1.7 i Rys. 4.1.8. Mimo opisanych silnych fluktuacji, dotyczących przede wszystkim metali występujących w bardzo niskich stężeniach, można przyjąć, że istnieje ogólna tendencja do zmniejszania się ładunków metali wnoszonych rzekami z terytorium Polski, na co wskazuje m.in. porównanie średnich z pierwszych 3 lat i ostatnich 3 lat serii czasowej (Tabela 4.1.9.). Średnie te spadły o blisko połowę w przypadku chromu, niklu i miedzi, około pięciokrotnie w przypadku cynku i ołowiu i prawie 10-krotnie w przypadku kadmu. Dane te dobrze korespondują ze spadkiem depozycji atmosferycznej tych metali. Należy więc przypuszczać, że ich przyczyną są nie tylko działania w gospodarce ściekowej, ale i w ochronie powietrza. Przemawia za tym też fakt, że ładunki oszacowane dla rzek są wielokrotnie wyższe niż te, które wynikają z rejestrów opłat za korzystanie ze środowiska.



Rys. 4.1.6. Ładunki kadmu wnoszone do Bałtyku polskimi rzekami (KZGW 2016).



Rys. 4.1.7. Ładunki ołowiu wnoszone do Bałtyku polskimi rzekami (KZGW 2016).



Rys. 4.1.8. Ładunki rtęci wnoszone do Bałtyku polskimi rzekami (KZGW 2016).

Tabela 4.1.9. Długookresowe zmiany ładunków metali ciężkich wnoszonych rzekami do Bałtyku (źródło danych PMŚ).

Wyszczególnienie	Średni ładunek roczny [tony]		Zmiana [%]
	1995-97	2013-15	
Chrom (bez Przymorza)	48,0	25,6	-47
Kadm	12,2	1,4	-89
Miedź	146,8	83,5	-43
Ołów	141,8	26,1	-82

Wyszczególnienie	Średni ładunek roczny [tony]		Zmiana [%]
	1995-97	2013-15	
Cynk	808,0	172,6	-79
Nikiel	128,0	75,7	-41
Rtęć	-	0,5	-

Wprowadzanie substancji biogennych

Typowe źródła azotu

Antropogenicznymi źródłami azotu w wodach, w tym w wodach morskich, są przede wszystkim odchody zwierząt hodowlanych i ludzi oraz nawozy mineralne stosowane w rolnictwie. Ważnym źródłem azotu są także spaliny ze środków transportu i wszelkich źródeł stacjonarnych, w tym przede wszystkim ze spalania paliw do celów energetycznych. Pewien wkład w ładunek azotu odprowadzany do wód może mieć przemysł chemiczny, w tym przede wszystkim nawozowy.

Azot zawarty w ściekach odprowadzanych do oczyszczalni jest w nich w różnym stopniu usuwany, przede wszystkim na drodze nitryfikacji i denitryfikacji.

Procesy spalania paliw generują tlenki azotu w wyniku reakcji azotu cząsteczkowego z tlenem (tylko w bardzo wysokich temperaturach), z rodnikami węglowodorowymi obecnymi w płomieniu, a następnie z tlenem, oraz w wyniku utleniania form azotu obecnych w samym paliwie. Tlenki azotu reagują z wodą zawartą w powietrzu, tworząc kwas azotowy, który dysocjując daje azotany. Z opadami azotany trafiają następnie do wód.

Typowe źródła fosforu

Antropogenicznymi źródłami fosforu w wodach, w tym w wodach morskich, są przede wszystkim odchody ludzkie i zwierząt hodowlanych oraz nawozy mineralne stosowane w rolnictwie.

Fosfor w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni jest w ogromnej większości w postaci rozpuszczonych i natychmiast przyswajalnych fosforanów, w związku z czym można przyjmować, że praktycznie cały fosfor zrzucany do wód powierzchniowych z oczyszczalni w sposób bezpośredni przyczynia się do eutrofizacji.

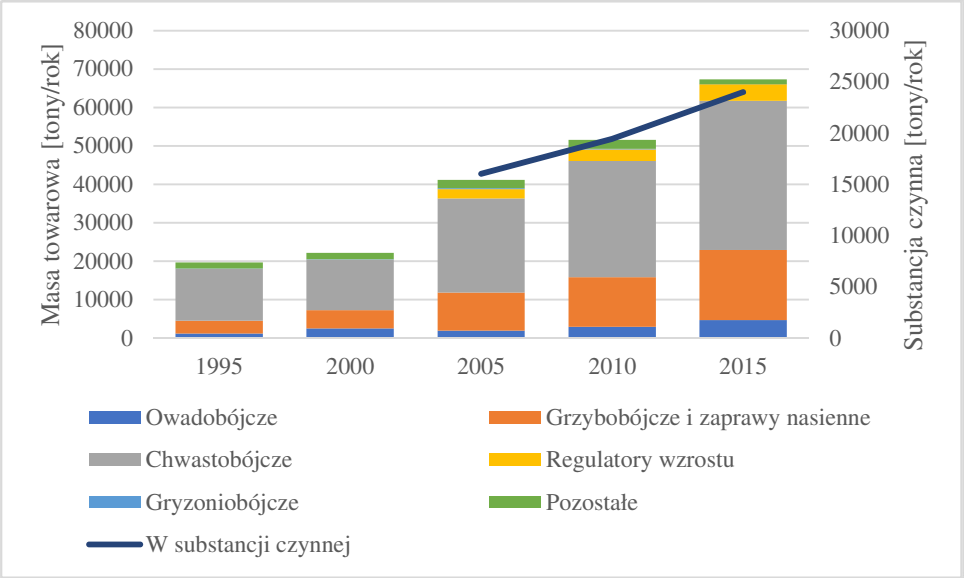
W niektórych sytuacjach ważnym elementem ładunku fosforu z terenów rolniczych jest fosfor uwalniany z gleb organicznych podlegających mineralizacji w wyniku osuszania (melioracje odwadniające). Gleby takie uwalniają również znaczące ilości mineralnego azotu.

Emisje do środowiska wodnego z terenów rolniczych

GUS prowadzi statystyki zużycia środków ochrony roślin w Polsce. Z danych tych wynika, że zużycie tych środków, w przeliczeniu na substancję czynną, wzrosło w okresie 2005-2015 o 50%, do 24 tys. ton rocznie (Rys. 4.1.9). Ze względu na przeznaczenie, dominującą grupą środków ochrony roślin są środki chwastobójcze, a na drugim miejscu plasują się środki grzybobójcze (Rocznik Statystyczny Rolnictwa, 2016). Należy podkreślić, że wzrost zużycia pestycydów nie jest równoznaczny ze wzrostem negatywnych oddziaływań na środowisko, ponieważ w miarę wzrostu wiedzy o ekologicznych skutkach chemizacji rolnictwa zaostrzane są regulacje, w wyniku których z rynku znikają substancje najbardziej niebezpieczne. Między innymi, całkowicie wycofano z obrotu pestycydy chloroorganiczne. Generalnie, zmiany idą przede wszystkim w kierunku eliminowania substancji trwałych lub trudno rozkładalnych, zdolnych do bioakumulacji i rakotwórczych, na rzecz substancji, których rozkład w środowisku następuje szybko, w związku z czym ich działanie, nawet jeśli nie jest selektywne, ogranicza się do określonego czasu i rejonu, w którym nastąpiło zastosowanie. Wśród popularnych środków ochrony rośliny w Polsce

dominują środki na bazie związków heterocyklicznych, tj. takich pierścieniowych związków organicznych, w których w pierścieniu występuje przynajmniej jeden atom inny niż atom węgla (najczęściej jest to azot). Znaczna część tych związków przypomina aktywne biologicznie związki występujące w organizmach żywych, w tym kwasy nukleinowe. Jest to jeden z powodów, dla których stosunkowo łatwo ulegają biodegradacji. Inną ważną grupą są insektycydy fosforanoorganiczne, działające na układ nerwowy. Są to również środki nietrwałe, ale część z nich jest wycofywana m.in. ze względu na silną toksyczność wobec pszczół, a także obawy o potencjalne działanie rakotwórcze. Wśród herbicydów szerokie zastosowanie mają fenoksykwasy, działające wybiórczo na rośliny dwuliścienne tak, jak hormon wzrostu, w odpowiednich dawkach powodujące niekontrolowany wzrost, prowadzący do śmierci. Również ta grupa to związki krótkotrwałe, rozkładające się po kilku tygodniach lub miesiącach. Wśród związków nieorganicznych należy wymienić fungicydy na bazie nieorganicznych związków miedzi. Fungicydy rtęcioorganiczne zostały wycofane.

Powyższy przegląd prowadzi do wniosku, że mimo wzrostu zużycia środków ochrony roślin, ich ogólny wpływ na środowisko, w tym środowisko wodne, maleje. Nie oznacza to jednak, że współczesne środki w ogóle nie zagrażają wodom, ani że skutki ich stosowania zostały w pełni rozpoznane. Z punktu widzenia ochrony morza istotne jest między innymi to, że ze względu na szybki czas rozkładu związki te w większości nie mają możliwości migracji z lądu do Bałtyku, więc jeżeli stanowią zagrożenie dla środowiska wodnego (np. w wyniku błędów w stosowaniu), to jest to raczej zagrożenie dla wód śródlądowych niż morskich.



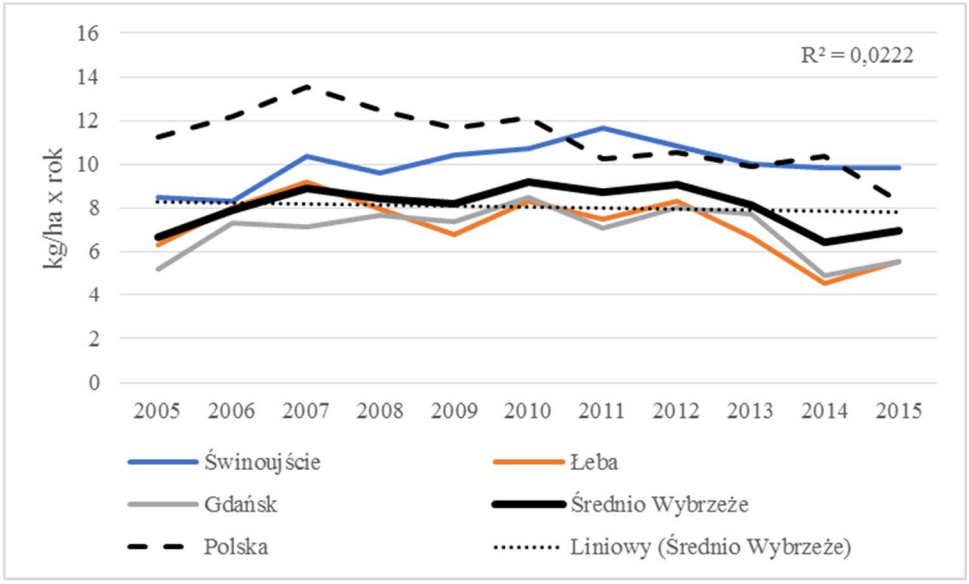
Rys. 4.1.9. Zużycie środków ochrony w Polsce według GUS.

Depozycja atmosferyczna

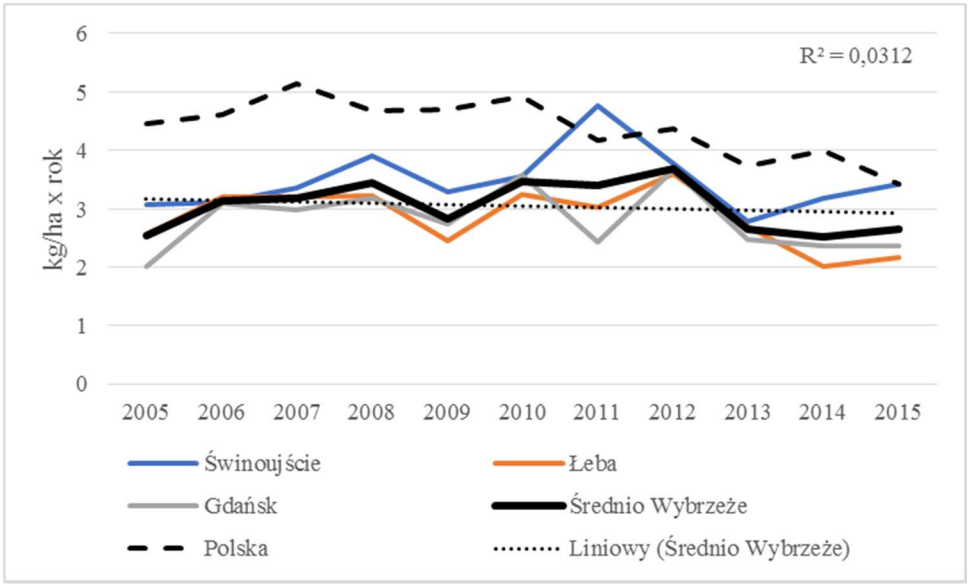
Bezpośrednia depozycja atmosferyczna do wód morskich odgrywa istotną rolę w dostarczaniu do Bałtyku azotu i znacznie mniejszą w zasilaniu morza w fosfor. Intensywność depozycji azotu w Polsce w latach 2005-2015 wykazywała tendencję malejącą (spadek z około 12 kg N/ha x rok do około 8 kg N /ha x rok), ale na Wybrzeżu ten trend się nie uwidocznił, a ładunki jednostkowe zarówno na początku, jak i na końcu okresu wynosiły przeciętnie niecałe 7 kg N/ha x rok (Rys. 4.1.10). W 2015 r. stosunkowo największy udział w puli azotu na Wybrzeżu miał amoniak, suma azotynów i azotanów stanowiła 27%, a pozostałe (organiczne) formy azotu – 32% (Rys. 4.1.11 i Rys. 4.1.12).

Przeciętna depozycja fosforu ogólnego nad morzem spadła z 0,31 kg P/ha w 2005 r. do 0,21 kg P/ha w 2015 r., odzwierciedlając tendencję dominującą w całym kraju (Rys. 4.1.13).

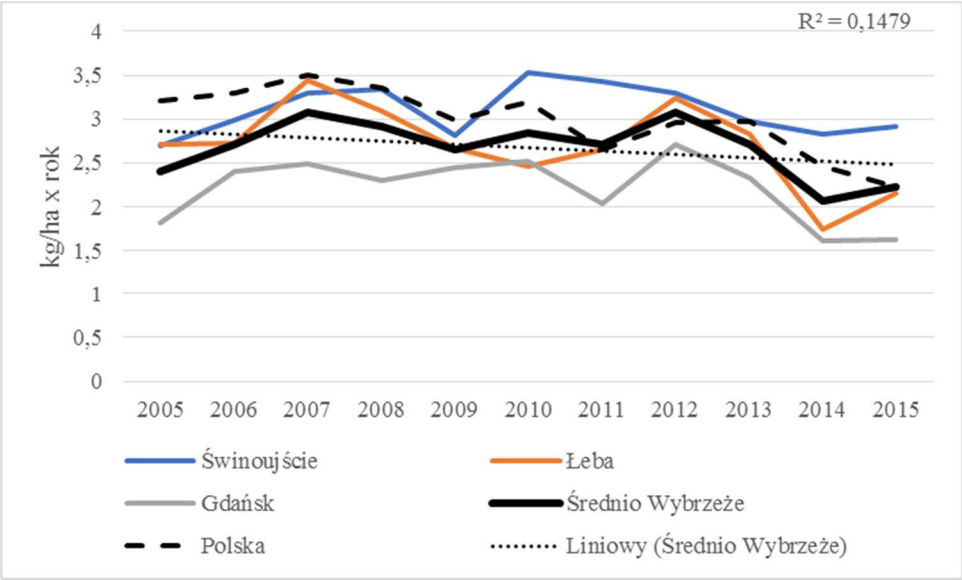
Depozycja azotu na powierzchnię Bałtyku modelowana jest w ramach programu EMEP jako element realizacji Konwencji o Transgranicznych Zanieczyszczeniach Powietrza (MSC-E 2017). Rys. 4.1.13 został sporządzony na podstawie danych EMEP za 2015 r. Wyniki modelowania wskazują na wyraźny ujemny gradient depozycji w kierunku północno-wschodnim. Zalew Szczeciński otrzymuje obciążenie ponad 12 kg N/ha x rok, podczas gdy otwarte wody wschodniej części Bałtyku Właściwego – zaledwie około 6 kg N/ha x rok. Całkowity ładunek azotu deponowany w POM w 2015 r. wyniósł według modelu EMEP 27,2 tys. ton N. Jest to o 22% mniej niż 34,9 tys. ton N odnotowane w 2005 r.



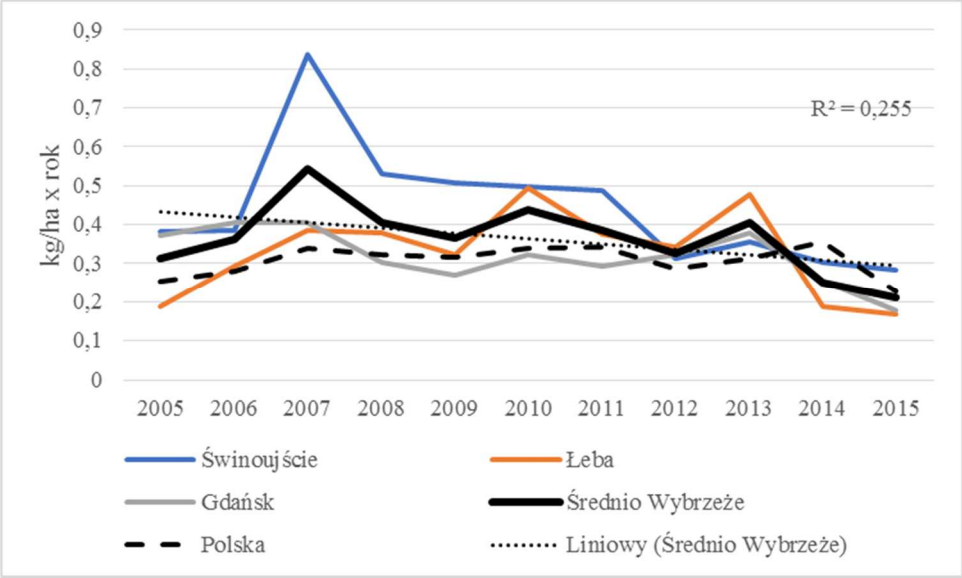
Rys. 4.1.10. Trendy depozycji całkowitej azotu ogólnego na polskim wybrzeżu (źródło danych PMŚ).



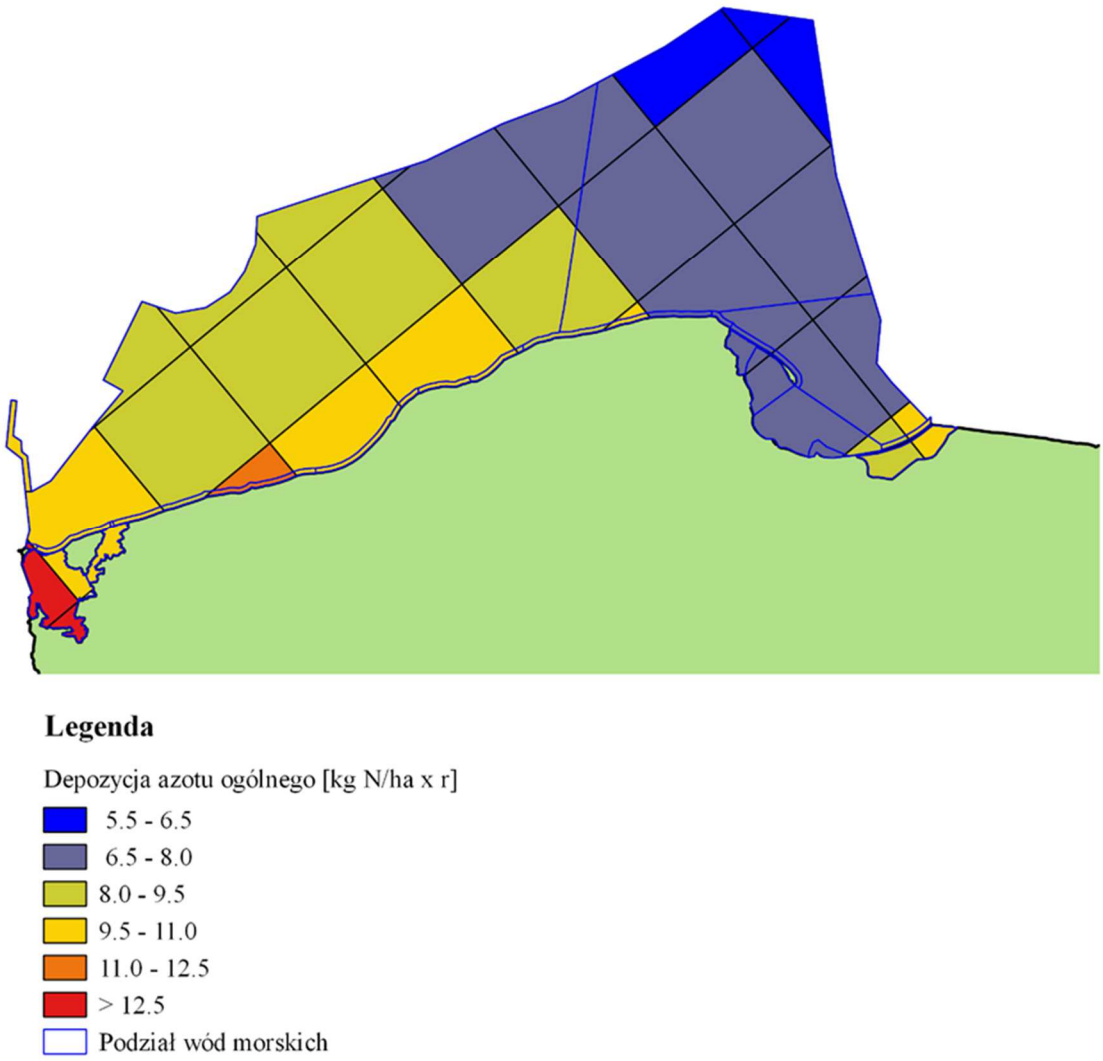
Rys. 4.1.11. Trendy depozycji całkowitej amoniaku na polskim wybrzeżu (źródło danych PMŚ).



Rys. 4.1.12. Trendy depozycji całkowitej sumy azotu azotanowego i azotynowego na polskim wybrzeżu (źródło danych PMŚ).



Rys. 4.1.13. Trendy depozycji całkowitej fosforu ogólnego na polskim wybrzeżu (źródło danych PMŚ).



Rys. 4.1.14. Depozycja atmosferyczna azotu ogólnego w POM w 2015 r.

Ładunki wnoszone z rzekami

Ładunki azotu i fosforu odprowadzane polskimi rzekami do Bałtyku są regularnie monitorowane od 1994 r. w ramach zobowiązań wynikających z Konwencji Helsińskiej. Ładunki te są wypadkową z jednej strony zmian zachodzących u źródeł emisji, a z drugiej strony – zmiennych warunków hydrologicznych, w dużej mierze kształtujących procesy transportu biogenów od ich źródeł do wód śródlądowych, a następnie do morza. Ze względu na dominujący wpływ źródeł obszarowych azotu i fosforu istnieje wyraźny związek między wielkościami chwilowymi, sezonowymi i rocznymi przepływu a chwilowymi, sezonowymi i rocznymi ładunkami tych zanieczyszczeń. Aby wyeliminować wpływ wahań przepływów na obraz zmian zewnętrznego obciążenia Bałtyku biogenami stosuje się normalizację ładunków względem przepływu. W niniejszym opracowaniu zastosowano metodę normalizacji zalecaną przez HELCOM [HELCOM 2015], opartą na następującym równaniu:

$$LiN = \exp\left(LnLi \cdot \frac{\alpha + \beta \cdot logQsr}{\alpha + \beta \cdot logQi}\right) \cdot \exp^{0{,}5 \cdot MSE}$$

gdzie:
LiN – znormalizowany ładunek w roku i,
Li – rzeczywisty ładunek w roku i,

α – punkt przecięcia z osią y równania regresji ln Li od logQi,
β – nachylenie równania regresji ln Li od logQi,
Qsr – średni przepływ roczny w badanym wieloleciu,
Qi – przepływ roczny w roku i,
MSE – błąd średniokwadratowy wartości LnLi przewidywanej równaniem regresji.

Azot

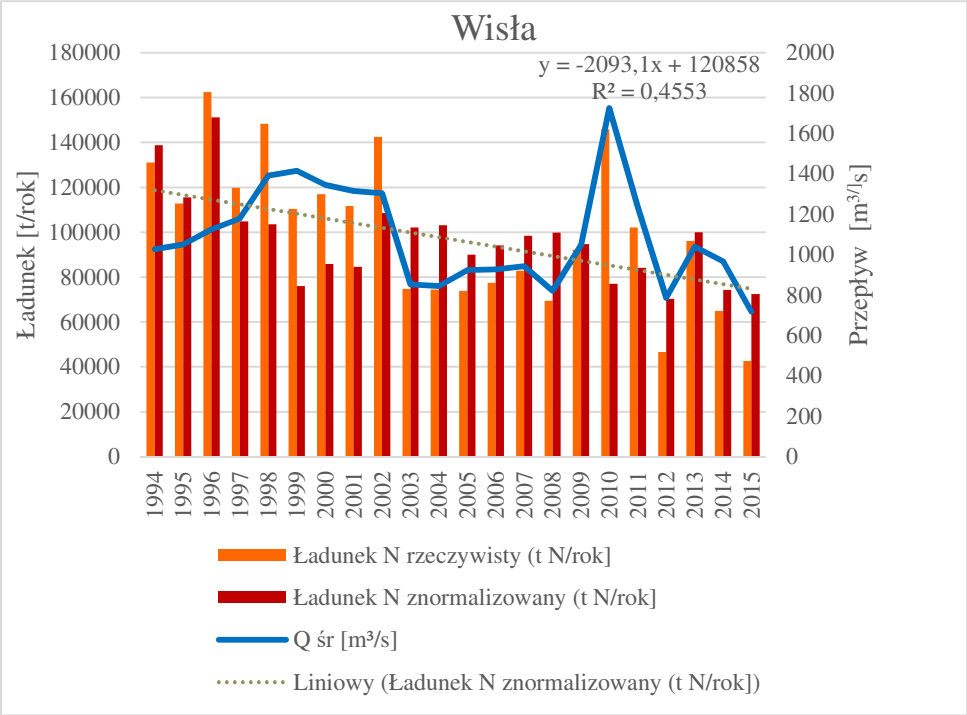
W zlewni Wisły (Rys. 4.1.15) roczne ładunki rzeczywiste azotu zmieniały się od 131,1 tys. ton w 1994 r. do 42,7 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (162,4 tys. ton) odnotowano w 1996 r., a najniższą (43,7 tys. ton) w 2015 r. Ładunki znormalizowane zmieniały się od 138,9 tys. ton w 1994 r. do 72,3 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą, (151,1 tys. ton), odnotowano w 1996 r., a najniższą (70,3 tys. ton) w 2012 r. Trend czasowy ładunku znormalizowanego był malejący przy współczynniku korelacji $r^2 = 0,46$. Stwierdzona tendencja była istotna statystycznie (wartość p = 0,0006).

W zlewni Odry (Rys. 4.1.16) roczne ładunki rzeczywiste azotu zmieniały się od 105,4 tys. ton w 1994 r. do 26,3 tys. ton w 2015 r., przy czym były to jednocześnie najbardziej skrajne wartości odnotowane w całym wieloleciu. Ładunki znormalizowane zmieniały się od 84,2 tys. ton w 1994 r. do 56,2 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą, (84,2 tys. ton), odnotowano w 1994 r., a najniższą (50,8 tys. ton) w 1997 r. Trend czasowy ładunku znormalizowanego był malejący przy współczynniku korelacji $r^2 = 0,23$. Stwierdzona tendencja była istotna statystycznie (wartość p = 0,02).

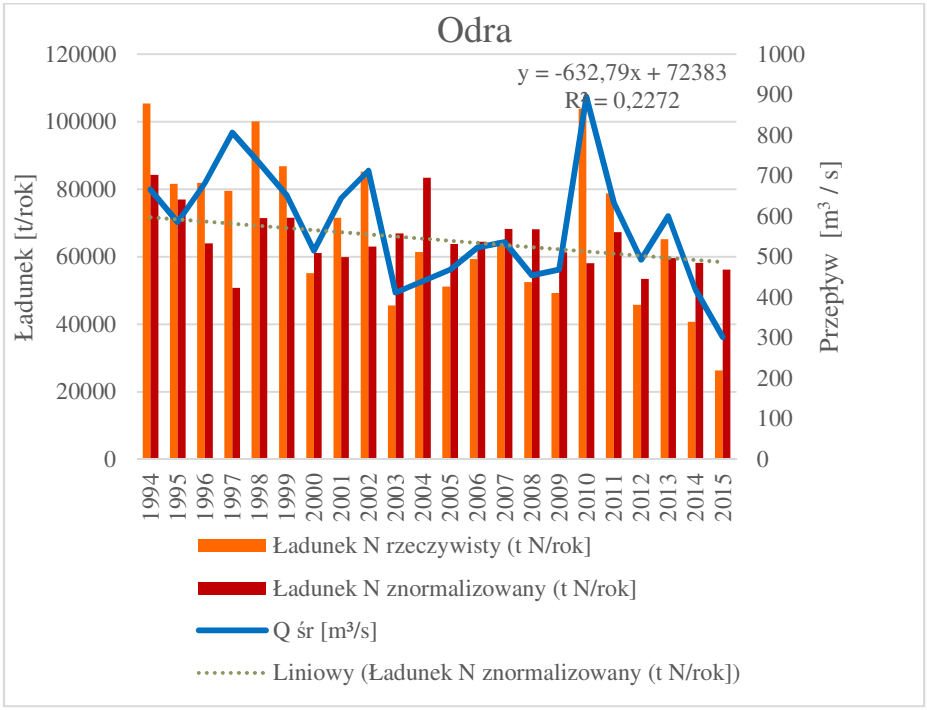
W zlewniach rzek pomorskich rozpatrywanych łącznie z Przymorzem (Rys. 4.1.17) roczne ładunki rzeczywiste azotu zmieniały się od 18,2 tys. ton w 1994 r. do 9,8 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (19,3 tys. ton) odnotowano w 1998 r., a najniższą (8,1 tys. ton) w 2009 r. Ładunki znormalizowane zmieniały się od 16,2 tys. ton w 1994 r. do 13,1 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą, (16,1 tys. ton), odnotowano w 1994 r., a najniższą (9,1 tys. ton) w 2009 r. Trend czasowy ładunku znormalizowanego był malejący przy współczynniku korelacji $r^2 = 0,31$. Stwierdzona tendencja była istotna statystycznie (wartość p = 0,007).

Łączny roczny ładunek azotu odprowadzany z Polski bezpośrednio do Bałtyku zmieniał się od 264,8 tys. ton w 1994 r. do 83,1 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (277,4 tys. ton) odnotowano w 1998 r., a najniższą (83,1 tys. ton) w 2015 r (Tabela 4.1.10.). Ładunki znormalizowane (Rys. 4.1.18) zmieniały się od 249,4 tys. ton w 1994 r. do 148,0 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą, (249,4 tys. ton), odnotowano w 1994 r., a najniższą (142,9 tys. ton) w 2012 r. Trend czasowy ładunku znormalizowanego był malejący przy współczynniku korelacji r2 = 0,51. Stwierdzona tendencja była istotna statystycznie (wartość p = 0,0002).

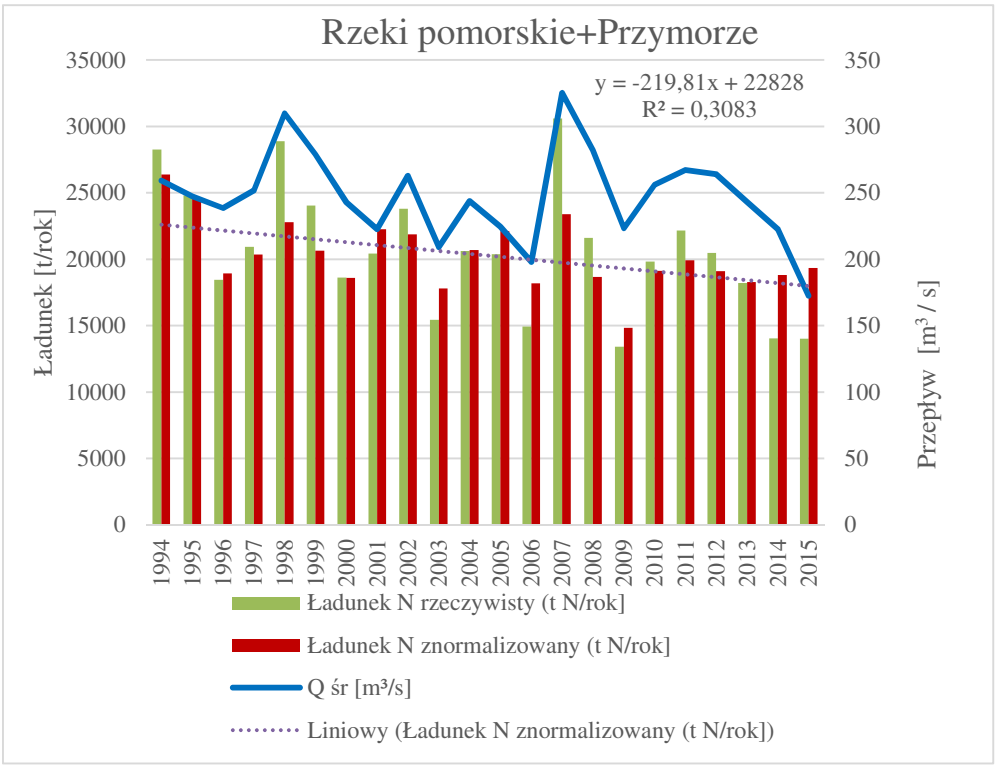
Ładunek azotu odprowadzany z polskiej części dorzecza Pregoły wyniósł w 2015 r. 2071 ton.



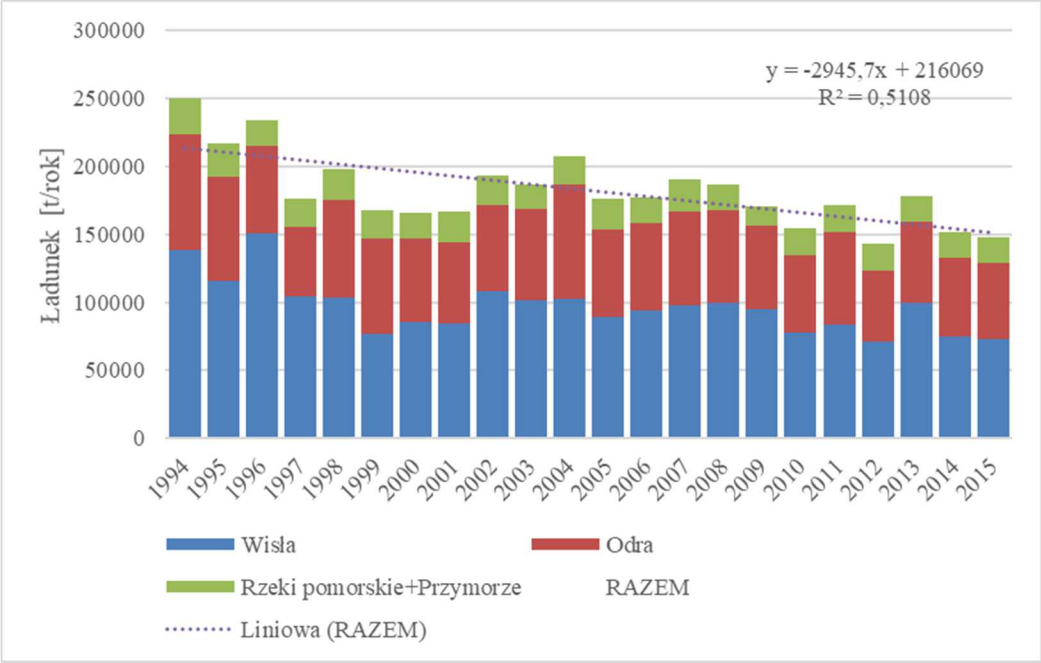
Rys. 4.1.15. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki azotu ogólnego wnoszone do Bałtyku Wisłą w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB).



Rys. 4.1.16. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki azotu ogólnego wnoszone do Bałtyku Odrą w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB).



Rys. 4.1.17. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki azotu ogólnego wnoszone do Bałtyku rzekami pomorskimi i z Przymorza w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB).



Rys. 4.1.18. Łączny ładunek azotu wnoszony z odpływem bezpośrednio z Polski do Bałtyku (źródło danych PMŚ).

Tabela 4.1.10. Zestawienie przepływów oraz ładunków rzeczywistych i ładunków znormalizowanych azotu ogólnego wnoszonych do Bałtyku przez Wisłę, Odrę, rzeki pomorskie i Przymorze w latach 1994-2015 (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB).

Rzeka	Wyszczególnienie/Rok	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Grabowa	Q śr [m^3/s]	8,0	9,0	10,2	8,7	10,6	8,5	8,3	8,7	8,2	7,6	8,0	8,2	7,5	8,9	9,5	9,2	8,9	8,0	9,1	7,6	21,7
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	604	612	477	513	757	536	490	691	537	468	543	565	481	636	566	412	553	500	578	544	716
	Ład. N norm. [t N/rok]	627	610	454	516	708	543	502	696	552	494	565	582	510	635	553	406	552	517	573	575	523
Ina	Q śr [m^3/s]	16,8	13,2	12,1	14,8	19,0	20,7	19,6	17,9	22,1	14,6	12,6	8,3	8,8	13,9	13,9	10,9	15,1	16,8	13,5	11,3	8,0
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	2732	1903	1311	1518	3006	2813	1793	2195	3094	1301	1913	1215	881	2038	1898	1396	2318	2275	1806	1613	1058
	Ład. N norm. [t N/rok]	2206	1975	1485	1408	2132	1839	1265	1673	1890	1224	2094	2039	1362	2015	1874	1774	2093	1842	1836	1963	1843
Łeba	Q śr [m^3/s]	22,3	22,4	20,0	20,4	28,6	21,9	18,3	20,9	21,0	16,6	19,9	17,7	16,6	22,9	22,2	20,4	22,2	19,8	23,3	21,3	22,1
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	2391	2295	1702	1850	1976	1559	1406	1746	1636	1298	1664	1428	1312	2301	1613	1205	1574	1527	1642	1429	1114
	Ład. N norm. [t N/rok]	2232	2137	1755	1873	1487	1484	1568	1734	1615	1581	1729	1647	1597	2097	1520	1221	1480	1588	1481	1393	1056
Łupawa	Q śr [m^3/s]	9,5	11,7	8,9	10,1	12,0	9,1	10,7	9,3	12,1	9,0	8,1	9,2	8,9	12,4	10,8	10,1	10,3	9,3	9,9	9,9	5,0
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	1029	1144	849	964	872	631	940	855	967	750	683	827	834	1300	926	785	878	837	817	815	705
	Ład. N norm. [t N/rok]	1040	1015	891	935	767	650	882	874	846	780	753	848	873	1115	868	763	843	851	805	803	1049
Odra	Q śr [m^3/s]	666,3	585,7	681,7	806,8	731,0	652,1	514,8	644,8	712,3	411,3	439,7	468,7	522,8	536,7	453,9	468,7	894,9	633,8	492,9	600,7	418,8
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	105414	81628	81881	79500	100138	86862	55182	71546	85233	45619	61441	51191	59319	64822	52468	49289	103865	78749	45816	65219	40766
	Ład. N norm. [t N/rok]	84234	76943	63949	50814	71439	71551	61120	59945	63040	66961	83452	63751	64484	68216	68114	61338	58084	67299	53462	59665	58246
Parsęta	Q śr [m^3/s]	33,6	30,5	26,5	26,3	42,1	37,2	30,0	26,2	37,5	22,2	27,2	27,1	23,5	40,1	28,1	27,5	29,5	27,3	27,7	24,1	12,2
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	2983	2664	1720	1898	3946	2752	2134	2176	2946	1453	2148	2861	1624	3435	1869	454	2062	1723	2394	1744	1382
	Ład. N norm. [t N/rok]	2482	2428	1787	1991	2647	2094	1984	2288	2221	1770	2186	2921	1888	2425	1847	455	1945	1743	2388	1978	3049
Pasłęka	Q śr [m^3/s]	18,9	17,5	11,9	14,6	21,6	24,3	20,0	16,1	18,5	13,7	19,6	15,0	12,1	24,4	25,7	12,2	11,6	12,8	15,4	15,8	11,2
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	1850	1480	1147	1593	2271	2179	1413	1334	1346	1168	1674	1168	1216	3131	2584	1040	1250	1259	1516	1127	923
	Ład. N norm. [t N/rok]	1551	1339	1500	1715	1666	1434	1130	1307	1156	1337	1358	1220	1575	2015	1602	1325	1687	1541	1545	1122	1271
Reda	Q śr [m^3/s]	5,4	5,9	5,2	4,4	5,4	5,7	6,7	5,0	5,2	4,1	5,6	4,8	3,8	6,7	5,0	4,6	5,7	5,3	4,3	4,4	14,1
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	376	379	511	249	319	381	364	257	253	228	310	236	195	429	312	254	346	357	220	233	172
	Ład. N norm. [t N/rok]	376	375	514	255	320	378	355	259	254	235	309	239	203	418	315	259	344	358	225	239	156
Rega	Q śr [m^3/s]	23,6	21,0	20,6	18,5	26,0	25,9	22,7	17,4	24,8	13,8	17,2	19,8	14,0	23,8	21,8	17,4	18,7	24,6	20,7	20,5	10,9

	Ład. N rzecz. [t N/rok]	2697	2632	2045	1741	3338	2726	1874	1795	2628	1200	1635	2215	1095	2603	1730	1160	1580	2856	1575	1693	1176	
	Ład. N norm. [t N/rok]	2125	2409	1914	1872	2319	1920	1564	2091	1952	1866	1925	2175	1657	2030	1516	1333	1670	2129	1468	1603	2509	
Słupia	Q śr [m^3/s]	16,4	17,3	15,5	16,8	22,3	18,2	16,3	16,6	18,3	14,3	16,1	13,7	13,7	19,5	17,4	16,2	18,1	17,2	19,9	16,5	15,9	
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	1826	1727	1316	1512	1380	1005	1231	1147	1061	905	1007	880	900	1531	826	823	1136	1248	1260	983	864	
	Ład. N norm. [t N/rok]	1882	1693	1430	1524	1083	947	1280	1167	994	1055	1053	1060	1086	1347	811	857	1073	1230	1093	1007	916	
Wieprza	Q śr [m^3/s]	17,5	19,0	18,2	18,1	23,0	20,7	19,6	16,1	19,4	14,5	17,9	16,3	14,3	20,2	17,8	13,7	14,6	16,8	18,5	17,4	8,2	
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	1725	1737	1444	1452	1463	1334	1222	1230	1260	849	1256	1281	861	1338	986	607	827	982	1084	970	633	
	Ład. N norm. [t N/rok]	1659	1521	1328	1348	1062	1079	1047	1297	1087	993	1179	1328	1021	1109	936	749	959	987	984	943	1385	
Wisła	Q śr [m^3/s]	1027,4	1051,4	1125,4	1178,5	1391,2	1415,5	1345,3	1314,9	1303,9	851,8	843,9	924,5	926,8	942,8	820,6	1047,7	1726,7	1235,7	785,4	1039,9	966,8	
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	131117	112799	162425	119796	148368	110336	117021	111618	142547	74792	74510	73840	77444	82865	69512	92107	145867	102089	46680	96174	64873	
	Ład. N norm. [t N/rok]	138745	115533	151140	104892	103505	75959	85919	84549	108550	102168	103116	89984	94122	98456	99872	94761	76979	84088	70308	99972	74243	
Przymorze	Q śr [m^3/s]	87,1	79,8	89,3	98,9	99,1	86,7	70,7	68,5	75,7	78,7	91,7	84,4	74,8	132,6	110,0	81,0	101,3	109,1	101,6	94,2	93,2	
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	10049	8226	5919	7638	9552	8131	5740	7008	8058	5813	7794	7708	5521	11840	8284	5278	7302	8609	7591	7045	5290	
	Ład. N norm. [t N/rok]	10192	9049	5869	6914	8604	8280	7019	8861	9311	6452	7545	8046	6409	8186	6818	5702	6476	7131	6710	6660	5059	
RAZEM	Q śr [m^3/s]	1952,8	1884,3	2045,6	2236,9	2431,9	2346,6	2103,0	2182,4	2279,1	1472,2	1527,4	1617,8	1647,6	1804,8	1556,5	1739,6	2877,6	2136,7	1542,3	1883,6	1608,2	
	Ład. N rzecz. [t N/rok]	264795	219224	262746	220225	277385	221244	190811	203597	251566	135845	156579	145415	151684	178269	143576	154809	269559	203008	112978	179589	119672	
	Ład. N norm. [t N/rok]	249351	217027	234016	176056	197739	168158	165635	166743	193468	186915	207263	175841	176787	190064	186645	170942	154186	171304	142878	177924	151305	

Fosfor

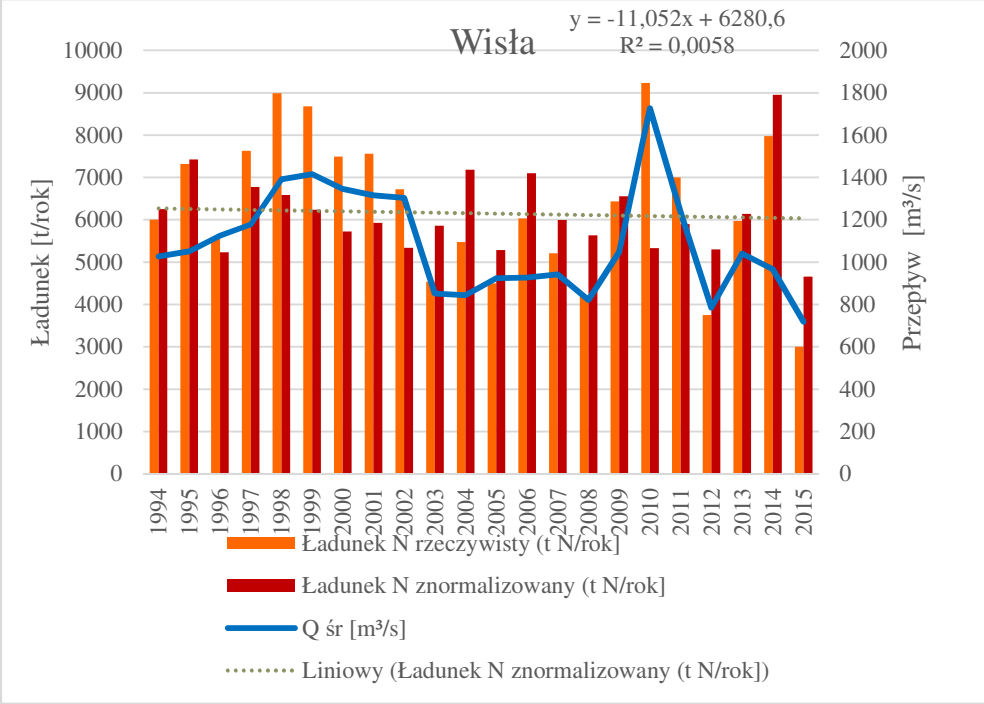
W zlewni Wisły (Rys. 4.1.19) roczne ładunki rzeczywiste fosforu zmieniały się od 6,00 tys. ton w 1994 r. do 3,00 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (9,22 tys. ton) odnotowano w 2010r., a najniższą (3,00 tys. ton) w 2015 r. Ładunki znormalizowane zmieniały się od 6,25 tys. ton w 1994 r. do 4,66 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (8,95 tys. ton) odnotowano w 2014 r., a najniższą (4,66 tys. ton) w 2015 r. Ze statystycznego punktu widzenia trend czasowy ładunku znormalizowanego praktycznie nie występował (r^2 = 0,006, wartość p = 0,74).

W zlewni Odry (Rys. 4.1.20) roczne ładunki rzeczywiste fosforu zmieniały się od 5,55 tys. ton w 1994 r. do 1,48 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (7,54 tys. ton) odnotowano w 1997 r., a najniższą (1,48 tys. ton) w 2015 r. Ładunki znormalizowane zmieniały się od 4,37 tys. ton w 1994 r. do 3,27 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (4,89 tys. ton) odnotowano w 1995 r., a najniższą (2,47 tys. ton) w 2010 r. Trend czasowy ładunku znormalizowanego był wyraźny i malejący przy współczynniku korelacji r^2 = 0,60. Stwierdzona tendencja była istotna statystycznie (wartość p = 0,00002).

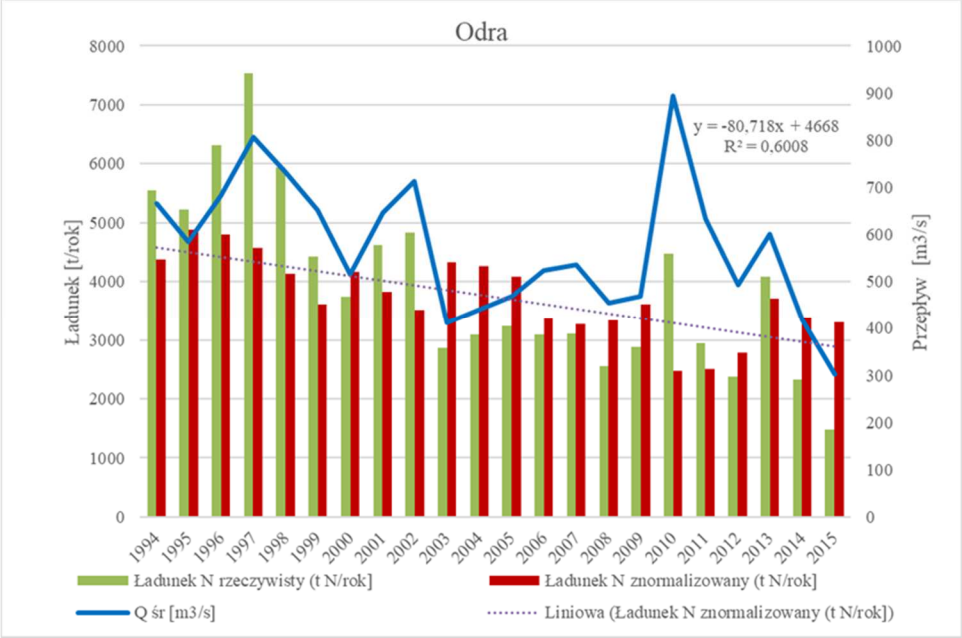
W zlewniach rzek pomorskich rozpatrywanych łącznie z Przymorzem (Rys. 4.1.21) roczne ładunki rzeczywiste fosforu zmieniały się od 1,62 tys. ton w 1994 r. do 0,80 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (1,77 tys. ton) odnotowano w 1998 r., a najniższą (0,80 tys. ton) w 2015 r. Ładunki znormalizowane zmieniały się od 1,52 tys. ton w 1994 r. do 1,02 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (1,60 tys. ton) odnotowano w 1997 r., a najniższą (0,94 tys. ton) w 20111 r. Trend czasowy ładunku znormalizowanego był wyraźny i malejący przy współczynniku korelacji r^2 = 0,75. Stwierdzona tendencja była istotna statystycznie (wartość p = 0,00000016).

Łączny roczny ładunek fosforu odprowadzany z Polski bezpośrednio do Bałtyku zmieniał się od 13,12 tys. ton w 1994 r. do 5,28 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą (16,80 tys. ton) odnotowano w 1997 r., a najniższą (5,28 tys. ton) w 2015 r (Tabela 4.1.11.) Ładunki znormalizowane (Rys. 4.1.22) zmieniały się od 12,14 tys. ton w 1994 r. do 8,97 tys. ton w 2015 r., przy czym wartość najwyższą, (13,87 tys. ton), odnotowano w 1995 r., a najniższą (8,89 tys. ton) w 2010 r. Trend czasowy ładunku znormalizowanego był wyraźny i malejący przy współczynniku korelacji r^2 = 0,30. Stwierdzona tendencja była istotna statystycznie (wartość p = 0,008).

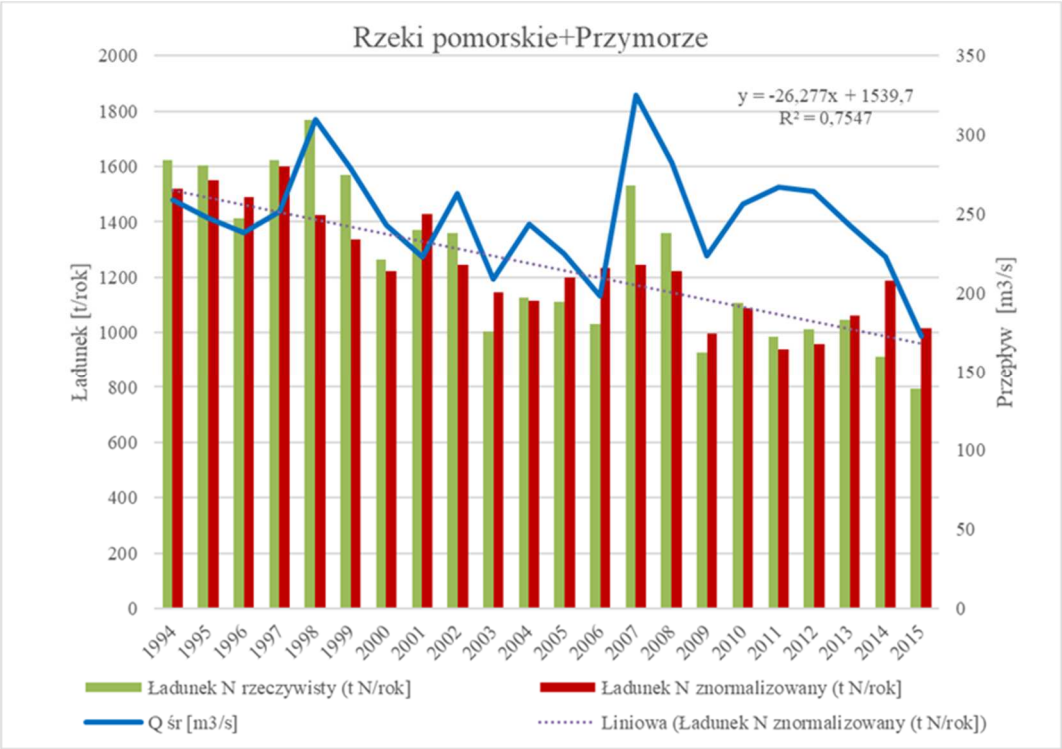
Ładunek fosforu odprowadzany z polskiej części dorzecza Pregoły wyniósł w 2015 r. 92 tony.



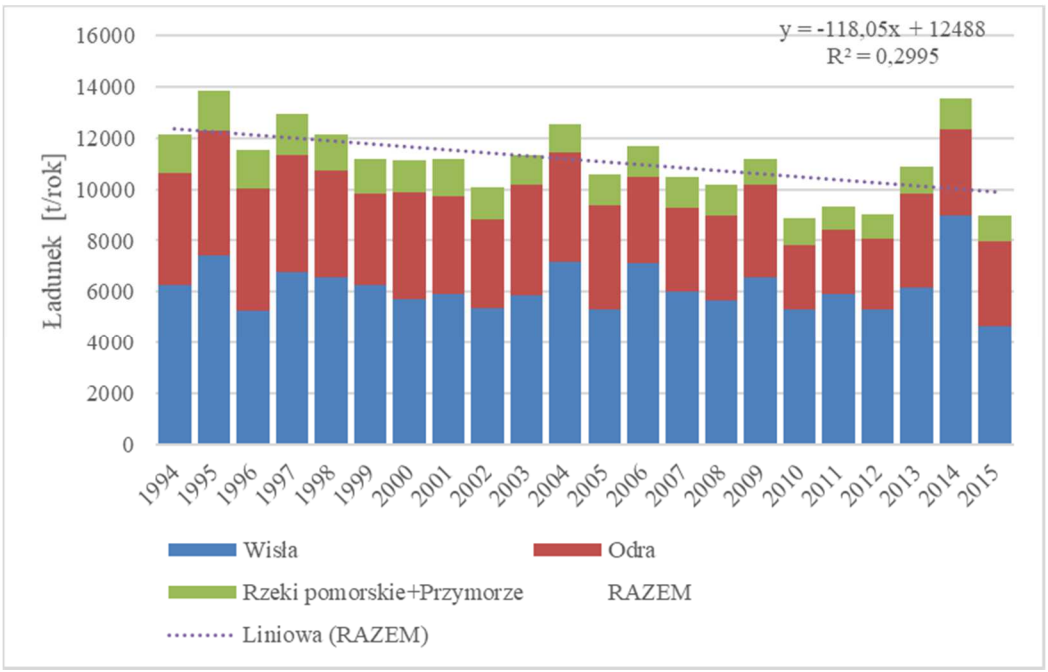
Rys. 4.1.19. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki fosforu ogólnego wnoszone do Bałtyku Wisłą w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB).



Rys. 4.1.20. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki fosforu ogólnego wnoszone do Bałtyku Odrą w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB).



Rys. 4.1.21. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki fosforu ogólnego wnoszone do Bałtyku rzekami pomorskimi i z Przymorza w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB).



Rys. 4.1.22. Łączny ładunek fosforu wnoszony z odpływem bezpośrednio z Polski do Bałtyku (źródło danych PMŚ).

Tabela 4.1.11. Zestawienie przepływów oraz ładunków rzeczywistych i ładunków znormalizowanych fosforu ogólnego wnoszonych do Bałtyku przez Wisłę, Odrę, rzeki pomorskie i Przymorze w latach 1994-2015 (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB).

Rzeka	Wyszczególnienie/Rok	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Grabowa	Q śr [m^3/s]	8,0	9,0	10,2	8,7	10,6	8,5	8,3	8,7	8,2	7,6	8,0	8,2	7,5	8,9	9,5	9,2	8,9	8,0	9,1	7,6	21,7	6,3
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	36	28	31	36	60	49	40	53	37	27	28	33	39	42	55	42	44	34	37	33	45	30
	Ład. P norm. [t P/rok]	37	28	29	37	55	50	41	54	38	29	29	34	42	42	53	42	44	35	37	34	32	34
Ina	Q śr [m^3/s]	16,8	13,2	12,1	14,8	19,0	20,7	19,6	17,9	22,1	14,6	12,6	8,3	8,8	13,9	13,9	10,9	15,1	16,8	13,5	11,3	8,0	9,2
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	162	144	126	142	142	132	119	124	140	88	66	69	72	105	97	70	104	96	69	97	72	55
	Ład. P norm. [t P/rok]	137	149	140	133	109	95	90	100	96	84	71	104	103	105	96	85	97	82	70	114	112	74
Łeba	Q śr [m^3/s]	22,3	22,4	20,0	20,4	28,6	21,9	18,3	20,9	21,0	16,6	19,9	17,7	16,6	22,9	22,2	20,4	22,2	19,8	23,3	21,3	22,1	16,0
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	159	164	141	145	177	110	89	119	105	89	115	80	70	98	89	76	92	72	93	80	61	57
	Ład. P norm. [t P/rok]	143	146	148	148	113	102	105	117	103	122	121	99	94	86	81	77	84	76	80	77	57	79
Łupawa	Q śr [m^3/s]	9,5	11,7	8,9	10,1	12,0	9,1	10,7	9,3	12,1	9,0	8,1	9,2	8,9	12,4	10,8	10,1	10,3	9,3	9,9	9,9	5,0	8,1
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	57	77	45	57	95	34	44	49	51	38	36	37	38	54	43	37	38	33	46	37	30	32
	Ład. P norm. [t P/rok]	58	62	49	54	75	36	40	51	41	40	42	39	41	43	39	36	35	34	45	36	61	38
Odra	Q śr [m^3/s]	666,3	585,7	681,7	806,8	731,0	652,1	514,8	644,8	712,3	411,3	439,7	468,7	522,8	536,7	453,9	468,7	894,9	633,8	492,9	600,7	418,8	302,1
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	5547	5220	6309	7540	5939	4433	3737	4628	4833	2867	3092	3238	3096	3103	2548	2871	4469	2936	2375	4084	2331	1483
	Ład. P norm. [t P/rok]	4369	4886	4804	4577	4138	3612	4163	3821	3509	4321	4257	4087	3370	3264	3335	3612	2471	2502	2782	3705	3391	3296
Parsęta	Q śr [m^3/s]	33,6	30,5	26,5	26,3	42,1	37,2	30,0	26,2	37,5	22,2	27,2	27,1	23,5	40,1	28,1	27,5	29,5	27,3	27,7	24,1	12,2	19,6
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	139	113	128	139	234	234	154	143	150	88	94	133	118	157	152	43	149	94	76	81	99	75
	Ład. P norm. [t P/rok]	119	105	132	145	164	181	144	149	118	104	95	135	135	117	150	43	141	95	76	89	203	97
Pasłęka	Q śr [m^3/s]	18,9	17,5	11,9	14,6	21,6	24,3	20,0	16,1	18,5	13,7	19,6	15,0	12,1	24,4	25,7	12,2	11,6	12,8	15,4	15,8	11,2	7,9
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	93	131	105	82	92	185	129	120	127	97	142	98	79	160	128	54	50	42	81	63	62	31
	Ład. P norm. [t P/rok]	74	114	155	91	64	105	95	117	103	117	107	104	112	92	71	74	73	53	84	63	95	71
Reda	Q śr [m^3/s]	5,4	5,9	5,2	4,4	5,4	5,7	6,7	5,0	5,2	4,1	5,6	4,8	3,8	6,7	5,0	4,6	5,7	5,3	4,3	4,4	14,1	3,7

	Ład. P rzecz. [t P/rok]	24	25	17	13	24	37	35	24	19	20	26	25	18	32	27	28	23	21	15	34	23	14
	Ład. P norm. [t P/rok]	23	23	17	14	24	35	31	25	19	21	26	26	21	29	27	29	22	21	16	36	16	16
Rega	Q śr [m^3/s]	23,6	21,0	20,6	18,5	26,0	25,9	22,7	17,4	24,8	13,8	17,2	19,8	14,0	23,8	21,8	17,4	18,7	24,6	20,7	20,5	10,9	16,3
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	155	140	160	114	145	135	83	89	113	59	68	83	60	92	86	56	63	82	69	60	55	53
	Ład. P norm. [t P/rok]	125	130	151	123	105	99	71	103	88	88	79	82	87	75	77	63	66	65	65	58	109	65
Słupia	Q śr [m^3/s]	16,4	17,3	15,5	16,8	22,3	18,2	16,3	16,6	18,3	14,3	16,1	13,7	13,7	19,5	17,4	16,2	18,1	17,2	19,9	16,5	15,9	14,5
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	132	136	118	122	119	71	72	77	66	54	59	48	52	72	56	51	59	69	65	67	47	43
	Ład. P norm. [t P/rok]	138	132	134	124	84	66	76	79	60	67	63	62	68	61	55	54	55	68	54	70	52	52
Wieprza	Q śr [m^3/s]	17,5	19,0	18,2	18,1	23,0	20,7	19,6	16,1	19,4	14,5	17,9	16,3	14,3	20,2	17,8	13,7	14,6	16,8	18,5	17,4	8,2	13,9
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	118	117	93	86	86	129	120	108	87	65	71	85	77	90	98	58	72	70	74	63	52	58
	Ład. P norm. [t P/rok]	114	106	87	82	67	108	106	113	78	73	68	88	88	78	94	68	81	71	68	62	96	68
Wisła	Q śr [m^3/s]	1027,4	1051,4	1125,4	1178,5	1391,2	1415,5	1345,3	1314,9	1303,9	851,8	843,9	924,5	926,8	942,8	820,6	1047,7	1726,7	1235,7	785,4	1039,9	966,8	718,4
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	6000	7321	5572	7630	8990	8680	7490	7563	6721	4538	5470	4502	6035	5213	4183	6437	9233	7003	3751	5977	7976	3002
	Ład. P norm. [t P/rok]	6250	7427	5230	6774	6582	6241	5726	5930	5336	5861	7186	5283	7099	5993	5632	6555	5328	5898	5296	6139	8954	4658
Przymorze	Q śr [m^3/s]	87,1	79,8	89,3	98,9	99,1	86,7	70,7	68,5	75,7	78,7	91,7	84,4	74,8	132,6	110,0	81,0	101,3	109,1	101,6	94,2	93,2	57,0
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	549	531	451	688	595	455	381	462	465	377	422	419	408	627	529	411	414	373	387	432	364	347
	Ład. P norm. [t P/rok]	553	557	448	651	563	459	421	520	500	397	415	428	440	519	478	428	389	341	364	420	355	423
RAZEM	Q śr [m^3/s]	1952,8	1884,3	2045,6	2236,9	2431,9	2346,6	2103,0	2182,4	2279,1	1472,2	1527,4	1617,8	1647,6	1804,8	1556,5	1739,6	2877,6	2136,7	1542,3	1883,6	1608,2	1192,9
	Ład. P rzecz. [t P/rok]	13170	14146	13294	16795	16697	14684	12493	13561	12914	8409	9689	8850	10164	9846	8092	10235	14809	10924	7139	11108	11219	5281
	Ład. P norm. [t P/rok]	12140	13866	11525	12951	12143	11188	11110	11180	10089	11326	12558	10569	11702	10504	10190	11166	8886	9339	9038	10904	13534	8971

Struktura ładunku biogenów

Przypisanie poszczególnym typom źródeł ładunków biogenów trafiających do śródlądowych wód powierzchniowych, a następnie do morza, jest z punktu widzenia planowania działań ochronnych jednym z najistotniejszych elementów analizy presji, a jednocześnie jest to element obarczony wysokim stopniem niepewności. Wynika to po pierwsze z niepewności szacowania wielkości ładunków u źródeł, po drugie z bardzo niekiedy złożonych procesów transportu zanieczyszczeń, w wyniku których jedynie część z nich dociera do wód, po trzecie z bardzo ograniczonych możliwości monitoringu transportu biogenów na styku ląd-woda, po czwarte z jeszcze bardziej ograniczonych możliwości bezpośredniego monitoringu procesów retencji biogenów w wodach. Okoliczności te sprawiają, że niezależnie od przyjętej metody, alokacja ładunków zawsze do pewnego stopnia opiera się na pewnych założeniach, które są arbitralne nawet jeśli odzwierciedlają wiedzę ekspercką.

Metoda alokacji ładunków przyjęta w niniejszym opracowaniu obejmowała w ogólnym zarysie następujące kroki:

1) przyjęcie podziału zlewiska Bałtyku na zlewnie obliczeniowe;
2) opracowanie dynamicznego modelu hydrologicznego i skalibrowanie go z uwzględnieniem danych pomiarowych o przepływach z 2015 r.;
3) zbilansowanie antropogenicznych ładunków biogenów u źródeł;
4) wybór punktów pomiarowo-kontrolnych PMŚ usytuowanych tak, by mogły stanowić podstawę do bilansowania ładunków zanieczyszczeń w przekrojach końcowych zlewni obliczeniowych;
5) analiza regresji przepływ – ładunek i oszacowanie ładunków biogenów w przekrojach końcowych zlewni obliczeniowych;
6) przeprowadzenie dla grupy wybranych zlewni obliczeniowych analizy regresji wielorakiej w celu zbadania zależności między ładunkami w rzekach a ładunkami generowanymi przez poszczególne źródła;
7) przyjęcie, na podstawie wyników regresji wielorakiej, współczynników alokacji ładunków do poszczególnych źródeł;
8) budowa modelu transportu biogenów od źródeł do wód oraz wodami do morza;
9) kalibracja modelu transportu biogenów;
10) ostateczna alokacja ładunków na podstawie skalibrowanego modelu transportu biogenów.

W modelu uwzględniono:

1) dorzecze Wisły wraz z częściami położonymi poza granicami kraju;
2) dorzecze Odry wraz z częściami położonymi poza granicami kraju i wraz z Iną;
3) zlewnie głównych rzek pomorskich uchodzących bezpośrednio do Bałtyku (Rega, Parsęta, Grabowa, Wieprza, Słupia, Łupawa, Łeba, Reda, Pasłęka);
4) zlewnie Łyny, Gubra i Węgorapy po stronie polskiej w dorzeczu Pregoły.

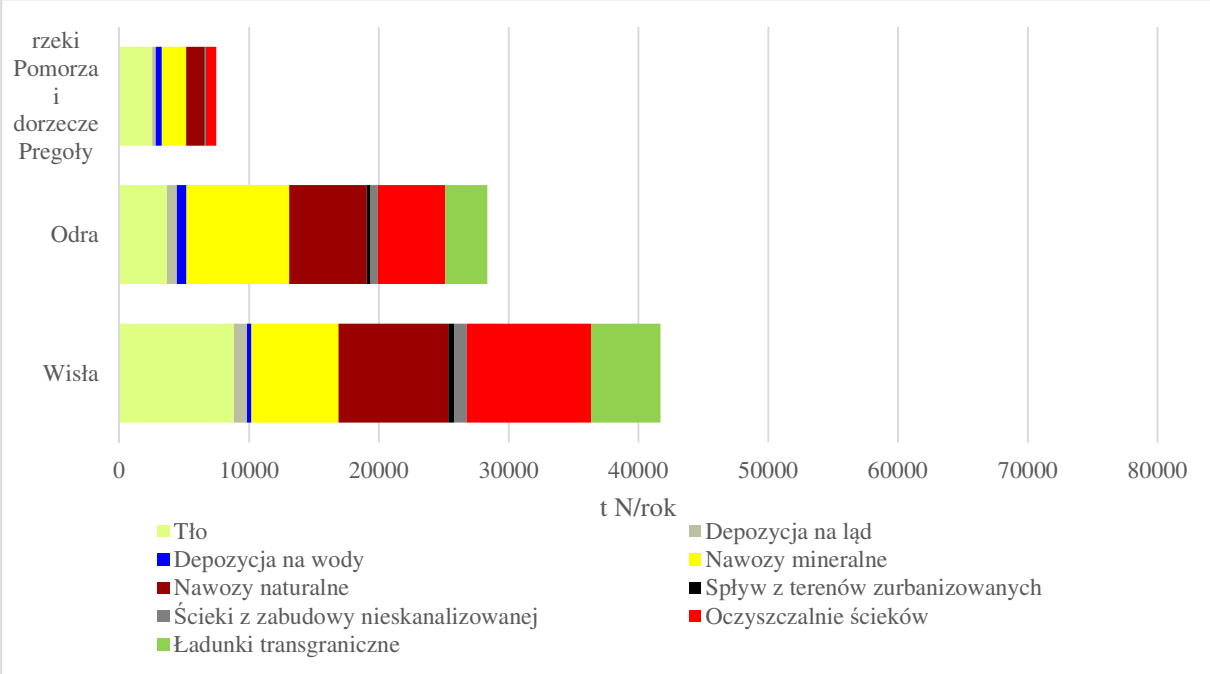
Azot

Strukturę ładunków azotu, jakie w 2015 r. dotarły do Bałtyku, szczegółowo przedstawia Tabela 4.1.12. Ogółem ze zlewni monitorowanych do Bałtyku lub (w przypadku zlewni Pregoły) do granic Polski dotarło około 77,5 tys. ton azotu, z czego 19% przypisano tłu , 42% rolnictwu (łącznie nawozy mineralne i naturalne), 20% oczyszczalniom ścieków, 11% ładunkom transgranicznym a 8% pozostałym źródłom łącznie. Z ogólnego ładunku Wisła wniosła 54%, Odra 36%, rzeki Przymorza i dorzecza Pregoły 10%. Udział rolnictwa wyniósł 36% w ładunku z Wisły, 48% w ładunku z Odry i 44% w ładunku z rzek Przymorza i dorzecza Pregoły. Udział oczyszczalni ścieków wyniósł odpowiednio 23%, 18% i 11%.

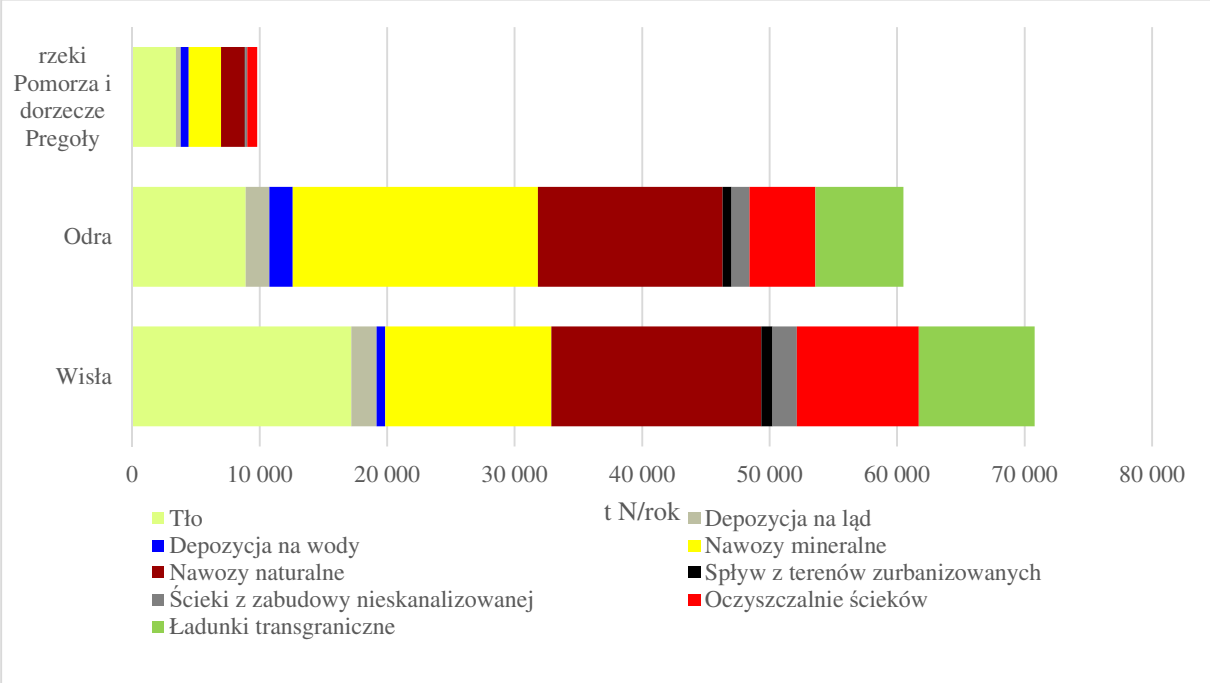
Rys. 4.1.23 i Rys. 4.1.24 przedstawiają odpowiednio strukturę ładunków rzeczywistych i ładunków znormalizowanych. Strukturę ładunków znormalizowanych docierających do morza oszacowano na podstawie stosunku między ładunkami znormalizowanymi a zmierzonymi przy założeniu, że ładunki z oczyszczalni ścieków przy przeliczeniu na warunki znormalizowane nie zmieniają się, a ładunki transgraniczne zmieniają się wprost proporcjonalnie do podstawie stosunku między ładunkami znormalizowanymi, a zmierzonymi. W rezultacie udział tła, rolnictwa i oczyszczalni ścieków dla warunków znormalizowanych oszacowano dla Polski odpowiednio na 21%, 48% i 11%, dla Wisły na 24%, 42% i 14%, dla Odry na 15%, 56% i 9%, a dla rzek Przymorza i dorzecza Pregoły na 35%, 44% i 8%.

Tabela 4.1.12. Struktura ładunku azotu odprowadzonego do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski.

Źródła azotu	Wisła			Odra			Przymorze+Pregoła			Ogółem bez zlewni niemonitorowanych		
	t N/r	%	mg N/l	t N/r	%	mg N/l	t N/r	%	mg N/l	t N/r	%	mg N/l
Ogółem	41 704	100,0	1,74	28 351	100,0	2,80	7 463	100,0	2,28	77 519	100,0	2,05
Tło	8 833	21,2	0,37	3 668	12,9	0,36	2 545	34,1	0,78	15 046	19,4	0,40
Depozycja na ląd	1 016	2,4	0,04	765	2,7	0,08	276	3,7	0,08	2 057	2,7	0,05
Depozycja na wody	341	0,8	0,01	755	2,7	0,07	460	6,2	0,14	1 556	2,0	0,04
Nawozy mineralne	6 693	16,0	0,28	7 915	27,9	0,78	1 879	25,2	0,57	16 488	21,3	0,44
Nawozy naturalne	8 470	20,3	0,35	5 961	21,0	0,59	1 368	18,3	0,42	15 799	20,4	0,42
Spływ z terenów zurbanizowanych	446	1,1	0,02	289	1,0	0,03	54	0,7	0,02	789	1,0	0,02
Ścieki z zabudowy nieskanalizowanej	974	2,3	0,04	580	2,0	0,06	96	1,3	0,03	1 649	2,1	0,04
Oczyszczalnie ścieków	9 571	22,9	0,40	5 176	18,3	0,51	785	10,5	0,24	15 532	20,0	0,41
Ładunki transgraniczne	5 361	12,9	0,22	3 242	11,4	0,32	0	0,0	0,00	8 603	11,1	0,23



Rys. 4.1.23. Struktura rzeczywistych ładunków azotu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski.



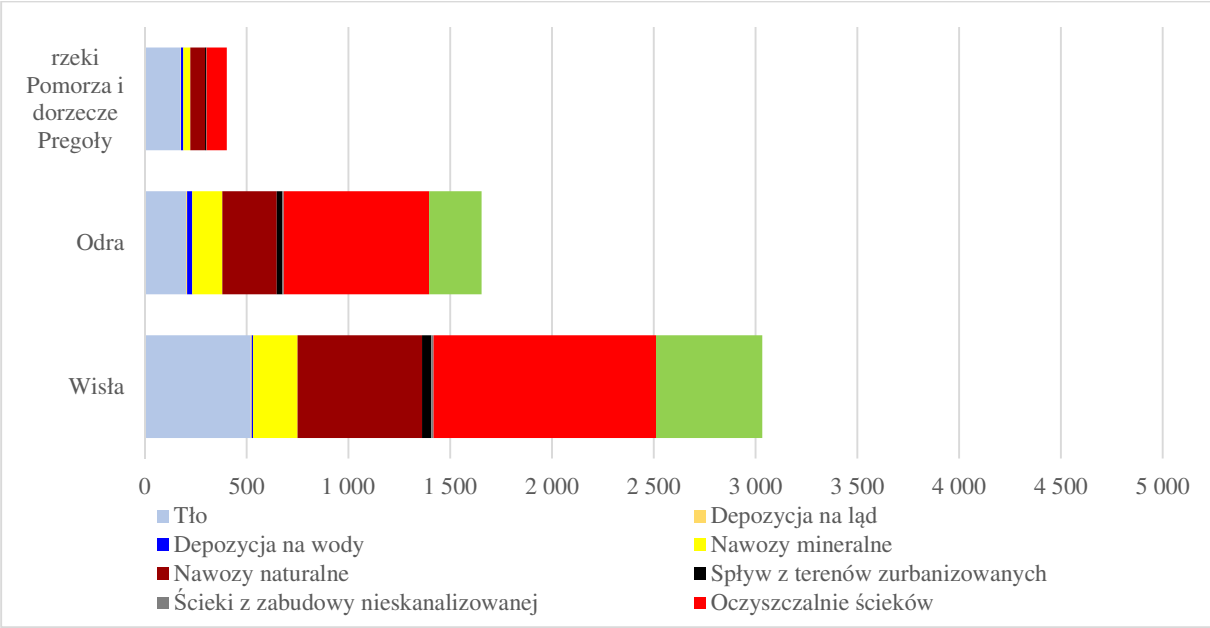
Rys. 4.1.24. Struktura znormalizowanych ładunków azotu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski.

Fosfor

Strukturę ładunków fosforu, jakie w 2015 r. dotarły do Bałtyku, szczegółowo przedstawia Tabela 4.1.13. Ogółem ze zlewni monitorowanych do Bałtyku lub (w przypadku zlewni Pregoły) do granic Polski dotarło około 5090 ton fosforu, z czego 18% przypisano tłu, 27% rolnictwu (łącznie nawozy mineralne i naturalne), 37% oczyszczalniom ścieków, 15% ładunkom

transgranicznym a 3% pozostałym źródłom łącznie. Z ogólnego ładunku Wisła wniosła 60%, Odra 32% a rzeki Przymorza i dorzecza Pregoły 8%. Udział rolnictwa wyniósł 27% w ładunku z Wisły, 25% w ładunku z Odry i 27% w ładunku z rzek Przymorza i dorzecza Pregoły. Udział oczyszczalni ścieków wyniósł odpowiednio 36%, 43% i 37%.

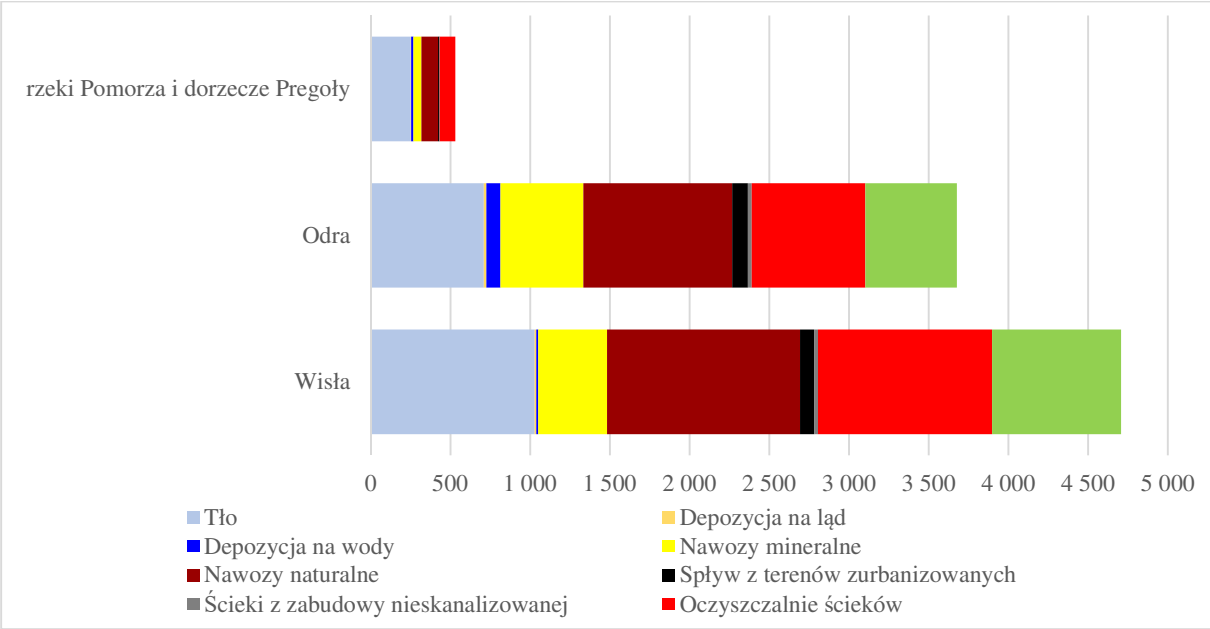
Rys. 4.1.25 i Rys. 4.1.26 przedstawiają odpowiednio strukturę ładunków rzeczywistych i ładunków znormalizowanych. Strukturę ładunków znormalizowanych docierających do morza oszacowano na podstawie stosunku między ładunkami znormalizowanymi a zmierzonymi przy założeniu, że ładunki z oczyszczalni ścieków prezy przeliczeniu na warunki znormalizowane nie zmieniają się, a ładunki transgranicznie zmieniają się wprost proporcjonalnie do stosunku między ładunkami znormalizowanymi a zmierzonymi. W rezultacie udział tła, rolnictwa i oczyszczalni ścieków dla warunków znormalizowanych oszacowano dla Polski odpowiednio na 22%, 37% i 21%, dla Wisły na 22%, 35% i 23%, dla Odry na 19%, 40% i 19%, a dla rzek Przymorza i dorzecza Pregoły na 47%, 20% i 19%.



Rys. 4.1.25. Struktura rzeczywistych ładunków fosforu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski.

Tabela 4.1.13. Struktura rzeczywistych ładunków fosforu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski.

Źródła fosforu	Wisła			Odra			Rzeki Przymorza+dorzecze Pregoły			Ogółem bez zlewni niemonitorowanych		
	t P/r	%	mg P/l	t P/r	%	mg P/l	t P/r	%	mg P/l	t P/r	%	mg P/l
Ogółem	3 032	100,0	0,1269	1 655	100,0	0,1634	403	100,0	0,1230	5 090	100,0	0,1345
Tło	520	17,2	0,0218	203	12,3	0,0200	177	44,0	0,0541	900	17,7	0,0238
Depozycja na ląd	6	0,2	0,0002	5	0,3	0,0005	2	0,4	0,0005	12	0,2	0,0003
Depozycja na wody	5	0,2	0,0002	25	1,5	0,0025	10	2,6	0,0032	41	0,8	0,0011
Nawozy mineralne	218	7,2	0,0091	148	9,0	0,0146	34	8,5	0,0105	401	7,9	0,0106
Nawozy naturalne	613	20,2	0,0256	267	16,1	0,0264	74	18,3	0,0225	954	18,7	0,0252
Spływ z terenów zurbanizowanych	45	1,5	0,0019	28	1,7	0,0028	6	1,5	0,0019	79	1,5	0,0021
Ścieki z zabudowy nieskanalizowanej	12	0,4	0,0005	7	0,4	0,0007	1	0,3	0,0004	20	0,4	0,0005
Oczyszczalnie ścieków	1 093	36,0	0,0457	714	43,1	0,0705	98	24,4	0,0301	1 905	37,4	0,0503
Ładunki transgraniczne	521	17,2	0,0218	258	15,6	0,0255	0	0,0	0,0000	779	15,3	0,0206



Rys. 4.1.26. Struktura znormalizowanych ładunków fosforu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski.

Wprowadzanie radionuklidów

W przypadku Bałtyku zdecydowanie najważniejszymi radionuklidami o pochodzeniu antropogenicznym są cez (137Cs) oraz stront (90Sr) [HELCOM, 2013].

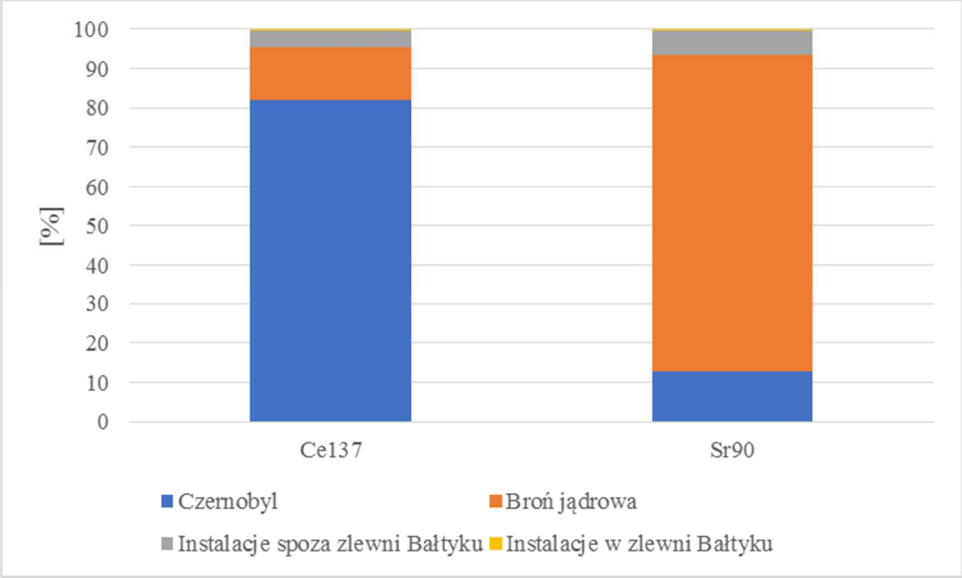
Największy dopływ sztucznych radionuklidów do Morza Bałtyckiego nastąpił na skutek katastrofy elektrowni jądrowej w Czarnobylu w 1986 r. Najważniejszymi radionuklidami, które przedostały się do wód morskich były izotopy cezu: 137Cs i 134Cs. Całkowity ładunek 137Cs z Czarnobyla do Bałtyku szacuje się na 4700 TBq. Izotop 134Cs nie jest już wykrywalny w osadach ze względu na krótki okres półtrwania (około 2 lata) [HELCOM, 2013]. Radionuklidy z Czarnobyla docierały do Bałtyku z depozycją atmosferyczną jak i rzekami. Czarnobyl odpowiada za 82% 137Cs i 13% 90Sr wprowadzonego do Bałtyku do 2010 r. (Rys. 4.1.27).

Drugim źródłem tych pierwiastków w środowisku są próby z bronią jądrową, których liczba wynosiła przeciętnie około 80 rocznie w latach 60 XX wieku i około 50 rocznie w latach 80 XX wieku. Wybuchy broni jądrowej są źródłem 13% 137Cs i 81% 90Sr wprowadzonego do Bałtyku do 2010 r.

Znacznie mniej istotnym źródłem promieniowania w Bałtyku są instalacje jądrowe położone poza jego zlewnią. Są to zakłady przeróbki zużytego paliwa jądrowego w Wielkiej Brytanii i Francji, zrzucające wody technologiczne do morza. Około 1% promieniowania zawartego w tych wodach trafia z wlewami do Bałtyku [HELCOM, 2009]. Ponadto w zlewni Bałtyku funkcjonuje kilka elektrowni jądrowych, odprowadzających do morza pewne ilości trytu, ale bardzo niewielkie ilości cięższych pierwiastków promieniotwórczych [HELCOM, 2013, HELCOM, 2009]. W sumie instalacje w zlewni Morza Bałtyckiego odpowiadają za 0,01% całkowitej ilości cezu oraz 0,04% strontu uwolnionego do Bałtyku do 2010 r. [HELCOM, 2013].

Kolejnym źródłem radionuklidów było zatapianie w morzu odpadów promieniotwórczych. Według [EEA 1999] dwie takie operacje przeprowadziła Szwecja na przełomie lat 50 i 60 XX wieku, a według [HELCOM, 2016] w tym samym czasie kilkakrotnie zatapiał odpady także ZSRR. Według [HELCOM, 2009] zatopione ilości były niewielkie, a obecne emisje promieniowania z tych źródeł są pomijane z punktu widzenia ochrony zdrowia ludzi. Poza wymienionymi już

pierwiastkami do Bałtyku z instalacji jądrowych trafiają także kobalt (60Co), antymon (125Sb), srebro (110Ag), cynk (65Zn) i inne pierwiastki.



Rys. 4.1.27. Struktura antropogenicznych źródeł izotopów 137Cs i 90Sr wyemitowanych do Bałtyku do 2010 r.

Wprowadzanie odpadów

Odpady stałe trafiają do morza różnymi drogami. Są one wnoszone rzekami, porywane przez wiatr z wysypisk i niezabezpieczonych kontenerów, porzucane przez turystów na plażach i wyrzucane ze statków. Skład odpadów trafiających do morza jest bardzo zróżnicowany, jednak największy udział i potencjalnie największe znaczenie dla ekosystemów mają tworzywa sztuczne. Odpady tej kategorii, stanowiące poważną część strumienia odpadów generowanych na lądzie, są łatwo unoszone z wiatrem i wodą i praktycznie nie ulegają degradacji, co sprawia, że ich udział w strukturze odpadów odnajdowanych w morzu lub na plażach jest jeszcze wyższy niż na lądzie. Tworzywa sztuczne, choć nie rozkładają się, to z czasem ulegają fragmentacji na coraz mniejsze drobiny. Mikroplastiki, to fragmenty tworzyw sztuczych o wielkości mniejszej niż 5 mm. Rozróżniane są wtórne mikroplastiki będące efektem fotodegradacji dużych fragmentów tworzyw sztucznych oraz pierwotne, wprowadzane do środowiska ze ściekami odprowadzanymi z kanalizacji, a pochodzące ze środków czystości i kosmetyków zawierających mikrogranulki z tworzyw sztucznych zwiększających skuteczność tych produktów. Tego typu odpady trafiają do morza z wodami rzecznymi w ilości 13-39 ton rocznie w obrębie całego Bałtyku [Broeg K. 2015].

Do ważnych lądowych kategorii makroodpadów plastikowych należą różnego typu opakowania detaliczne, w tym torebki plastikowe, zużyte sprzęty gospodarstwa domowego, folie, worki, itp.. Dodatkowo są to odpady z rolnictwa oraz odpady z budownictwa. Poważnym źródłem makroodpadów jest rybołówstwo i wędkarstwo (zgubione i zniszczone sieci, żyłki itp.). Mikroplastiki pochodzą także z produktów przemysłu kosmetycznego i chemii gospodarczej, produktów tekstylnych, ścierających się bieżników opon oraz zakładów przemysłu tworzyw sztucznych, wykorzystujących granulki jako surowiec.

Negatywne oddziaływania odpadów na elementy ekosystemów morskich polegają między innymi na uśmiercaniu i okaleczaniu zwierząt, które zaplątały się w porzucone sieci czy opakowania plastikowe, bądź połknęły fragmenty tworzyw sztucznych. Obecność mikroplastików stwierdzono w wielu gatunkach ryb, skorupiaków, małży i innych zwierząt morskich. Zasięg i charakter negatywnych oddziaływań z tym związanych jest w dużej mierze nierozpoznany. Wiadomo jednak, że mikroplastiki mogą przenikać do tkanek i komórek

niektórych bezkręgowców (małże, wieloszczety), a tym samym potencjalnie dostawać się na wyższe poziomy troficzne. Wiadomo też, że w badaniach nad bezkręgowcami notowano przypadki uszkadzania komórek i tkanek przez mikroplastiki, a także zgromadzono dane wskazujące na to, że oddziaływania na tkanki mają nie tylko charakter mechaniczny, ale mogą także wiązać się z toksycznym działaniem różnych, zawartych w plastikach dodatków [IAEA, 1999, GESAMP, 2015], jak również hydrofobową powierzchnią plastiku, który przyciąga do swojej powierzchni zanieczyszczenia i tą drogą wnika do organizmów wodnych (np. PVC, [Rowland S.J., Galloway T.S., Thompson R.C., 2007]. Badania prowadzone na fulmarach u wybrzeży Morza Północnego przez van Franeker'a i in. [Franeker J.A. Van i in., 2011] wykazały, że z przebadanych ptaków 95% miało plastik w żołądku (średnio 35 kawałków o średniej wadze 0,31 g). Plastik został również znaleziony w układzie pokarmowym różnych gatunków ryb z Morza Północnego, przy czym w przypadku dorsza plastik znaleziono aż u 13% wszystich badanych ryb [Foekema E. M., i in. 2013]. Plastik został także znaleziony u 19,8% ryb badanych u wybrzeży Portugalii [Neves D., Sobral P., Lia J., Pereira T., 2015] i36,5 % ryb badanych w Kanale La Manche [Lusher A. L., Mchugh M., Thompson R. C., 2013].

Wprowadzanie materii organicznej

Materia organiczna, której często wykorzystywanymi w monitoringu wskaźnikami są BZT5, ChZT i OWO, trafia do mórz przede wszystkim z wodami rzecznymi. Dodatkowymi źródłami mogą być bezpośrednie zrzuty surowych lub oczyszczonych ścieków z nadmorskich oczyszczalni, zrzuty surowych ścieków ze statków pasażerskich, a także pasze i odchody z morskich hodowli ryb. Źródła materii organicznej w rzekach są bardzo różnorodne. Znaczna część materii organicznej to fitoplankton korzystający z zawartych w wodach rzecznych biogenów i dwutlenku węgla. Wody rzeczne, zwłaszcza z terenów leśnych i bagiennych, mogą nieść znaczne ilości trudno rozkładalnych substancji humusowych, które choć wpływają na ogólną ilość materii organicznej, to w stosunkowo niewielkim stopniu przyczyniają się do negatywnych oddziaływań właśnie dlatego, że są trudno rozkładalne i tym samym nie powodują znacznego zużycia tlenu. Materia organiczna wnoszona ze ściekami surowymi jest potencjalnie najgroźniejsza ze względu na wysokie stężenia, a tym samym generowanie znacznego lokalnego zapotrzebowania na tlen. Niebezpieczne mogą być także emisje z intensywnej sadzowej hodowli ryb na morzu. Materia organiczna może trafiać do wód także w wyniku zmywania z pól nawozów naturalnych (obornik, gnojowica) lub wypasu zwierząt w bezpośrednim sąsiedztwie cieków. Mechanizm bezpośredniego negatywnego oddziaływania materii organicznej polega na uszczuplaniu zasobów zawartego w wodzie tlenu, zużywanego na rozkład materii. Ponadto, materia organiczna wnosi do wód pewną część ładunku biogenów. Negatywne oddziaływanie materii organicznej, jeżeli jest to materia ulegająca sedymentacji, może polegać także na tworzeniu na dnie odbiornika warstwy osadów, które, jeżeli naturalne podłoże ma charakter piaszczysty lub kamienisty, radykalnie zmieniają warunki siedliskowe, co prowadzi za sobą zmianę charakteru biocenoz. Należy jednak pamiętać, że sedymentacja zawiesin, często o dużej zawartości materii organicznej, jest naturalnym procesem w ujściach rzek, prowadzącym do powstawania tak zwanych stożków ujściowych, w których najbliżej lądu odkładają się frakcje najgrubsze, a w miarę oddalania się od lądu i wytracania przez wodę prędkości – frakcje coraz drobniejsze i zawierające więcej materii organicznej. Do połowy XIX wieku jedna trzecia wód Wisły trafiała do Zalewu Wiślanego, przyczyniając się do jego wypłycenia i użyźnienia. Od tego czasu analogiczne procesy zachodziły i zachodzą przy ujściach stworzonych przez człowieka [Łomniewski K., 1960].

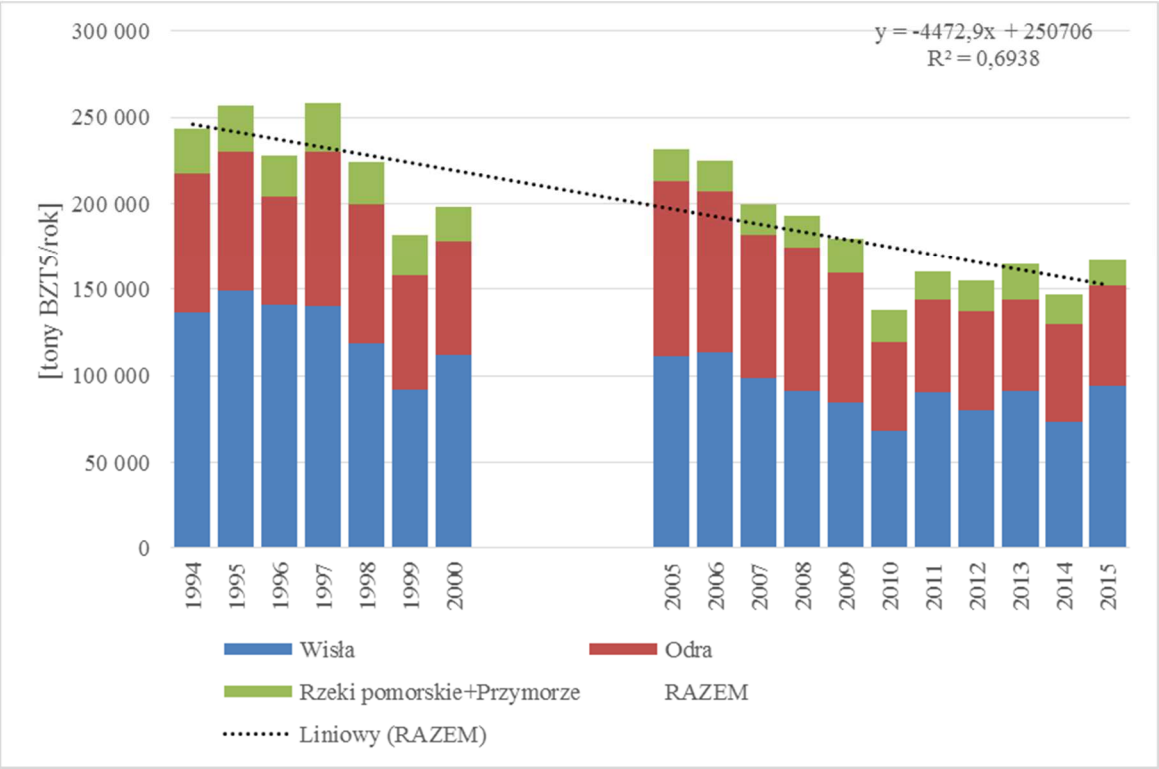
Prowadzone w latach 80. XX wieku badania wykazały, że w tym okresie w składzie materii organicznej wprowadzanej Wisłą do Bałtyku udział materii labilnej, tj. podatnej na biodegradację, wynosił od 20% do 40% w zależności od sezonu i miejsca poboru próbek. Zimą udział frakcji labilnej wzrastał z powodu spowolnienia bakteryjnych procesów rozkład, a latem był najniższy [Pempkowiak J., 1985]. Udział substancji humusowych, a więc pochodzących przede wszystkim z rozkładu obumarłych roślin, wynosił około 44% całości materii organicznej. Substancje te są generalnie trudno rozkładalne, w związku z czym nie przyczyniają się do odtlenienia wody. Część z nich opada na dno, ale znaczna część (w tym substancje rozpuszczone) utrzymuje się w toni.

Można w dużym uproszczeniu przyjąć, że potencjalnie niebezpieczne dla ekosystemów antropogeniczne źródła materii organicznej, jak ścieki, są związane przede wszystkim z labilną częścią puli materii organicznej niesionej przez rzeki. Również biogeny przedostające się do wód ze źródeł antropogenicznych, stymulując produkcję fitoplanktonu, przyczyniają się przede wszystkim do wzrostu ilości łatwo rozkładalnej materii organicznej. Jedynym łatwym do kwantyfikacji bezpośrednim antropogenicznym źródłem łatwo rozkładalnej materii organicznej są zrzuty ścieków z oczyszczalni. Na podstawie danych z [KZGW 2016] łączny ładunek BZT5 odprowadzony z oczyszczalni obsługujących aglomeracje w 2015 r. oszacowano na 10,0 tys. ton O_2. Do tego należy dodać około 2,2 tys. ton O_2 pochodzących z oczyszczalni ścieków komunalnych nieobsługujących aglomeracji – na podstawie danych uzyskanych z Urzędów Marszałkowskich. Największymi źródłami BZT5 z oczyszczalni są tereny najgęściej zaludnione, w zlewni Wisły: Górny Śląsk, Krajków, Warszawa, Bydgoszcz, Toruń, Kwidzyn (zakłady celulozowe) i Trójmiasto, a w zlewni Odry: Górny Śląsk, Wrocław, Łódź, Poznań i Szczecin. Należy przy tym pamiętać, że materia organiczna ze zrzutów oddalonych od morza w znacznej części ulega rozkładowi, uwalniając biogeny wykorzystywane następnie w kolejnych obrotach cyklu krążenia materii. Na podstawie tych samych źródeł łączny ładunek BZT zrzucany z oczyszczalni ścieków komunalnych w 2006 r. oszacowano na 28,4 tys. ton O_2.

Innym poważnym antropogenicznym źródłem materii organicznej trafiającej do wód są nawozy naturalne, cechujące się generalnie jeszcze wyższym niż ścieki udziałem frakcji labilnej materii organicznej. Wielkość i rozkład przestrzenny ładunku BZT5 generowanego przez hodowlę zwierząt w 2015 r. oszacowano w sposób analogiczny, jak ładunki azotu i fosforu, zgodnie z założeniami dotyczących ładunków jednostkowych, opisanymi w opracowaniu MidWest Plan Service, 2004, Manure Characteristics, WWPS, Iowa State.

Monitoring ujściowych odcinków rzek, prowadzony na potrzeby HELCOM, wykazuje, że w latach 1994-2015 nastąpił wyraźny spadek ogólnej ilości materii organicznej wprowadzanej do Bałtyku z rzekami Polski. Znormalizowany względem przepływu łączny ładunek BZT5 zmniejszył się z 244 tys. ton do 167 tys. ton, przy czym trend spadkowy był wyraźny do 2010 r., a od tego czasu ilości wnoszonego BZT5 ustabilizowały się (Rys. 4.1.28). W omawianym okresie nie zmieniły się znacząco proporcje między ładunkami wnoszonymi głównymi rzekami (Tabela 4.1.14.) – na początku i na końcu okresu Wisła i Odra wnosiły odpowiednio około 56% i około 34% łącznego ładunku. Ze względu na wzrosty odnotowane na Odrze w połowie okresu trend spadkowy na tej rzece był najsłabszy (r^2= 0,23), natomiast na Wiśle i rzekach pomorskich – bardzo wyraźny (r^2 = 0,73, r^2=0,77).

Spadek bezwzględny ładunku BZT5 wnoszonego do morza wyniósł 77 tys. ton, natomiast spadek względny około 32%, w porównaniu ze spadkiem ładunku BZT5 z oczyszczalni wynoszącym w wartościach bezwzględnych około 16 tys. ton, a w ujęciu względnym – 57%. Należy oczywiście pamiętać o przemianach materii na drodze od źródeł ładunku do wód, a następnie w samych wodach. Niemniej jednak opisane proporcje sugerują, że redukcja ładunków BZT5 z oczyszczalni nie wystarcza do wytłumaczenia spadku ładunku trafiającego do morza.



Rys. 4.1.28. Zmiany ładunku BZT5 wprowadzanego do Bałtyku rzekami uchodzącymi do POM (źródło danych PMŚ).

Tabela 4.1.14. Struktura ładunku BZT5 wprowadzanego rzekami do Bałtyku w 1994 r. (źródło danych PMŚ).

Obszar	1994	2015
	[%]	
Wisła	56,1	56,5
Odra	33,1	34,5
Rzeki pomorskie	6,5	5,5
Przymorze	4,3	3,5

Poza ładunkami pochodzącymi z rzek, do Bałtyku trafia materia organiczna z oczyszczalni odprowadzających ścieki bezpośrednio do morza. Ładunek BZT5 z tego źródła w 2015 r. oszacowano na 166 ton, co jest ilością marginalną w porównaniu z ilościami wnoszonymi z rzekami. Na polskich wodach morskich nie ma farm hodowlanych, które mogłyby być kolejnym antropogenicznym źródłem materii organicznej.

Wprowadzanie i przemieszczanie się gatunków obcych

Wprowadzanie i przemieszczanie się obcych gatunków uznawane są obecnie za jedno z największych zagrożeń zarówno dla ekosystemu Bałtyku, ale również dla ekosystemu światowego. Ogromna skala problemu wynika między innymi z tego, że jest to najmniej przewidywalny i zarazem bardzo dynamiczny proces związany z oddziaływaniem człowieka. Ponadto „inwazje biologiczne" pozostają jednym z najmniej zbadanych i najsłabiej rozpoznawanych zagrożeń dla różnorodności biologicznej.

W 2015 r. weszło w życie rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Dz. Urz. UE L 317 z 04.11.2014, str. 35, z późn. zm.), zwane dalej „rozporządzeniem IAS", które powinno być stosowane bezpośrednio w państwach członkowskich UE. Dokument ten reguluje zagadnienia związane z zapobieganiem rozprzestrzeniania i wprowadzania gatunków obcych, wykrywania ich pojawiania się i kontrolą wielkości populacji, w przypadku gdy gatunek jest już rozprzestrzeniony. W dniu 14 lipca 2016 r. opublikowano rozporządzenie wykonawcze Komisji (UE) 2016/1141 z dnia 13 lipca 2016 r. przyjmujące wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 (Dz. Urz. UE L 189 z 14.07.2016, str. 4, z późn. zm.). Wykaz ten został rozszerzony o kolejne 12 gatunków rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) 2017/1263 z dnia 12 lipca 2017 r. aktualizującym wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii ustanowiony w rozporządzeniu wykonawczym Komisji (UE) 2016/1141 na podstawie rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 (Dz. Urz. UE L 182 z 13.07.2017, str. 37). Obecnie w wykazie tym znajdują się dwa gatunki inwazyjne żyjące w Bałtyku: rak pręgowaty (Orconectes limosus) oraz krab wełnistoszczypcy (Eriocheir sinensis).

Problem związany z gatunkami obcymi polega na tym, że gdy organizm wodny został wprowadzony i osiedlił się w nowym środowisku, bardzo trudno go wyeliminować. Konsekwencją jest zakwalifikowanie obszaru jako obszar o statusie „złym", w zależności od obecności gatunków inwazyjnych, co oznacza, że obszar prawdopodobnie pozostanie w złym stanie bez możliwości poprawy.

Biorąc powyższe pod uwagę, celem jest zawsze zminimalizowanie wprowadzania przez człowieka gatunków innych niż rdzenne, a opis GES dla gatunków innych niż rdzenne powinien brzmieć „brak nowych gatunków", jak zdefiniowano w ramach celów zarządzania HELCOM. Podobnie w odniesieniu do omawianego wskaźnika opis GES powinien brzmieć: „Brak nowych gatunków nierodzimych, o znanych skutkach". Oznacza to, że oceny dokonuje się dla danego okresu, obejmując tylko te gatunki, które zostały wprowadzone w okresie, podlegającym ocenie oraz gatunki, dla których skutki wprowadzenia uległy zmianie w stosunku do poprzedniej oceny. Niektóre gatunki obce nie powodują znaczącego długookresowego wpływu, ale po zmianie warunków środowiskowych, nagle stają się inwazyjne i powodują niekorzystne oddziaływanie. W związku z tym należy dokonać aktualizacji oceny dla nowych gatunków obcych, ale także dla gatunków wcześniej osiedlonych.

Spośród 119 zarejestrowanych gatunków obcych w Morzu Bałtyckim, 79 zostało ustalonych jako osiedlone (utrzymanie ustalonej odtwarzającej się populacji), 43 z nich to gatunki mające udokumentowane oddziaływanie ekologiczne. Inne uznano za mające wpływ nieznaczny lub żaden (Zaiko 2011). Udział obcych gatunków waha się od 0% wśród ptaków i ssaków do ponad 5% wśród ryb (Tabela 4.1.15).

Tabela 4.1.15. Udział gatunków obcych w ogólnej liczbie gatunków w Morzu Bałtyckim (Olenina i in. 2010).

Wyszczególnienie	Liczba gatunków obcych	Liczba wszystkich gatunków	Stosunek
Ssaki	0	5	0
Ptaki	0	57	0

Ryby	13	239	0,054
Makrofity	17	531	0,032
Bezkręgowce	69	1898	0,036

W okresie objętym aktualizacją oceny wstępnej w POM zanotowano 5 nowych gatunków obcych (Tabela 2.2.2).

Najwięcej gatunków zasiedla Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany, a ich liczba generalnie zmniejsza się w miarę przesuwania się w kierunku otwartego morza.

Gatunki obce w ekosystemie bałtyckim mają negatywny wpływ na różnorodność biologiczną wywołując silną konkurencję w stosunku do bazy pokarmowej oraz siedliska, co często wiąże się z wypieraniem gatunków rodzimych. Z drugiej jednak strony mogą także stanowić dodatkową bazę pokarmową dla ryb (w tym gatunków przemysłowych), jak to dzieje się w przypadku gatunków fito- i zooplanktonu. Zdarza się także, że gatunki obce powodują duże straty finansowe spowodowane niszczeniem narzędzi połowowych lub zabezpieczeń brzegów morskich i nabrzeży portowych. Trudno jest jednoznacznie określić znaczenie i rolę gatunków obcych w ekosystemie bałtyckim, gdyż dostały się one do akwenu stosunkowo niedawno. Pamiętać należy, że wcześniej również zostały wprowadzone do Bałtyku gatunki obce, które obecnie uważa się za nieodłączną część ekosystemu Bałtyku (np. małgiew piaskołaz Mya arenaria).

Gatunki obce najsilniej oddziaływujące na ekosystem bałtycki lub najbardziej rozpowszechnione to m.in.:

1) Babka bycza *Neogobius melanostomus*; pierwszy okaz zanotowano w okolicy Półwyspu Helskiego w 1990 r.; silnie konkuruje z rodzimymi gatunkami ryb;
2) *Marenzelleria neglecta,* gatunek wieloszczeta; stwierdzony po raz pierwszy w latach 80. XX w., w ciągu kilku lat rozpowszechnił się na całym obszarze strefy przybrzeżnej polskiego Bałtyku oraz w zalewach; w rejonach przyujściowych Odry i Wisły oraz w Zalewie Wiślanym należy do gatunków dominujących, stanowiąc od kilku do kilkudziesięciu procent całkowitej biomasy makrozoobentosu, jednakże nie stwierdzono istotnego, negatywnego wpływu na inne bezkręgowce denne;
3) *Gammarus tigrinus,* gatunek kiełża; gatunek niemal całkowicie wyparł rodzime gatunki kiełży z wód Zalewu Wiślanego oraz Zatoki Gdańskiej (Surowiec i Dobrzycka 2008);
4) *Wioślarka kaspijska Cercopagi pengoi*; zaobserwowano niekorzystny wpływ masowych pojawów wioślarki kaspijskiej na liczebność rodzimych gatunków wioślarek; w związku z dużą presją drapieżniczką na zooplankton może być istotnym konkurentem pokarmowym dla narybku oraz może przyczyniać się do wzrostu eutrofizacji; notowano także niekorzystny wpływ masowych pojawów na rybołówstwo; drugiej strony wioślarka ta jest ważnym elementem pokarmu niektórych gatunków ryb (http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce);
5) *Prorocentrum minimum,* gatunek bruzdnicy; becny w Bałtyku od lat 80. XX w., w ostatnich latach dominujący w strukturze fitoplanktonu w wodach przybrzeżnych [Olenina I. i in. 2010];
6) Racicznica zmienna *Dreissena polymorpha*; rak jest jednoznacznych danych wskazujących na negatywny wpływ racicznicy na ekosystemy Morza Bałtyckiego;
7) Pąkla niespodziewana *Balanus improvises*; rak jest jednoznacznych danych wskazujących na negatywny wpływ tego gatunku na ekosystemy Morza Bałtyckiego.

Wpływ powyższych gatunków jest zauważalny przede wszystkim w płytkich wodach przybrzeżnych, gdzie mają znaczące odziaływanie przede wszystkim na organizmy bentosu oraz ichtiofaunę. Akwenami najbardziej dotkniętymi przez inwazje gatunków obcych to Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński i Zatoka Gdańska.

Matrycę zidentyfikowanych oddziaływań przedstawia Tabela 4.1.16.

Uwzględniając przedstawione we wcześniejszych punktach informacje oceniono, że **skala presji związanych z wprowadzaniem obcych gatunków waha się w polskim Bałtyku od silnej w akwenach polskie wody Zalewu Wiślanego, polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego i polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego. Znaczącą skalę odnotowano w wodach przyprzeżnych akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego i polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Za niską, ale wyraźnie zauważalną oceniono skala presji w wodach otwartych.**

Po analizie wyników uzyskanych z zastosowaniem wskaźników wrażliwości zaproponowanych przez HELCOM zdecydowano się na skorygowanie ich tak, aby wskaźniki oddziaływań, stanowiące iloczyn wskaźników presji i wskaźników wrażliwości, lepiej odzwierciedlały dotychczasową wiedzę na temat interakcji między presją ze strony gatunków obcych a elementami ekosystemu morskiego. Stosownie do powyższego, korekty polegały przede wszystkim na:

1) podwyższeniu wskaźników wrażliwości zbiorowisk bentosowych (wielkoskalowych siedlisk infralitoralu i circalitoralu), które są najłatwiej opanowywane przez obce gatunki;
2) znacznym zmniejszeniu wskaźników wrażliwości związanych z ssakami morskimi, ptakami i tarliskami dorsza, ponieważ na te elementy ekosystemu gatunki obce, przynajmniej dotychczas, praktycznie nie oddziałują.

Wartości po korekcie wyróżniono tłustą niebieską czcionką.

Przy przyjętych wartościach presji i wskaźników wrażliwości, metoda identyfikuje jako poddane znaczącym oddziaływaniom siedliska bentosowe akwenów Zalewu Wiślanego, Zalewu Szczecińskiego i Basenu Gdańskiego oraz te same akweny jako laguny, estuaria i płytkie zatoki.

Tabela 4.1.16. Zestawienie oddziaływań związanych z wprowadzaniem i rozprzestrzenianiem się obcych gatunków.

Lp.	Rodzaj wód	Wskaźniki wrażliwości		Wody otwarte			Wody przybrzeżne			Wody przejściowe		Średnia z oddziaływań
	Nazwa akwenu	według HELCOM	Skorygowane	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	polska część Zalewu Szczecińskiego	polska część Zalewu Wiślanego	
	Poziom presji			**2,0**	**2,0**	**2,0**	**3,0**	**3,0**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	
1.	Produktywne wody powierzchniowe	1	1	2,0	2,0	2,0	3,0	3,0	4,0	4,0	4,0	3,0
2.	Natlenione wody głębokie	0,7	0,7	1,4	1,4	1,4	-	-	2,8	-	-	1,8
3.	Twarde dno infralitoralu	1,1	**1,3**	2,6	2,6	2,6	3,9	3,9	-	-	-	3,1
4.	Piasek infralitoralu	0,9	**1,3**	2,6	2,6	2,6	3,9	3,9	5,2	5,2	5,2	3,9

Lp.	Rodzaj wód	Wskaźniki wrażliwości		Wody otwarte			Wody przybrzeżne			Wody przejściowe		Średnia z oddziaływań
	Nazwa akwenu	według HELCOM	Skorygowane	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	polska część Zalewu Szczecińskiego	polska część Zalewu Wiślanego	
	Poziom presji			**2,0**	**2,0**	**2,0**	**3,0**	**3,0**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	
5.	Muł infralitoralu	0,9	**1,3**	-	-	2,6	-	-	5,2	5,2	5,2	4,6
6.	Twarde dno circalitoralu	1,2	**1,3**	2,6	2,6	-	-	3,9	5,2	-	-	3,6
7.	Piasek circalitoralu	1	**1,3**	2,6	2,6	2,6	3,9	3,9	5,2	-	-	3,5
8.	Muł circalitoralu	0,9	**1,3**	2,6	2,6	2,6	-	-	5,2	-	-	3,3
9.	Furcellaria lumbricalis	0,8	**0,7**	1,4	1,4	1,4	2,1	2,1	2,8	-	-	1,9
10.	Zostera marina	0,7	0,7	-	-	-	-	-	2,8	-	-	2,8
11.	Charophytes	0,9	**0,7**	-	-	-	-	-	2,8	-	-	2,8
12.	Mytilus edulis	0,9	**0,7**	1,4	1,4	1,4	2,1	2,1	2,8	2,8	2,8	2,1
13.	Fucus sp.	0,8	**0,7**	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14.	Piaszczyste ławice podmorskie (1110)	0,9	0,9	1,8	-	-	-	-	-	-	-	1,8
15.	Ujścia rzek (estuaria) (1130)	1,3	1,3	-	-	-	3,9	3,9	5,2	5,2	5,2	4,7
16.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny) (1150)	1,4	**1,3**	-	-	-	-	-	-	5,2	5,2	5,2
17.	Duże płytkie zatoki (1160)	1,3	1,3	-	-	-	-	-	5,2	-	-	5,2
18.	Rafy (1170)	1,2	**1,3**	2,6	-	-	-	-	-	-	-	2,6
19.	Obfitość dorsza	0,6	0,6	1,2	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4	-	-	1,6
20.	Tarliska dorsza	0,4	**0,3**	0,6	0,6	0,6	-	-	-	-	-	0,6
21.	Obfitość śledzia	0,6	0,6	1,2	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4	2,4	2,4	1,8
22.	Obfitość szprota	0,6	0,6	1,2	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4	2,4	2,4	1,8

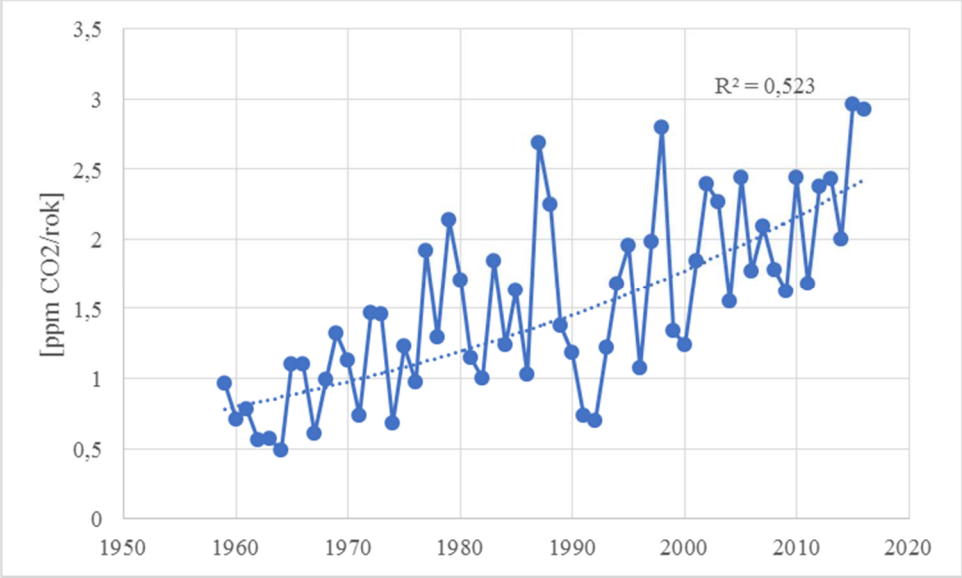
Lp.	Rodzaj wód	Wskaźniki wrażliwości		Wody otwarte			Wody przybrzeżne			Wody przejściowe		Średnia z oddziaływań
	Nazwa akwenu	według HELCOM	Skorygowane	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	polska część Zalewu Szczecińskiego	polska część Zalewu Wiślanego	
	Poziom presji			**2,0**	**2,0**	**2,0**	**3,0**	**3,0**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	
23.	Rozmieszczenie płastug trących się przy dnie	0,9	**0,8**	1,6	1,6	1,6	2,4	2,4	3,2	-	-	2,1
24.	Obfitość płastug trących się w pelagialu	0,8	0,8	1,6	1,6	1,6	2,4	2,4	3,2	-	-	2,1
25.	Obszary rozrodu okonia	1	1	-	-	-	3,0	3,0	4,0	4,0	4,0	3,6
26.	Obszary rozrodu sandacza	0,9	0,9	-	-	-	2,7	2,7	3,6	3,6	3,6	3,2
27.	Obszary rozrodu płoci	0,9	0,9	-	-	-	2,7	2,7	3,6	3,6	3,6	3,2
28.	Zimujące ptaki morskie	0,6	**0,3**	0,6	0,6	0,6	0,9	0,9	1,2	1,2	1,2	0,9
29.	Kolonie lęgowe ptaków morskich	0,8	**0,3**	-	-	-	0,9	0,9	1,2	1,2	1,2	1,1
30.	Trasy wędrówek ptaków	0,3	0,3	0,6	0,6	0,6	0,9	0,9	1,2	1,2	1,2	0,9
31.	Obfitość foki szarej	0,8	**0,3**	0,6	-	-	0,9	0,9	1,2	-	-	0,9
32.	Miejsca wylegania na brzeg (haulouts) foki szarej	0,5	**0,3**	-	-	-	0,9	0,9	1,2	-	-	1,0
33.	Obfitość foki pospolitej	0,8	**0,3**	0,6	-	0,6	0,9	-	1,2	-	-	0,8
34.	Miejsca wylegania na brzeg (haulouts) foki pospolitej	0,5	**0,3**	-	-	-	0,9	-	1,2	-	-	1,1
35.	Rozmieszczenie/zagęszczenie	1,1	**0,3**	0,6	0,6	0,6	0,9	0,9	1,2	-	-	0,8

Lp.	Rodzaj wód	Wskaźniki wrażliwości		Wody otwarte			Wody przybrzeżne			Wody przejściowe		Średnia z oddziaływań
	Nazwa akwenu	według HELCOM	Skorygowane	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	polska część Zalewu Szczecińskiego	polska część Zalewu Wiślanego	
	Poziom presji			**2,0**	**2,0**	**2,0**	**3,0**	**3,0**	**4,0**	**4,0**	**4,0**	
	populacji morświna											
	Średnia z oddziaływań			1,5	1,6	1,5	2,1	2,3	3,1	3,4	3,4	

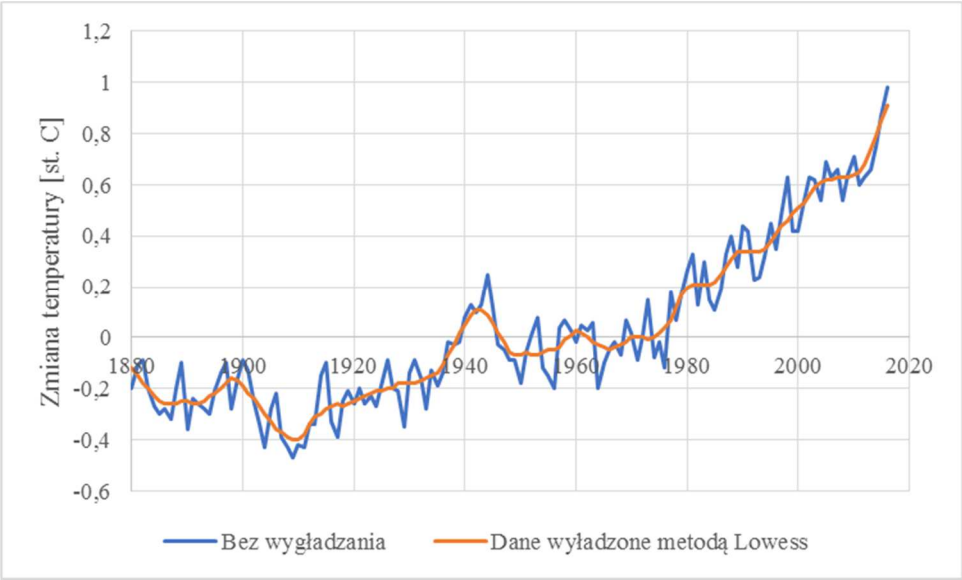
Zmiany warunków klimatycznych

Istnieją bardzo silne dowody na to, że obserwowane w ostatnich kilkudziesięciu latach globalne zmiany klimatyczne, przejawiające się między innymi ociepleniem, są zjawiskiem wywołanym przede wszystkim przez człowieka. Spalanie paliw kopalnych, będących podstawą światowej gospodarki, a także intensyfikacja rolnictwa i masowe wylesienia, doprowadziły do 20-krotnego wzrostu emisji CO_2 ze źródeł antropogenicznych, z około 500 mln ton w 1900 r. do około 10 000 mln ton w 2014 r.[EPA 2017] Stężenia CO_2 w atmosferze przed początkiem ery przemysłowej wynosiły 260 - 290 ppm, a obecnie (2017 r.) osiągnęły 404 ppm, przy czym proces ten stale przyspiesza. Obecnie roczne przyrosty stężenia CO_2 wynoszą średnio 2,5 ppm/rok, podczas gdy jeszcze w 1960 r. było to około 0,7 ppm/rok (Rys. 4.1.29) [NOAA, 2017]. Nastąpił jednocześnie znaczny wzrost szeregu innych tak zwanych gazów cieplarnianych, w tym przede wszystkim metanu i podtlenku azotu (głównie z rolnictwa).

Wywoływany przez nie efekt cieplarniany polega na tym, że gazy te absorbują część wypromieniowywanego przez powierzchnię ziemi ciepła, zmieniając tym samym bilans wymiany cieplnej między planetą a przestrzenią kosmiczną i sprawiając, że więcej ciepła zostaje zatrzymane w atmosferze. Szacuje się, że bez obecności gazów cieplarnianych, w tym CO_2 i pary wodnej, w atmosferze ziemskiej, średnia temperatura planety wynosiłaby -19°C [Le Treut i in., 2007] zamiast około 14°C. Dotychczas, antropogeniczne emisje gazów cieplarnianych spowodowały wzrost średniej globalnej temperatury o około 1°C (Rys. 4.1.30), przy czym wzrost ten nie jest rozłożony równomiernie, skupiając się w ostatnich dziesięcioleciach na wielkich masach lądowych półkuli północnej i w Arktyce, gdzie anomalie już zbliżyły się do 2°C [NASA 2017].



Rys. 4.1.29. Tempo przyrostu średnich globalnych stężeń CO_2 w atmosferze.



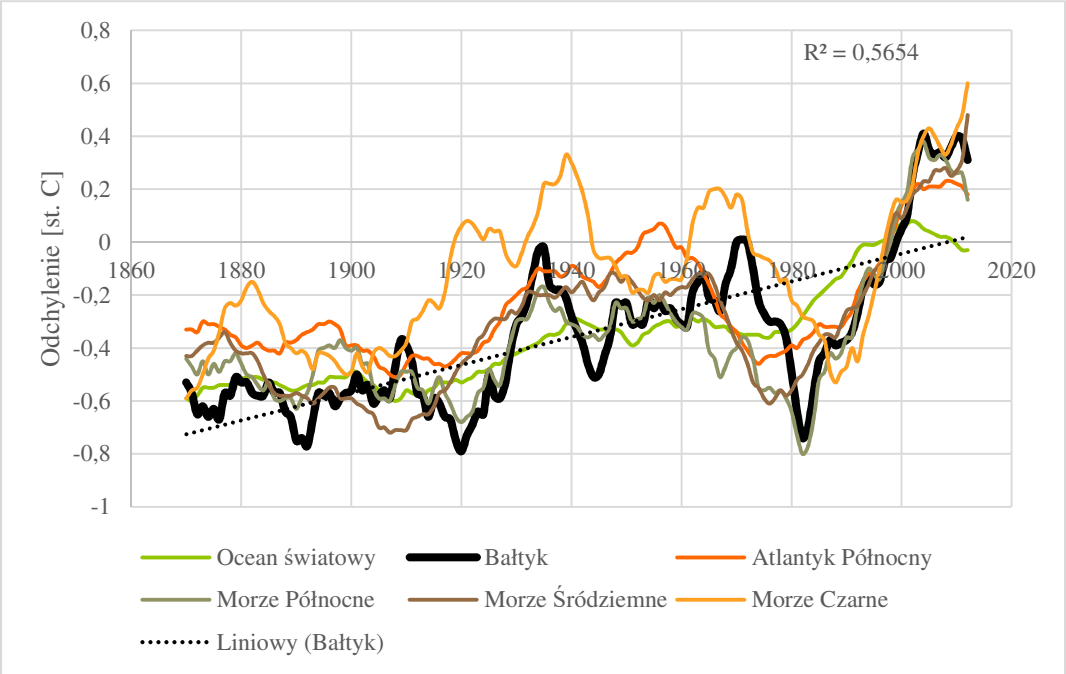
Rys. 4.1.30. Zmiany globalnych średnich temperatur w okresie 1880-2016 (NASA 2017).

Znaczące zmiany klimatu, polegające przede wszystkim na jego ocieplaniu się w wyniku emisji gazów cieplarnianych, mogą mieć przemożny wpływ na funkcjonowanie wszelkich ekosystemów, w tym ekosystemów Bałtyku. Wyższe temperatury pociągają lub mogą pociągać za sobą między innymi:

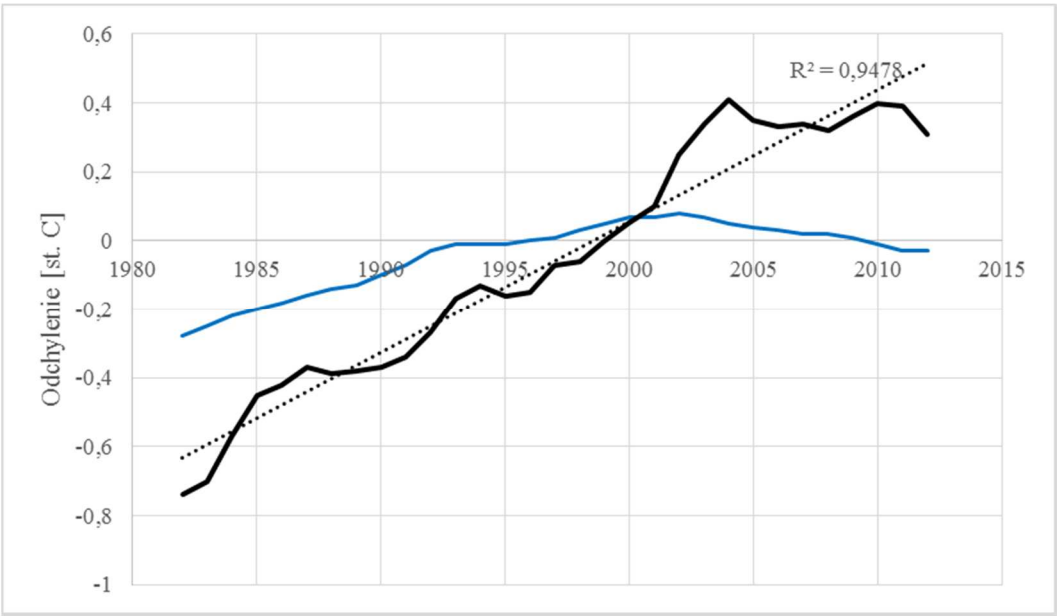
1) zmiany struktury gatunkowej wywołane bezpośrednio ekspansją gatunków ciepłolubnych i wycofywaniem się gatunków zimnolubnych;
2) dalsze zmiany struktury gatunkowej i sieci troficznej w następstwie bezpośrednich zmian relacji między gatunkami ciepło- i zimnolubnymi;
3) wzrost tempa metabolizmu organizmów zmiennocieplnych, stanowiących przytłaczającą większość organizmów wodnych;
4) wzrost tempa obiegu pierwiastków w ekosystemie w wyniku m.in. przyspieszenia rozkładu materii organicznej przez drobnoustroje;
5) spadek rozpuszczalności tlenu;
6) szybsze odtlenianie się warstw przydennych w wyniku zwiększonej produkcji planktonu i zmniejszonej rozpuszczalności tlenu;
7) rozprzestrzenianie się gatunków obcych, związanych dotychczas z innymi strefami klimatycznymi;
8) wzrost częstotliwości gwałtownych zjawisk pogodowych, w tym ulewnych deszczy i powodzi, mogący nasilać procesy transportu materii, w tym biogenów ze zlewni do morza;
9) znaczące zmiany cyrkulacji wód, wywołane zanikaniem pokrywy lodowej;
10) znaczące zmiany cyrkulacji wód, wywołane zmianami w rozkładach wiatrów i opadów.

Temperatury przy powierzchni

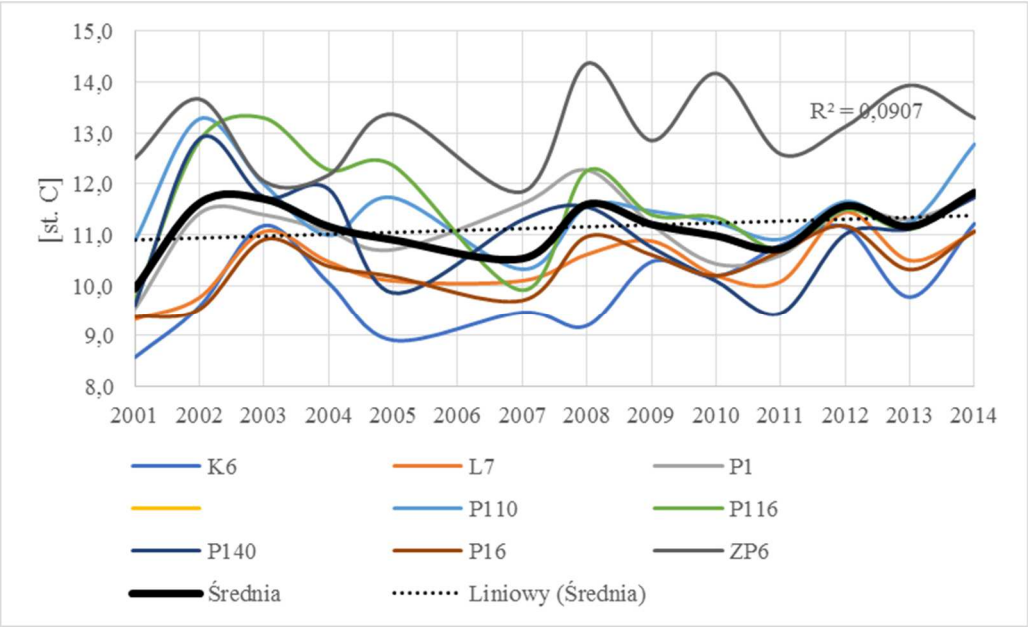
Średnie temperatury w Bałtyku w okresie 1880-2012 wzrosły około 1°C, przy czym wzrost ten nie był jednostajny – między innymi w 1920 r. i w 1982 r. zanotowano spadki do poziomu z końca XIX wieku (Rys. 4.1.31). Lata 1982-2004 były okresem niemal nieprzerwanego szybkiego wzrostu temperatur. Od tego czasu temperatury średnioroczne ustabilizowały się mniej więcej na poziomie o 1°C wyższym niż w 1890 r. i 1982 r. (Rys. 4.1.32). W polskiej części morza temperatury średnioroczne na powierzchni wahają się w ostatnich latach, w zależności od roku i stanowiska, w granicach 9-13°C, a temperatury maksymalne – w granicach 16-24°C (Rys. 4.1.33 i Rys. 4.1.34).



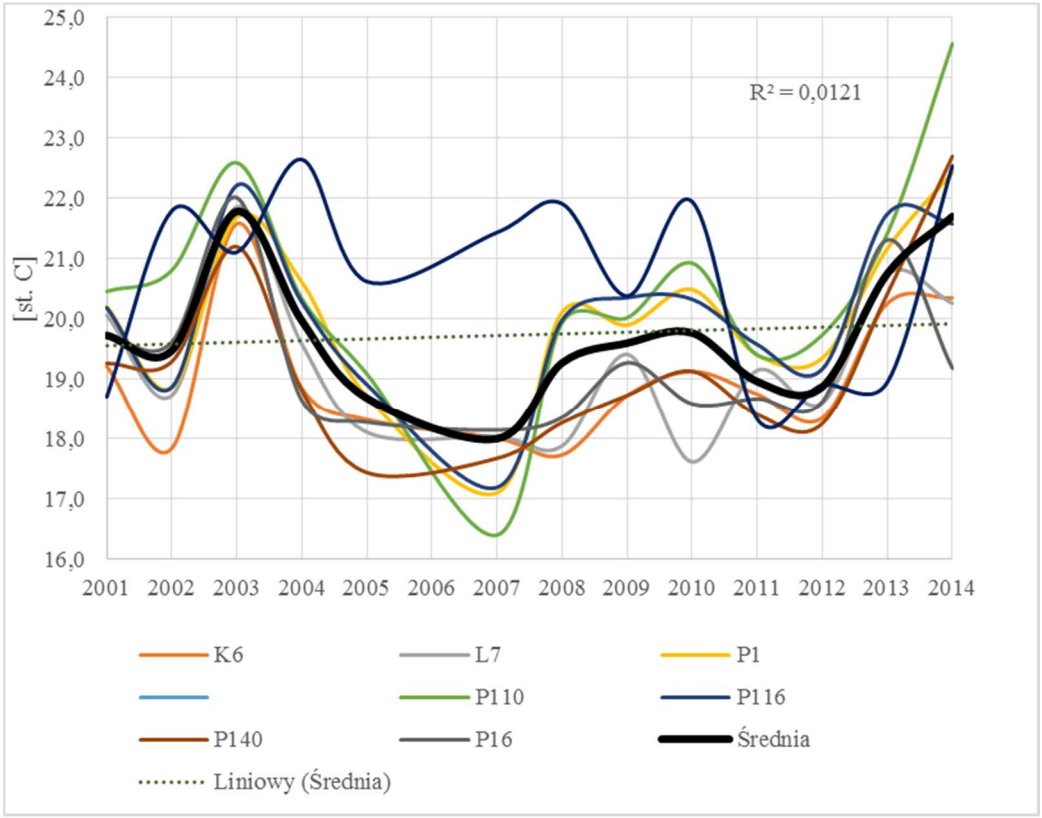
Rys. 4.1.31. Trendy zmian temperatury powierzchniowej Oceanu Światowego i mórz europejskich w latach 1880 – 2012 (EEA 2018).



Rys. 4.1.32. Trendy zmian temperatury powierzchniowej Oceanu Światowego i Bałtyku w latach 1982 – 2012 (EEA 2018).



Rys. 4.1.33. Zmiany temperatury powierzchniowej polskiej części Bałtyku w latach 2001 – 2014 (źródło danych PMŚ). Temperatury średnioroczne.



Rys. 4.1.34. Zmiany zmian temperatury powierzchniowej w polskiej części Bałtyku w latach 2001 – 2014 (źródło danych PMŚ). Temperatury maksymalne.

Oddziaływania zmian klimatu w warunkach Bałtyku mogą polegać przede wszystkim na:

1) nasilaniu objawów eutrofizacji przez zmniejszenie rozpuszczalności tlenu i przyspieszenie krążenia pierwiastków;

2) sprzyjaniu ekspansji gatunków ciepłolubnych;
3) ustępowaniu gatunków zimnolubnych.

Analiza danych dla Głębi Bornholmskiej i Głębi Gotlandzkiej z okresu 1898 – 2012 wykazała, że w okresie tym średnia temperatura Bałtyku przy dnie wzrosła o około 2°C [Carstensen J. i in., 2014]. Już sam ten wzrost sprawił, że stężenie tlenu odpowiadające nasyceniu spadło o 0,5 mg O_2/l, co przyczyniło się do ekspansji martwych stref i wzrostu wewnętrznego zasilania morza biogenami z osadów dennych. Zmianą o ogromnym znaczeniu była ekspansja sinic, którym poza wysoką trofią sprzyjają także wyższe temperatury. Zmiana ta miała konsekwencje dla struktury zarówno fitoplanktonu, jak i zooplanktonu, a w konsekwencji także dla wyższych elementów łańcucha troficznego. Przykładami gatunków obcych, którym zdają się sprzyjać rosnące temperatury, są babka bycza, pochodząca z Morza Kaspijskiego i krab wełnistoręki z Morza Południowochińskiego. Gatunkiem zimnolubnym, któremu na dłuższą metę może nie sprzyjać wzrost temperatur, jest *Monoporeia affinis*.

Zmiany zasolenia

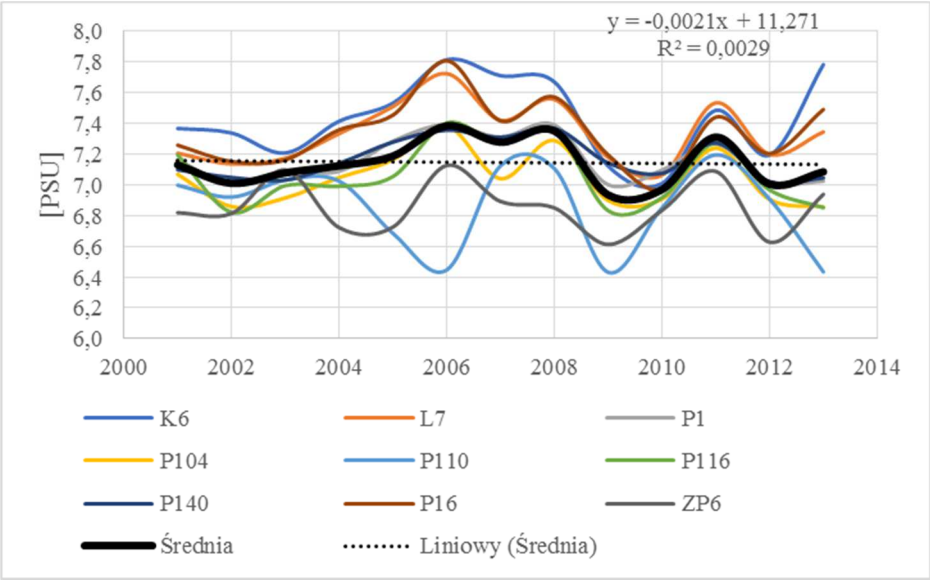
Fluktuacje odpływu rzecznego są, obok parowania powierzchniowego, cyrkulacji mas powietrza, opadów na powierzchnię morza i słonych wlewów, jednym z elementów wpływających na obserwowane wahania zasolenia Bałtyku. Wahania te w polskich wodach nie wykazywały w ostatnich latach wyraźnego trendu (Rys. 4.1.35, Tabela 4.1.17).

Tabela 4.1.17. Przeciętne zmiany stężenia sumy chlorków i siarczanów w wodach rzecznych odprowadzanych z Polski do Bałtyku, na podstawie danych GUS, 2015.

Rok	Ładunek Cl-, SO4- w wodach zasolonych		Odpływ	Zmiana stężenia Cl-, SO4- w odcinkach ujściowych, wywołana zrzutami wód zasolonych
	ogółem	odprowa-dzonych		
	[tys. ton Cl-, SO4-]		m^3/s	g/m^3
2007	3234	2899	1805	5,1
2014	3459	2808	1608	5,5

Wpływ wód zasolonych z kopalni i innych zrzutów punktowych na skład wód rzecznych u ujścia do morza jest bardzo niewielki, co ilustruje Tabela 4.1.17. Szacuje się, że źródła te powodują wzrost zasolenia wód odprowadzanych do Bałtyku o około 5 g (Cl-, SO4-) m^{-3}. Dla porównania, w 2015 r. suma chlorków i siarczanów wynosiła odpowiednio 133 g m^{-3} w Wiśle pod Płockiem i 207 g m^{-3} w Odrze w Widuchowej. Tak więc, punktowe zrzuty wód zasolonych odpowiadają prawdopodobnie za 2-4% ładunku soli trafiającego do Bałtyku z terytorium Polski. Warstwy powierzchniowe Bałtyku u polskich brzegów są 30-60 razy silniej zasolone niż wody rzeczne. Przy takich proporcjach ładunek soli z punktowych źródeł antropogenicznych jest pomijalny, podobnie jak i jego oddziaływanie na morze.

Można przyjąć, że w epoce przedindustrialnej, a zwłaszcza przed masowym wytrzebieniem lasów w średniowieczu, wahania odpływu rzecznego były mniejsze niż obecnie w związku z większymi zdolnościami retencyjnymi lasów, bagien i naturalnych dolin rzecznych w porównaniu z terenami rolniczymi czy zabudowanymi. Ta zmiana charakterystyki odpływu przypuszczalnie miała znaczący wpływ (poza zmianami użytkowania gruntów samymi w sobie) na nasilenie procesów wymywania biogenów i innych substancji ze zlewni, a tym samym między innymi na intensywność eutrofizacji. Jednak związana ze zmianą charakterystyki odpływu rzecznego modyfikacja krótkoterminowych fluktuacji zasolenia nie mogła mieć zauważalnego negatywnego wpływu na kluczowe elementy ekosystemu ujęte we wskaźniku BSII.



Rys. 4.1.35. Zmiany zasolenia w polskim obszarze morskim w latach 2001-2014 (źródło danych PMŚ).

Drobnoustroje patogenne

Termin „drobnoustroje patogenne" ujęty jest wąsko i obejmuje mikroorganizmy mogące wnikać do ciała ludzkiego i wywoływać w nim choroby. Tym samym nie obejmuje on między innymi sinic, których wiele gatunków produkuje egzotoksyny mogące wywoływać różnego typu niepożądane reakcje u ludzi.

W 2015 r. w ramach PMŚ w punktach położonych w pobliżu ujść do wód morskich nie odnotowano przekroczeń dopuszczalnej ilości bakterii Escherichia coli (1000 komórek/100 ml), z wyjątkiem Odry Zachodniej oraz Iny, gdzie odnotowano ponad 3000 komórek/100 ml. Największą liczbę przekroczeń zanotowano w rejonach podgórskich.

Mimo że, stan sanitarny wód badany jest na kąpieliskach i miejscach wykorzystywanych do kąpieli, to badania pod kątem obecności bakterii chorobotwórczych nie stanowią elementu PMŚ. Z tych powodów nie ma danych o stanie sanitarnym wód Wisły odprowadzanych do Bałtyku. Kąpieliska w Zatoce Gdańskiej są jednak zwykle zamykane z powodu zakwitów sinic, a nie obecności E. coli. Podwyższone ilości E. coli w Zatoce Gdańskiej notuje się zwykle w następstwie podtopień w Trójmieście, w wyniku, których do morza dostają się kanalizacją deszczową, rowami, a także Wisłą, silnie zanieczyszczone wody z terenów miejskich.

Nie odnaleziono informacji z ostatnich lat o przypadkach zachorowań na choroby zakaźne w wyniku kąpieli w Bałtyku. Niemniej statystyki stwierdzania nieprzydatności do kąpieli wody w kąpieliskach (Tabela 4.1.18.) skłaniają do uznania presji za znaczącą w Zalewie Wiślanym i wyraźną w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

Brak było przypadków stwierdzenia nieprzydatności do kąpieli dla kąpieliska w Stepnicy na Zalewie Szczecińskim (jedyne oficjalne kąpielisko, badane przez organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej) pomimo tego, że jest ono położone blisko ujścia Odry do Zalewu, a w dolnej Odrze notuje się przekroczenia dopuszczalnych ilości bakterii kałowych. Ponadto należy zauważyć, że powyższe porównanie nie przedstawia optymalnych wyników z uwagi na to, iż w 2005 r. obowiązywały inne przepisy niż w 2010 r. i 2015 r., w tym w zakresie badań mikrobiologicznych wody.

Tabela 4.1.18. Zamknięcia kąpielisk morskich z powodu obecności bakterii w latach 2005, 2010 i 2015, na podstawie danych WSSE.

Akwen	2005			2010			2015		
	Liczba:								
	zamknię-tych kąpielisk	zamknięć	dni zamknięcia	zamknię-tych kąpielisk	zamknięć	dni zamknięcia	zamknię-tych kąpielisk	zamknięć	dni zamknięcia
Zalew Wiślany*	3	4	120**	6	6	364**	0	0	0
Zalew Szczeciński	b.d.	b.d.	b.d.	0	0	0	0	0	0
Zatoka Pucka Zewnętrzna	0	0	0	1	2	17	0	0	0
Zatoka Gdańska Zewnętrzna	0	0	0	1	1	14	0	0	0
Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	0	0	0	8	8	47	8	9	43
Wody przybrzeżne wschodniej części Bałtyku Właściwego	0	0	0	0	0	0	0	0	0

* Dane z Zalewu Wiślanego z 2005 r. niepełne - brak informacji z powiatu braniewskiego.

** Na Zalewie Wiślanym większość danych dotyczy nieoficjalnych kąpielisk, tradycyjnie wykorzystywanych do kąpieli. W miejscach tych stwierdzono brak przydatności wody do kąpieli. Liczba dni zamknięcia oznacza w tym przypadku liczbę dni, podczas których w wodzie obecne były ponadnormatywne ilości bakterii, oszacowane na podstawie materiałów WSSE Olsztyn. Dane z Zalewu Wiślanego niepełne lub brak danych.

Nie odnaleziono informacji z ostatnich lat o zachorowaniach ludzi na choroby zakaźne z powodu kąpieli w Bałtyku. Stąd oddziaływanie zanieczyszczeń bakteryjnych na zdrowie ludzkie można uznać za nieznaczące.

4.2. Presje pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego

Zestawienie zostało opracowane na potrzeby aktualizacji danych dotyczących dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego i dotyczy okresu od 1 stycznia 2011 r. do 31 grudnia 2016 r.

W zestawieniu nie uwzględniono presji i oddziaływań pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej wymienionych w art. 150 ust. 3 pkt 3 ustawy Prawo wodne, których opis jest zamieszczony w kolejnym rozdziale.

Zestawienie uwzględnia wszystkie rodzaje presji i oddziaływań, wymienione w art. 150 ust. 3 pkt 2 ustawy Prawo wodne oraz tabeli 2 dyrektywy 2017/845 związane:

- ze stratami fizycznymi,
- ze szkodami fizycznymi,
- z zakłóceniami procesów hydrologicznych,
- ze skażeniami substancjami niebezpiecznymi,
- z regularnymi lub celowymi zrzutami substancji, także substancji biogennych i materii organicznej,
- z zakłóceniami biologicznymi.,
- z przygłuszaniem, powodowanym sztucznymi wyspami, konstrukcjami i urządzeniami, podmorskimi kablami i rurociągami lub usuwanym urobkiem z pogłębiania dna,
- z kolmatacją, w tym powodowaną przez sztuczne wyspy, konstrukcje i urządzenia, podmorskie kable i rurociągi,
- ze zmniejszeniem przezroczystości wód morskich, w tym powodowanym przez odprowadzanie ścieków i wód opadowych, pogłębianie lub usuwanie urobku z pogłębiania dna,
- z abrazją, w tym będącą skutkiem połowów komercyjnych, żeglugi rekreacyjnej i kotwiczenia,
- z wydobywaniem nieożywionych zasobów naturalnych w wyniku badań lub eksploatacji dna morskiego,
- podmorskim hałasem, głównie powodowanym przez żeglugę morską, sztuczne wyspy, konstrukcje i urządzenia, w tym podwodne urządzenia akustyczne oraz podmorskie kable i rurociągi,
- z odpadami wyrzucanymi do morza,
- z wprowadzaniem do wód związków syntetycznych, w tym stosowanych na statkach środków przeciwporostowych,
- z wprowadzaniem substancji i związków niesyntetycznych, głównie metali ciężkich i węglowodorów, w tym na skutek zanieczyszczenia wód morskich przez statki, a także na skutek poszukiwania i eksploatacji minerałów, ropy i gazu,
- z wprowadzaniem substancji innych niż wymienione w powyżej, zarówno stałych, ciekłych, jak i gazowych, w wyniku regularnego lub celowego odprowadzania, zgodnie z przepisami dotyczącymi wprowadzania tych substancji do wód morskich.

Uwzględniono także wyniki badań monitoringowych, prowadzonych zgodnie z Programem Monitoringu Wód Morskich z 2015 r. (GIOŚ 2015b), który odpowiada wymaganiom KE i HELCOM oraz prowadzonych wcześniej programów monitoringu, uzgadnianych na poziomie regionalnym (HELCOM).

Wytycznymi dla przeprowadzonych analiz były również wnioski z dotychczas opracowanych ekspertyz, dokumentów i dokumentacji planistycznych w przedmiocie rozpatrywanego zagadnienia. Tę osobną listę uwarunkowań stanowi:

- treść raportów grup technicznych powołanych przez Komisję Europejską, dostępnych wyników projektów HELCOM (w szczególności HELCOM HOLAS II i TAPAS),

- podejście w wyznaczaniu presji, stosowane przez inne państwa członkowskie UE w szczególności państwa członkowskie HELCOM,
- jakościowe oraz ilościowe ujęcie presji i oddziaływań pochodzenia morskiego na wody Morza Bałtyckiego oraz dające się wyraźnie wyróżnić tendencje,
- aspekt transgraniczny badanych presji.

Analizę danych przeprowadzono w ramach POM, zdefiniowanych w ustawie z dnia 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej (Dz. U. z 2017 r. poz. 2205, z późn. zm.) oraz zgodnie z rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 13 stycznia 2017 r. w sprawie szczegółowego przebiegu linii podstawowej, zewnętrznej granicy morza terytorialnego oraz zewnętrznej granicy strefy przyległej Rzeczypospolitej Polskiej (Dz. U. poz. 183).

Presje biologiczne

Gatunki obce

Obecnie gatunki obce postrzega się jako jedno z największych zagrożeń dla ekosystemów na ziemi, ponieważ ich introdukcja i rozprzestrzenianie się są najmniej przewidywalne i należą do najbardziej dynamicznych procesów przyrodniczych zachodzących pod wpływem działalności człowieka. Jednocześnie inwazje biologiczne pozostają jednym z najmniej zbadanych i najsłabiej rozpoznawanych zagrożeń dla różnorodności biologicznej (IOP PAN, 2009).

Zjawisko introdukcji pierwotnej zachodzi za pośrednictwem celowej lub nieumyślnej działalności człowieka. Ogółem dla wszystkich środowisk wodnych wymienia się następujące kategorie możliwych wektorów introdukcji: 1. statki, 2. kanały, 3. rybołówstwo, 4. akwakultury, 5. handel żywnością, 6. aktywności związane z wypoczynkiem, 7. badania i edukacja, 8. kontrola biologiczna pasożytów, 9. zmiany w naturalnym przepływie wód (HELCOM, 2017d).

Wiele gatunków obcych nie rozprzestrzenia się w znaczący sposób i nie osiąga znacznej liczebności w nowych siedliskach poza zasięgiem swojego naturalnego występowania. Wsiedlone gatunki obce zawsze potencjalnie stanowią zagrożenie dla środowiska morskiego, ponieważ mogą prowadzić do negatywnych zmian w strukturze i funkcjonowaniu ekosystemów, a także mieć negatywny wpływ na zdrowie lub życie ludności. Generalnie oddziaływania gatunków obcych są złożone i mogą być trudne do rozróżnienia od wpływu innych czynników. W większości przypadków oddziaływanie gatunków obcych na bioróżnorodność i funkcjonowanie ekosystemów jest jednak pozytywne lub neutralne. Ze względu na fakt, że trudno jest przewidzieć ich wpływ, zaleca się wprowadzać odpowiednie środki zapobiegające introdukcjom (Katsanevakis i in., 2014). Jedynie niewielka część gatunków obcych staje się gatunkiem inwazyjnym, tj. gatunkiem obcym, którego introdukcja i/lub rozprzestrzenianie się zagraża różnorodności biologicznej rejonu wsiedlenia. Globalnie inwazyjne gatunki obce stanowią zagrożenie dla struktury i funkcjonowania ekosystemów, gospodarczego wykorzystania morza i zdrowia ludzkiego (np. Mack i in., 2000; Ojaveer i in., 2015). Wśród oddziaływań ekologicznych inwazyjnych gatunków obcych wymienia się zmiany w siedliskach i zbiorowiskach oraz funkcjonowaniu sieci troficznych, a w skrajnych przypadkach nawet eliminację gatunków rodzimych (Galil, 2007). Do oddziaływań o dużym znaczeniu dla gospodarki zalicza się straty w rybołówstwie i przemyśle związane z oczyszczaniem porośniętych konstrukcji hydrotechnicznych (np. ujęć wodnych i odpływów) oraz kadłubów statków (Williams i in., 2010; Ojaveer i in., 2016). Dodatkowe zagrożenie, związane z wprowadzaniem i rozprzestrzenianiem się gatunków obcych, szczególnie dla zdrowia i życia ludności, stanowią patogeny i glony tworzące toksyczne zakwity (Zaiko i in., 2011). Masowe zakwity czy zanik cennych atrybutów środowiska morskiego mogą ponadto prowadzić do strat w turystyce. Pomimo, że badania wpływu gatunków obcych na ekosystemy morskie mają już swoją historię, w dalszym ciągu jest to wiedza niewystarczająca do pełnego oszacowania ich oddziaływań (Ojaveer i in., 2015; Ojaveer i in., 2016; Smolarz i in., 2016). W tym kontekście zasadne wydaje się więc kompleksowe podejście do problematyki związanej z zapobieganiem wprowadzaniu inwazyjnych gatunków obcych oraz w

zakresie ustanowienia wspólnego systemu kontroli i zarządzania gatunkami obcymi na poziomie całego kraju.

Duża część inwazyjnych gatunków obcych jest wprowadzana w sposób niezamierzony. W przypadku zadomowienia i rozprzestrzenienia się gatunku obcego na większym obszarze, jego wykorzenienie/wyplenienie jest praktycznie niemożliwe i nieopłacalne (Sambrook i in., 2014) zwłaszcza w przypadku wód morskich. Z tego powodu w morzach europejskich do tej pory nie raportowano wykorzenienia gatunku obcego (Genovesi 2005). Gdy dojdzie do wprowadzenia inwazyjnych gatunków obcych, środki wczesnego wykrywania i szybkiej eliminacji mają kluczowe znaczenie, by zapobiec ich zadomowieniu i rozprzestrzenianiu się. W związku z tym zasadnicze znaczenie w pierwszej kolejności ma skuteczniejsza kontrola dróg nieumyślnego wprowadzania gatunków obcych, m.in. przez prowadzenie regularnego monitoringu ekosystemów szczególnie narażonych na introdukcje gatunków obcych. Stąd w ostatnich latach wprowadza się wiele instrumentów nadzoru i kontroli, aby zapobiec niepożądanym introdukcjom. Jednym z nich o kolosalnym znaczeniu dla basenu Morza Bałtyckiego jest Międzynarodowa Konwencja o Kontroli i Postępowaniu ze Statkowymi Wodami Balastowymi i Osadami (International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments), tzw. konwencja balastowa (BWM), która została przyjęta w lutym 2004 r. w Londynie pod auspicjami IMO (International Maritime Organization) i weszła w życie w dniu 8 września 2017 r. Konwencja ta ma na celu zapobieganie wprowadzaniu szkodliwych organizmów wodnych i patogenów do obcego dla nich środowiska morskiego (głównie wód portowych i przybrzeżnych). Wszystkie statki handlowe, operujące na wodach międzynarodowych, będą musiały gospodarować wodami balastowymi i osadami, stosując określone standardy, aby zrzucać jedynie wody balastowe spełniające standardy określone w onwencji BWM. Stąd na większości statków niezbędne będzie zainstalowanie systemów obróbki wód balastowych. Wejście w życie Konwencji BWM, powinno skutkować zmniejszeniem presji i ryzyka introdukcji inwazyjnych gatunków wodnych i patogenów w obszarach portowych i przybrzeżnych do pożądanego minimum, zaś na poziomie globalnym obniżeniem możliwości przedostawania się gatunków inwazyjnych do obszarów morskich definiowanych jako specjalne oraz szczególnie wrażliwe, do których zalicza się między innymi Morze Bałtyckie. Do chwili obecnej spośród krajów HELCOM konwencję BWM ratyfikowały Niemcy, Rosja, Dania, Szwecja i Finlandia (HELCOM, 2017e).

Duże znaczenie mają również działania w zakresie identyfikowania, kontroli i eliminacji gatunków obcych podejmowane na forum UE. W dniu 22 października 2014 r. przyjęto rozporządzenie IAS. Rozporządzenie IAS nakłada na państwa członkowskie UE m.in. obowiązek przeprowadzenia wszechstronnej analizy dróg niezamierzonego wprowadzania lub rozprzestrzeniania się gatunków obcych na terytorium państwa, uwzględniającej również wody morskie, w terminie 18 miesięcy od daty przyjęcia unijnego wykazu gatunków obcych. Lista, o której mowa w rozporządzeniu IAS, została ustanowiona rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) 2016/1141 z dnia 13 lipca 2016 r., przyjmującym wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 oraz uzupełniona rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) nr 2017/1263 z dnia 12 lipca 2017 r. aktualizującym wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii ustanowiony w rozporządzeniu wykonawczym Komisji (UE) 2016/1141 na podstawie rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 (Dz. Urz. UE L182 z 13.07.2017, str.37).

Za istotne wektory introdukcji w Bałtyku wymienia się transport morski, kanały i akwakultury (Wolff i in., 2002; Eero i in., 2014). W POM celowe introdukcje polegające na wprowadzaniu obcych gatunków do środowiska morskiego, np. do akwakultur, obecnie nie mają miejsca i nie stanowią zagrożenia dla ekosystemów Morza Bałtyckiego. Realne zagrożenie stanowi natomiast intensyfikacja transportu morskiego obserwowana w ostatnich latach, ponieważ wody balastowe i kadłuby statków są głównym medium ułatwiającym rozprzestrzenianie się gatunków. Szacuje się, że w wodach balastowych wszystkich statków na świecie każdego dnia transportuje

się do 3 tys. gatunków (MarineBio, 2017). Mniejsze znaczenie przypisuje się sztucznym kanałom łączącym systemy rzeczne, chociaż prawdopodobnie były one wektorem introdukcji wielu gatunków ponto-kaspijskich do Bałtyku. Obecnie liczbę gatunków obcych łącznie z gatunkami o nieznanym wektorze introdukcji, które pojawiły się w Morzu Bałtyckim od XIX wieku szacuje się na około 140. Liczba ta uwzględnia 14 nowych gatunków obcych zidentyfikowanych w okresie 2011–2015 (HELCOM, 2017d).

Głównymi miejscami introdukcji gatunków obcych są porty i przystanie, nie tylko ze względu na zwiększoną obecność statków i łodzi z różnych rejonów świata, ale również z uwagi na specyficzne warunki w nich panujące (tj. wody płytkie, mało dynamiczne, o dużej ilości potencjalnych habitatów) (np. Eero i in., 2014; Lehtiniemi i in., 2015). Jednak specyficzne warunki środowiska Bałtyku (m.in. zróżnicowane zasolenie i stosunkowo niska temperatura oraz zlodzenie podczas zimy) limitują rozprzestrzenianie i zadomowienie się gatunków obcych w jego rejonie (np. Holopainen i in., 2016).

Morze Bałtyckie jest podatne na osiedlanie się nowych gatunków. W Bałtyku zadomowione gatunki obce stanowią 59% ogólnej liczby gatunków introdukowanych i około 30% ogólnej liczby taksonów makrofauny w słonawych wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (Ojaveer i in., 2016; Janas i Kendzierska, 2014). Ze względu na silnie zróżnicowany poziom wiedzy i dostępności danych pomiędzy poszczególnymi akwenami Bałtyku istnieją duże rozbieżności w ocenie wektorów/dróg introdukcji gatunków obcych co znacznie zaniża wiarygodność oceny. Z kolei wysoki stopień niepewności związany z typowaniem wektorów introdukcji utrudnia szczegółowe analizy i szacowanie wielkości oraz zasięgu introdukcji pod wpływem działalności człowieka zarówno do Bałtyku jak i w jego obrębie. Stąd wskaźnik nowych introdukcji opracowany przez HELCOM zawiera jedynie informację na temat nowych introdukcji (introdukcji pierwotnych) do wód Morza Bałtyckiego w skali akwenów zdefiniowanych w załączniku 4 Monitoring and Assessment Strategy (HELCOM, 2013a) i pomija wtórne rozprzestrzenianie się gatunków w sposób naturalny (dróg migracji, prądów wody itp.). Wartość graniczną dla wskaźnika powiązano z celem nadrzędnym BSAP jakim jest brak introdukcji pierwotnych gatunków obcych spowodowanych działalnością człowieka w sześcioletnim okresie oceny. Wadą takiego podejścia jest niedoszacowanie liczby introdukcji gatunków obcych w wielu rejonach morza i brak możliwości szacowania statusu nowych introdukcji w mniejszych (bardziej szczegółowych) jednostkach oceny. Jednak dzięki temu, że podaje się liczbę nowych gatunków obcych i kryptogenicznych (o nieznanym pochodzeniu) dla Bałtyku, a niezadomowionych, które tworzą utrzymujące się w środowisku populacje, wskaźnik odzwierciedla skuteczność podjętych działań zaradczych zapobiegających przenikaniu gatunków obcych i kryptogenicznych do Bałtyku, jak i status ekosystemu poprzez wskazywanie obszarów, gdzie poziom nieprzewidywalnego ryzyka związanego z nowymi introdukcjami jest wysoki (Olenin i in., 2016).

W ostatnich latach w wodach Bałtyku obserwuje się zwolnienie trendu wzrostu liczby gatunków obcych obserwowanego od początku XIX wieku pomimo wzrastającej aktywności w dziedzinie transportu morskiego. Jak już wspomniano, po wprowadzeniu regularnego dedykowanego gatunkom obcym monitoringu środowiska morskiego, potencjalnie liczba obserwacji nowych gatunków obcych w Bałtyku mogłaby być wyższa i odzwierciedlałaby stan faktyczny. Obecnie obserwacje dobrze rozpoznanych grup organizmów (małże, skorupiaki, ryby) są nadreprezentowane kosztem organizmów o mniejszych rozmiarach, np. mejofauny i mikroorganizmów w tym drobnoustrojów (HELCOM, 2017d).

Dodatkowe źródło danych stanowiły publikacje naukowe będące wynikiem prac przeprowadzonych w ramach projektu Baltic Sea Pilot Project BALSAM mającego na celu testowanie metod monitoringu gatunków obcych w porcie Gdynia (Marszewska i in., 2017; Normant-Saremba i in., 2017). W okresie 2011-2016 w rejonie POM zidentyfikowano 4 nowe gatunki obce, tj. Dreissena bugensis, Melita nitida, Palaemon macrodactylus, Rangia cuneata. Jedynie Palaemon macrodactylus jest gatunkiem nowym dla Bałtyku. Pozostałe taksony obserwowano już wcześniej w innych akwenach morza.

Drobnoustroje chorobotwórcze

Zanieczyszczenia na kąpieliskach są traktowane jako zanieczyszczenia pochodzenia lądowego i zostały opisane szerzej w rozdziale 4.1.

Gatunki zmodyfikowane genetycznie i przemieszczanie gatunków rodzimych

Komercyjna hodowla gatunków zmodyfikowanych genetycznie (GMO) w środowisku naturalnym jest w Polsce podobnie jak w innych 19 państwach członkowkich UE zakazana, natomiast ich hodowla w celach naukowych wymaga zezwolenia Ministra Środowiska, które bardzo trudno jest uzyskać (ustawa z dnia 22 czerwca 2001 r. o mikroorganizmach i organizmach genetycznie zmodyfikowanych (Dz. U. z 2017 r. poz. 2134, z późn. zm.)). Stąd praktycznie nie ma możliwości ich przedostania się do środowiska morskiego.

Prace nad przemieszczaniem gatunków rodzimych w latach 2011-2016 miały miejsce jedynie w ramach projektu ZOSTERA Restytucja kluczowych elementów ekosystemu Zatoki Puckiej wewnętrznej. Jedynym gatunkiem morskim (pochodzenia morskiego) przewidzianym do restytucji jest trawa morska (Zostera marina), jednak do tej pory nie przeprowadzono eksperymentów z wprowadzaniem czy przesiedlaniem tej rośliny do nowych habitatów i nie opracowano optymalnej technologii restytucji.

W trakcie prac studyjnych przy tworzeniu opracowania nie zidentyfikowano morskich źródeł gatunków zmodyfikowanych genetycznie oraz celowego przemieszczania gatunków rodzimych w POM.

Prowadzenie intensywnych hodowli w morzach tzw. marikultur wiąże się często z utratą siedlisk, np. przekształcanie lasów marszowych w marikultury krewetkowe lub zmianą naturalnych biocenoz, np. zmiana chemizmu wody, zwiększenie ilości materii organicznej na dnie czy pojawienie się patogenów chorobotwórczych w przypadku hodowli ryb. Zidentyfikowane presje mogą mieć charakter zarówno abiotyczny jak i biotyczny.

W trakcie prac studyjnych przy tworzeniu opracowania nie zidentyfikowano akwakultur morskich w POM.

Niepokojenie gatunków spowodowane obecnością człowieka

Za typowe źródło presji związanej z niepokojeniem gatunków spowodowanej obecnością człowieka w morzu uważa się hałas, który zaliczany jest do zanieczyszczeń środowiska morskiego (art. 3 RDSM) i został jako presja szczegółowo opisany w rozdziale „presje fizyczne". Również sama obecność człowieka i podejmowane przez niego aktywności na lądzie, który w rozumieniu przepisów prawa uznane są za obszar środowiskiem morskim (np. Ryf Mew i łachy w Ujściu Wisły Przekop), mogą być rozważane jako element presji, związanej z niepokojeniem gatunków.

Dla presji, związanej z płoszeniem fok na lądzie, nie wykonuje się ocen oddziaływania na środowisko (Gójska 2012a).

Presje fizyczne

Straty fizyczne i zaburzenia fizyczne dna morskiego

Stratę fizyczną dna morskiego definiuje się jako zmianę podłoża lub morfologii dna morskiego, która trwała lub będzie trwać przez okres dwóch cykli strategii morskiej (12 lat) lub większej ich liczby według decyzji 2017/848. Wśród działalności człowieka mogących powodować straty fizyczne dna morskiego wymienia się: budowy w morzu lub wzdłuż linii brzegowej, wydobywanie piasku i żwiru, pogłębianie i składowanie urobku.

Zaburzenia fizyczne dna morskiego są definiowane jako zmiana dna morskiego, która może zostać przywrócona, jeśli aktywność powodująca zakłócenia ustaje. Za działalności mogące powodować zaburzenia fizyczne dna morskiego uważa się budowy w morzu lub wzdłuż linii brzegowej, wydobywanie piasku i żwiru, pogłębianie i składowanie urobku, a także transport morski i trałowanie (HELCOM, 2017a).

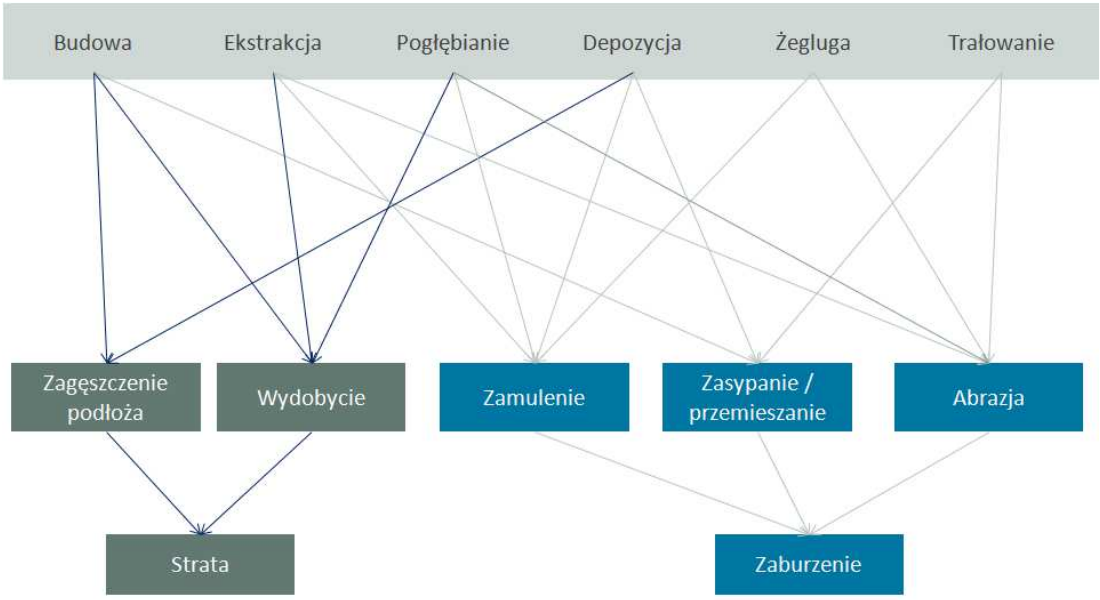
Straty i zaburzenia fizyczne dna morskiego, będące skutkiem działalności człowieka, prowadzą do potencjalnych zmian lub czasowych zakłóceń w siedliskach. Przykładami takich działań mogą być:

1) ingerencja w warstwie przydennej związana z hydrobudownictwem (np. budowa portów, farm wiatrowych, instalacja kabli i rurociągów na dnie morza); zakres straty lub zaburzenia dna zależy od lokalnych warunków hydrologicznych, typu siedlisk w rejonie konstrukcji oraz typu konstrukcji. Istotne jest to, że oddziaływania są inne podczas fazy budowy i po jej zakończeniu; w zależności od prowadzonych działań może dojść nie tylko to zniszczenia istniejących siedlisk, ale również powstania nowych (w wyniku zmiany właściwości podłoża w rejonie konstrukcji); kable i rurociągi mogą być umieszczone w wykopie, a następnie pokryte osadem wydobywanym gdzie indziej, którego skład zwykle jest inny, co powoduje lokalne zmiany środowiskowe; wg Schwarzer i in. (2014)naturalna regeneracja środowiska jest możliwa w skali czasu dziesięcioleci;
2) wydobywanie piasku i żwiru z dna morskiego związane np. z hydrobudownictwem, czy refulacją może powodować utratę siedlisk (częściową lub całkowitą, w zależności od tego, ile piasku lub żwiru podlega wydobyciu i jaka jest technika wydobywania), zwykle poprzez zmiany topografii dna morskiego, zwiększone zmętnienie, tłumienie pobliskich obszarów (pokrycie osiadającą zawiesiną); wydobyty materiał denny jest przesiewany do pożądanego rozmiaru ziarna w rejonie wydobycia, a niepożądana substancja jest deponowana; może to prowadzić do zmiany lokalnej struktury osadów i w związku z tym warunków środowiskowych; zwykle całkowita utrata siedlisk następuje bezpośrednio w miejscu wydobycia (siedlisko jest usuwane wraz z materiałem dennym), a zaburzenie – w rejonie miejsca wydobycia, gdzie oddziaływania są słabsze;
3) utrzymanie i pogłębianie torów wodnych powoduje różnego rodzaju oddziaływania na dno morskie, w szczególności usuwanie urobku zmienia warunki fizyczne przez zmiany topografii dna morskiego, powoduje zwiększenie zmętnienia wody z uwagi na podrywanie drobin osadu z dna, może również powodować zasypywanie dna wcześniej uniesionym osadem; trata siedlisk jest ograniczona do miejsca pogłębiania, podczas gdy zakłócenia spowodowane sedymentacją mogą mieć szerszy zakres przestrzenny; wyniki prowadzonych badań wskazują, że zakłócenia spowodowane sedymentacją mogą dotyczyć zwierząt i roślinności w odległości do kilku kilometrów od podstawowej aktywności; ponadto remobilizacja osadów może przyczynić się do uwalniania zawartych w nich zanieczyszczeń i efektu eutrofizacji (HELCOM, 2017c);
4) depozycja materii pochodzącej z pogłębiania, która może prowadzić do osłabienia organizmów bentosowych i utraty siedliska, jeśli zmienione zostaną właściwości osadów; ponadto deponowany materiał może zawierać większe stężenia niebezpiecznych substancji i składników odżywczych niż miejsce składowania; wpływ tego procesu na gatunki zależy głównie od rodzaju siedliska dna morskiego, typu i ilości materiału oraz odległości od miejsca wydobycia; zagrzebywanie organizmów bentosowych przez deponowany osad może być przyczyną ich śmierci, ale niektóre gatunki mają zdolność przemieszczania się i ponownego zasiedlenia powierzchni dna (Olenin 1992, Powilleit i in., 2009); prawdopodobieństwo przetrwania jest wyższe dla organizmów zasiedlających dno miękkie (z powodu ich przystosowania do siedliska niestabilnego i wymuszającego migrację), podczas gdy organizmy (zarówno fito- jaki zoobentosowe) na skalistych podłożach giną, jeśli zostaną przykryte kilkoma centymetrami osadu (z braku możliwości prowadzenia procesów życiowych) (Powilleit i in., 2009); zakres przestrzenny oddziaływań może dochodzić do kilku kilometrów od miejsca depozycji osadu (HELCOM, 2017c);
5) żegluga może powodować zakłócenia dna morskiego na kilka sposobów: (1) prądy indukowane przez śruby napędowe, które mogą powodować podrywanie ziaren osadu, resuspensję i ponowną sedymentację, (2) fale generowane przez statki, wpływające na przybrzeżne siedliska, (3) kotwiczenie powodujące bezpośrednie zakłócenia fizyczne dna morskiego; skutki są często lokalne, skoncentrowane na trasach żeglugowych i w okolicach portów (HELCOM, 2017a);

6) użycie włoka dennego, które powoduje naruszenie wierzchniej warstwy dna morskiego, w efekcie czego gatunki denne są usuwane z siedliska lub przenoszone.

Zatem co najmniej kilka działań może powodować poważne uszkodzenia siedlisk i gatunków bentosowych (Rys. 4.2.1). Niektóre przez bezpośredni kontakt z dnem morskim, inne – przez pośrednie skutki spowodowane zwiększoną mętnością lub sedymentacją. To, czy aktywność prowadzi do trwałej utraty lub tymczasowego zakłócenia siedlisk bentosowych, zależy od wielu czynników, takich jak czas trwania i intensywność aktywności, stosowana technika oraz wrażliwość obszaru nią dotkniętego. Poza utratą naturalnego siedliska, w miejscu wystąpienia presji może dochodzić do powstawania nowych, sztucznych siedlisk, co może prowadzić do niepożądanych zmian w ekosystemach morskich (HELCOM, 2017a).

Na podstawie dostępnych danych stwierdzono, że mniej niż 1% dna Morza Bałtyckiego jest potencjalnie utracone z powodu działalności człowieka. Jednocześnie ponad 50% powierzchni dna morskiego może potencjalnie podlegać zaburzeniom (informacja dotyczy okresu 2011–2015). Obecnie nie ma jednoznacznych wytycznych mających wkład do regionalnej metody oceny, w jaki sposób straty i zakłócenia dna morskiego powodują szkodliwe skutki dla środowiska morskiego (HELCOM, 2017a).



Rys. 4.2.1. Ogólny przegląd rodzajów działalności człowieka i ich skutków, jakie mogą wystąpić na dnie morza (na podstawie HELCOM, 2017a).

W ramach projektu TAPAS wskazano warstwy danych przestrzennych (Tabela 4.2.1.), zawierające informację na temat działalności prowadzonej przez człowieka, która może wpływać na straty oraz zaburzenia fizyczne dna morskiego. Korzystając z zawartości tych warstw (opracowywanych w latach 2011–2016 i udostępnianych przez HELCOM) zidentyfikowano źródła presji.

Tabela 4.2.1. Wykaz warstw danych przestrzennych związanych z presjami antropogenicznymi do wykorzystania przy określaniu indeksów BSPI/BSII podczas drugiej oceny holistycznej (na podstawie HELCOM 2016a, Załącznik 2; straty i zaburzenia fizyczne dna morskiego).

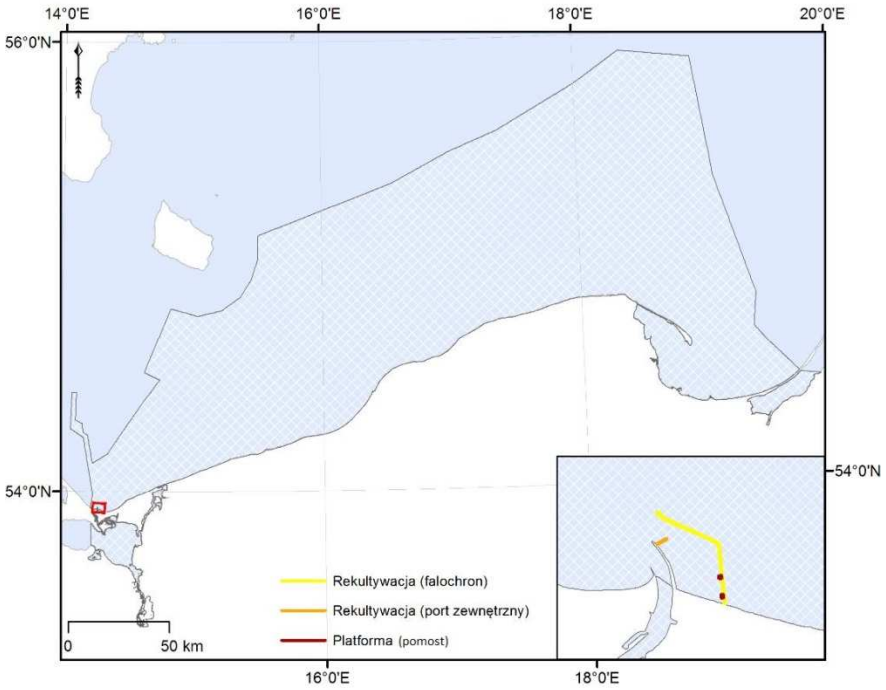
Nazwa warstwy	Źródła danych	Aktualność danych	Uwagi dotyczące danych
Straty fizyczne (trwałe zmiany podłoża dna morskiego lub morfologii oraz eksploatacja dna morskiego)			
Przeznaczenie terenu	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Szczecinie	Ostatnia aktualizacja: kwiecień 2017 r.	–
Modyfikacja torów wodnych	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Gdyni	Ostatnia aktualizacja: maj 2017 r.	Brak modyfikacji torów wodnych w okresie 2011–2016
Ochrona brzegu i przeciwpowodziowa	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Gdyni, Słupsku i Szczecinie	Ostatnia aktualizacja: kwiecień 2017 r.	–
Wydobycie piasku i żwiru	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Słupsku i Szczecinie	Dane z lat 2011–2015	Dane niekompletne, brak informacji co najmniej o miejscu wydobycia Gdynia I
Platformy morskie	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Centrum Koordynacji Ratownictwa Morskiego	Ostatnia aktualizacja: kwiecień 2017 r.	–
Rurociągi	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Gdyni	Ostatnia aktualizacja: czerwiec 2017 r.	–
Farmy wiatrowe	HELCOM	Dane z 2016 r.	Brak morskich farm wiatrowych w POM
Kable	HELCOM głównie na podstawie informacji przekazanych przez EWEA 2015, Instytut Morski w Gdańsku	Dane zebrane w latach 2015 i 2016	–
Porty	HELCOM na podstawie danych satelitarnych, Listy Portów Bałtyckich 2012 i map dostępnych na stronach portów		2016
Przystanie	Ustawa z dnia 20 grudnia 1996 r. o portach i przystaniach morskich (Dz. U. z 2017 r. poz. 1933)		–
Mosty i inne konstrukcje	HELCOM na podstawie Open Street Maps	Ostatnia aktualizacja: czerwiec 2017 r.	Brak morskich mostów i innych konstrukcji w POM
Kąpieliska	HELCOM na podstawie danych EEA GIS	Dane z lat 2011–2014	
Terminale naftowe, rafinerie	HELCOM na podstawie Centre for Maritime Studies, University of Turku	Dane z lat 1997, 2000 – 2008 i 2011–2013 (po korektach)	
Hodowle ryb			Szczegóły w rozdziale 3.3
Hodowle skorupiaków			Nie dotyczy POM

Nazwa warstwy	Źródła danych	Aktualność danych	Uwagi dotyczące danych
Zaburzenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne)			
Żegluga	Baza danych HELCOM AIS	Dane z lat 2011–2015	
Żeglarstwo rekreacyjne i sporty wodne	–	–	Brak danych
Wydobycie piasku i żwiru	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Słupsku i Szczecinie	Dane z lat 2011–2015	Dane niekompletne, brak informacji co najmniej o miejscu wydobycia Gdynia I
Pogłębianie	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Gdyni, Słupsku i Szczecinie	Dane z lat 2011–2015	
Składowanie urobku	HELCOM na podstawie danych dostarczonych przez ekspertów	Dane z lat 2011–2015	
Kąpieliska	HELCOM na podstawie danych EEA	Dane z lat 2011–2014	
Farmy wiatrowe (w trakcie budowy)	HELCOM	Dane z 2016 r.	Brak morskich farm wiatrowych w POM
Kable (w trakcie budowy)	HELCOM głównie na podstawie informacji przekazanych przez EWEA 2015, Instytut Morski w Gdańsku	Dane zebrane w latach 2015 i 2016	–
Rurociągi (w trakcie budowy)	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Gdyni	Ostatnia aktualizacja: czerwiec 2017 r.	–
Uprawy	–	–	Brak danych
Połowy przydenne*	–	–	–
Modyfikacja torów wodnych (w trakcie)	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Gdyni	Ostatnia aktualizacja: maj 2017 r.	Brak modyfikacji torów wodnych w latach 2011–2016
Ochrona brzegu i przeciwpowodziowa (w trakcie budowy)	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Gdyni, Słupsku i Szczecinie	Ostatnia aktualizacja: kwiecień 2017 r.	–
Akwakultury			Nie dotyczy POM

*Kursywą oznaczono warstwy danych, których zawartość nie wchodzi w zakres niniejszego opracowania.

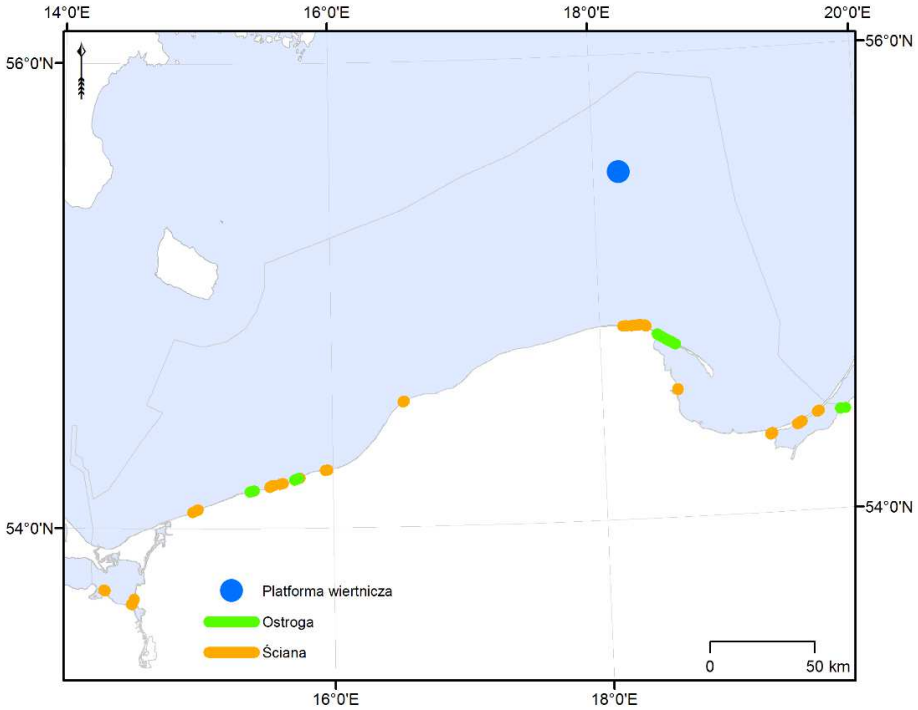
Straty fizyczne (trwałe zmiany podłoża dna morskiego lub morfologii oraz eksploatacja dna morskiego)

Jako źródło presji wskazano przeznaczenie terenu. Na podstawie dostępnych danych zidentyfikowano obszary dna podlegające w okresie analizy rekultywacji. Wszystkie znajdują się w Zatoce Pomorskiej i są związane z wybudowanym tam falochronem (Rys. 4.2.3).



Rys. 4.2.2. Przeznaczenie terenu (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).

Kolejnym źródłem presji są konstrukcje służące ochronie przeciwpowodziowej i ochronie brzegu, jak ostrogi czy falochrony (Rys. 4.2.3). Większość tego typu konstrukcji jest zlokalizowana w rejonie Rozewia, na około dziesięciokilometrowym odcinku półwyspu Helskiego od strony Władysławowa oraz na zachód od Koszalina.

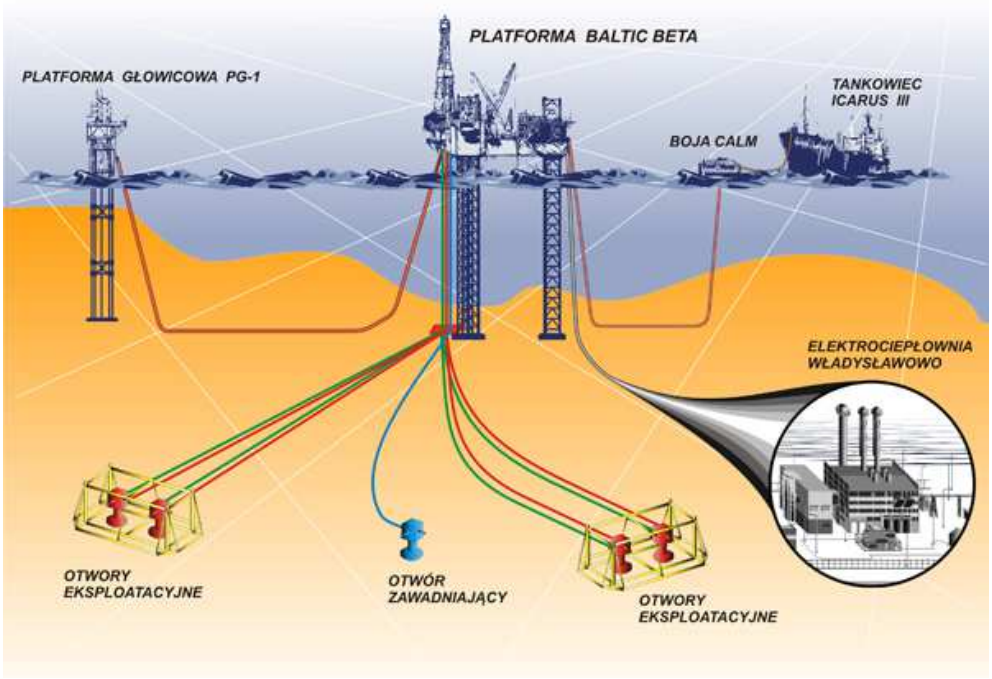


Rys. 4.2.3. Ochrona brzegu i przeciwpowodziowa wraz z lokalizacją platformy morskiej (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).

Na Rys. 4.2.3 pokazano lokalizację dwóch w POM platform morskich –„Baltic Beta" oraz „LOTOS Petrobaltic" należących do Grupy Kapitałowej LOTOS Petrobaltic S.A. Na złożu B3, w miejscu działania platformy Baltic Beta, wydobyty płyn złożowy poddawany jest separacji, a następnie ropa naftowa kierowana jest na tankowiec, a gaz współwystępujący jest transportowany podmorskim rurociągiem do Władysławowa, gdzie używany jest do napędu turbin lokalnej elektrociepłowni. W celu zwiększenia ciśnienia złożowego na platformie zainstalowano system zatłaczania wody do złoża kierunkowymi otworami zatłaczającymi[6].

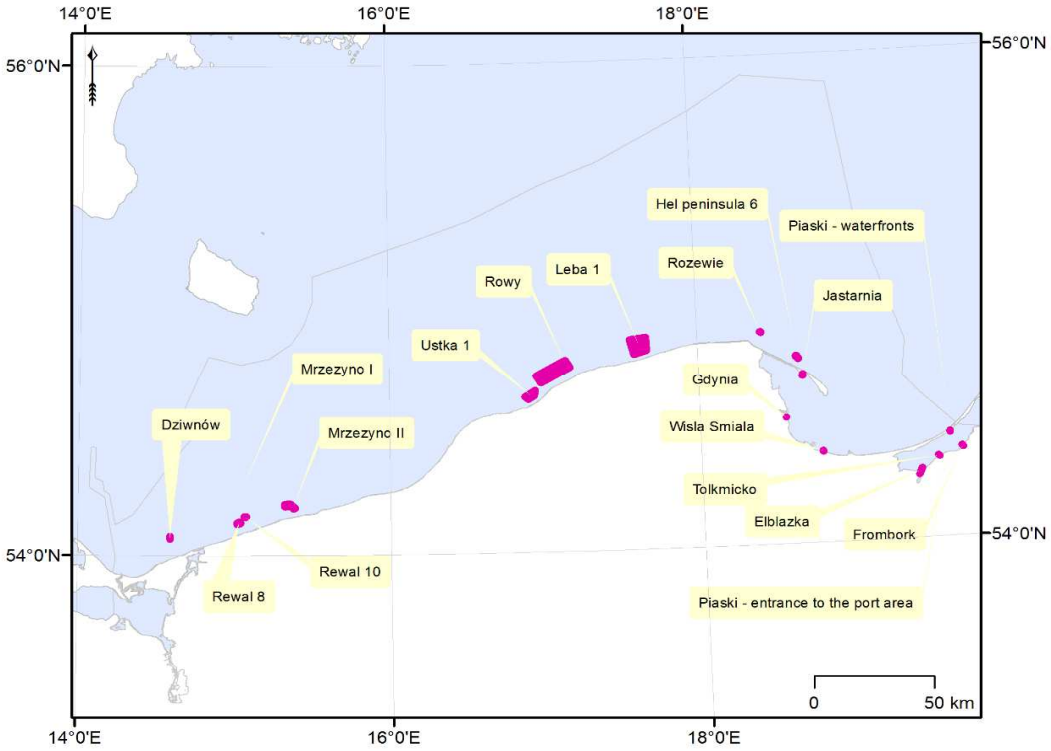
Schemat funkcjonowania platform przedstawiono na Rys.4.2.4. Na złożu B8, w miejscu działania platformy LOTOS Petrobaltic, wydobyta ropa naftowa kierowana jest na tankowiec, gdzie jest magazynowana. W celu zwiększenia ciśnienia złożowego na platformie zainstalowano system zatłaczania wody do złoża kierunkowymi otworami zatłaczającymi.

Kolejnym źródłem zaburzeń fizycznych dna morskiego jest wydobycie z dna piasku i żwiru. Lokalizację tego typu działań przedstawiono na Rys. 4.2.5. Zgodnie z informacjami raportowanymi przez podmioty krajowe do HELCOM oraz dodatkowo z danymi pochodzącymi bezpośrednio z urzędów morskich, pozyskanymi na potrzeby niniejszego opracowania, w latach 2011–2016 funkcjonowało 18 obszarów wydobycia, z czego największe to Rowy i Łeba 1 o powierzchni, odpowiednio, 56,43 km^2 i 40,00km^2 (Tabela 4.2.2.). Najwięcej materiału wydobyto w latach 2011–2016 na stanowisku Wisła Śmiała (518200 m^3).



Rys.4.2.4. Schemat funkcjonowania platformy morskiej „Baltic Beta" (źródło: GRUPA LOTOS S.A.).

[6] http://www.lotos.pl/347/grupa_kapitalowa/nasze_spolki/lotos_petrobaltic/informacje/produkcja

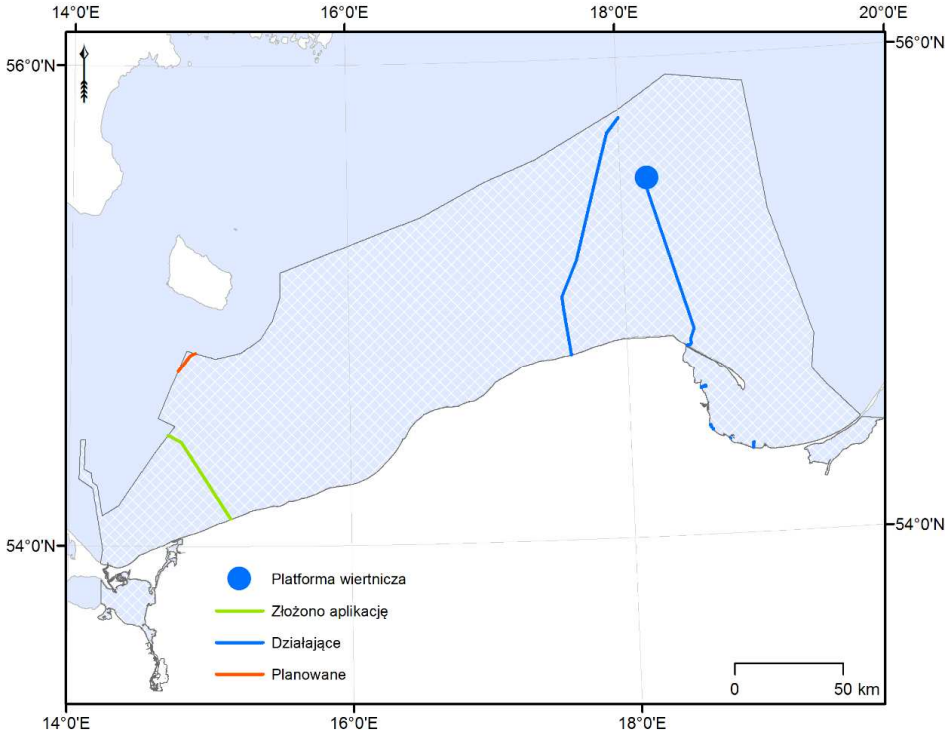


Rys. 4.2.5. Wydobycie piasku i żwiru w latach 2011–2016 (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).

Tabela 4.2.2. Obszary wydobycia piasku i żwiru w latach 2011–2016 (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).

Lp	Nazwa obszaru	Powierzchnia [km^2]	Objętość wydobytego materiału [m^3]
1.	Ustka 1	8,11	155500
2.	Łeba 1	40,00	120000
3.	Rowy	56,43	120000
4.	Mrzeżyno I	3,16	0
5.	Mrzeżyno II	1,18	0
6.	Dziwnów	1,48	0
7.	Rewal 10	0,42	0
8.	Rewal 8	1,09	0
9.	Półwysep helski 6	0,67	0
10.	Jastarnia	0,18	2715
11.	Rozewie	0,15	0
12.	Piaski – wejście do portu	8,80	3304
13.	Tolkmicko	2,82	14375
14.	Piaski - nabrzeże	2,30	3304
15.	Gdynia	4,74	6457
16.	Frombork	3,13	47337
17.	Elblążka	0,10	50154
18.	Wisła Śmiała	2,98	518200

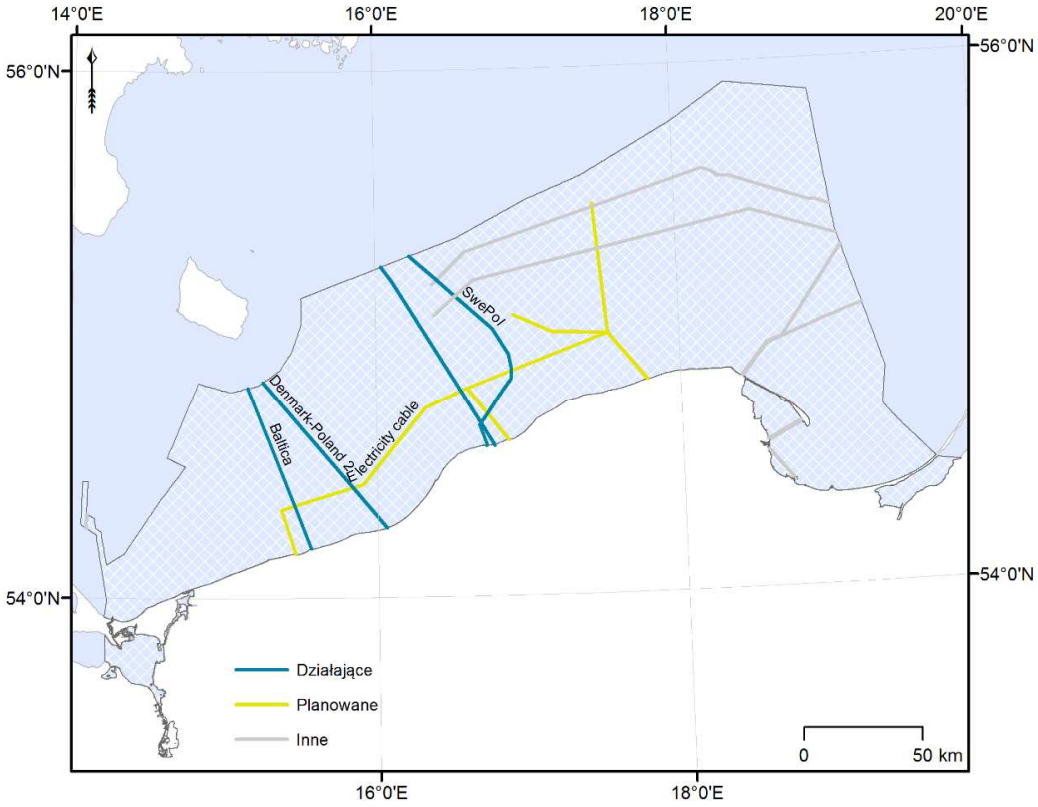
W latach 2011–2016 w POM funkcjonowały rurociągi o łącznej długości około 200 km. Jeden z dwóch dłuższych odcinków rurociągu (około 80 km) łączy Władysławowo z platformą „Baltic Beta" (Rys. 4.2.6). Szereg krótszych rurociągów funkcjonuje w rejonie Trójmiasta.



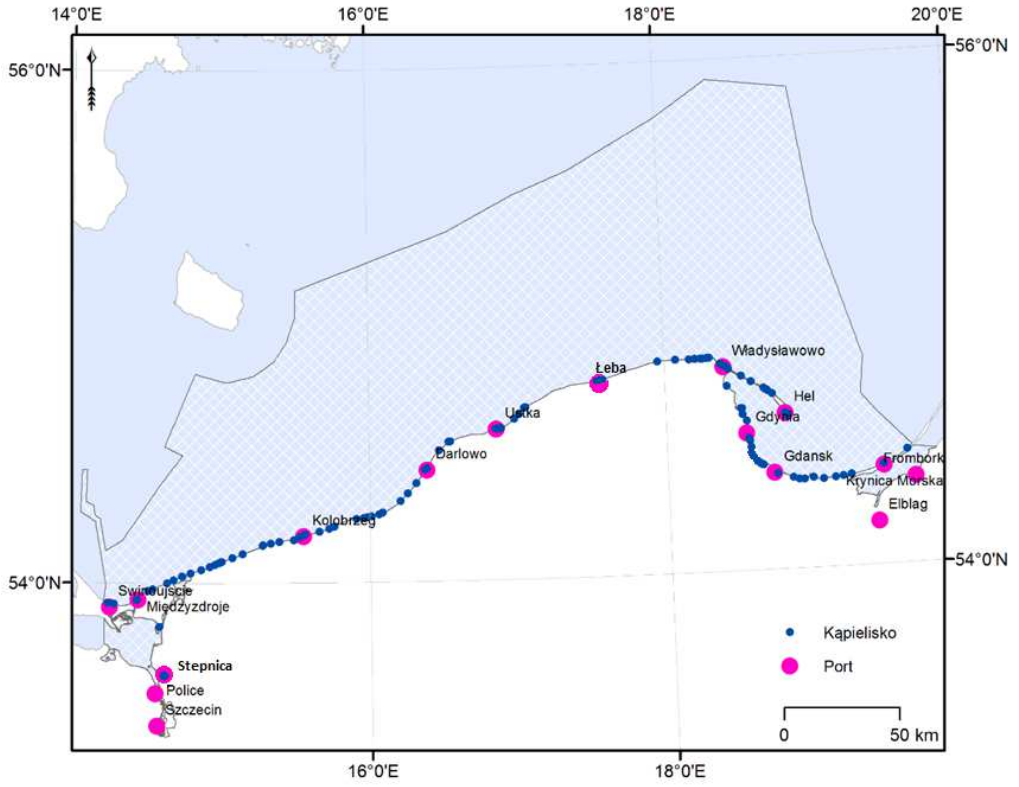
Rys. 4.2.6. Rurociągi (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).

Innym obiektem liniowym w POM są podmorskie kable telekomunikacyjne i elementy sieci elektroenergetycznej (Rys. 4.2.7.). W latach 2011–2016 funkcjonowało ich łącznie około 350 km (dane według HELCOM). Ponadto obecne są też odcinki kabli, co stanowi rezultat nieukończonych inwestycji (540 km). Brak jest jednak szczegółowych informacji na ich temat.

Lokalizację głównych portów i kąpielisk przedstawiono na Rys. 4.2.8. Poza portami o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej, tj. portami morskimi w Gdańsku, Gdyni, Szczecinie i Świnoujściu (zgodnie z ustawą z dnia 20 grudnia 1996 r. o portach i przystaniach morskich), na mapie przedstawiono również lokalizację portów regionalnych: Darłowo, Elbląg, Hel, Kołobrzeg, Łeba, Police, Stepnica, Ustka i Władysławowo oraz portów lokalnych: Frombork, Międzyzdroje (dotyczy dwóch przystani morskich) i Krynica Morska. Pozostałe porty uznawane za lokalne to Dziwnów, Dźwirzyno, Jastarnia, Kamień Pomorski, Karsibór, Kąty Rybackie, Lubin, Mrzeżyno, Nowa Pasłęka, Nowe Warpno, Przytór, Puck, Rowy, Sierosław, Tolkmicko, Trzebież, Wapnica i Wolin.



Rys. 4.2.7. Lokalizacja podmorskich kabli (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).



Rys. 4.2.8. Porty i kąpieliska (opracowanie własne na podstawie zebranych danych z lat 2011-2016).

Zaburzenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne)

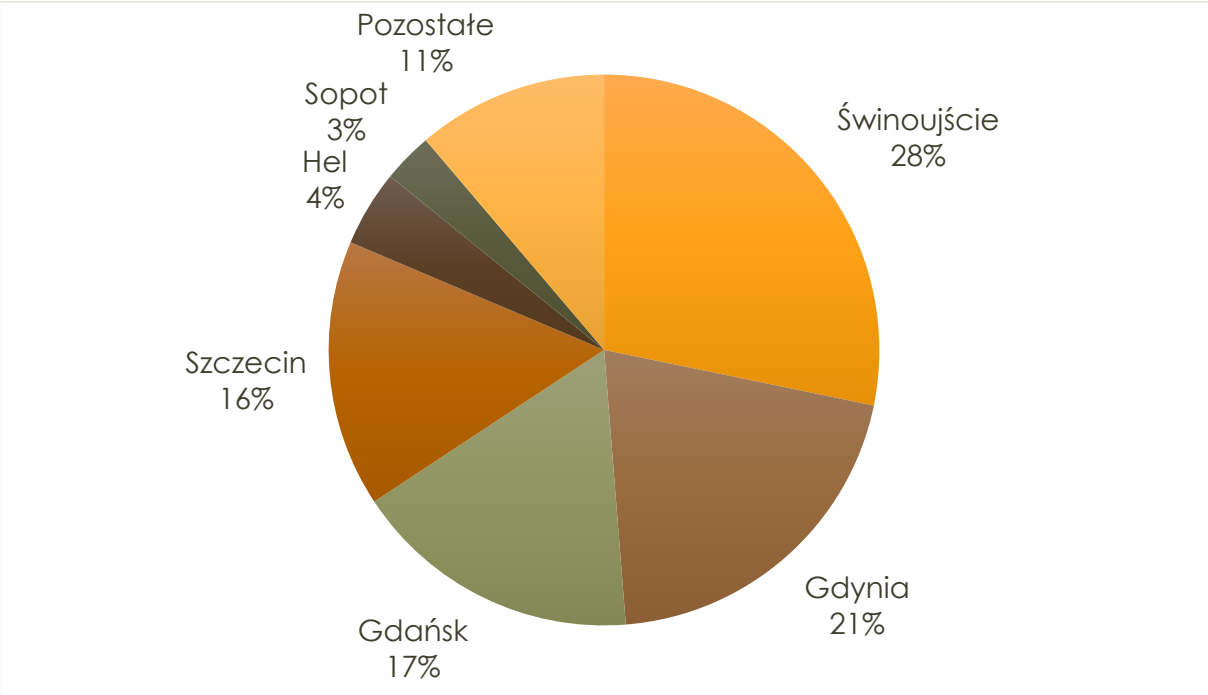
Jednym z głównych źródeł zaburzeń fizycznych dna morskiego jest żegluga. W Tabela 4.2.3. przedstawiono informacje na temat statków wchodzących do polskich portów morskich, w tym ich liczbę i pojemność. Jak wynika z przedstawionych informacji (patrz również Rys. 4.2.9), najwięcej statków, w tym o największej pojemności, wpłynęło w latach 2011–2016 do Świnoujścia, następnie do Gdyni, Gdańska i Szczecina (tj. ponad 80% wszystkich statków wpływających do polskich portów). Pozostałe porty mają mniejsze znaczenie.

Tabela 4.2.3. Statki wchodzące do portów morskich w latach 2011–2016 (GUS 2015 – dane za rok 2011; GUS 2016 – dane za lata 2012 - 2014; GUS 2017c – dane za lata 2015-2016).

PORTY		Liczba statków	Pojemność netto (NT) w tys.	Pojemność brutto (GT) w tys.
RAZEM	2011	18864	71905,3	169583,3
	2012	18416	73720,2	171670,3
	2013	17816	76076,1	172794,0
	2014	17384	84315,5	190664,6
	2015	18169	83909,2	194332,4
	2016	18928	89061,6	205810,3
Gdańsk	2011	3252	16971,8	36651,0
	2012	3127	17832,8	39029,9
	2013	2948	17989,1	38407,8
	2014	2869	19059,3	40684,0
	2015	3106	20904,1	45190,6
	2016	3274	23403,4	48978,5
Gdynia	2011	3864	26391,2	59442,5
	2012	3578	26917,6	58149,1
	2013	3618	26437,7	55118,2
	2014	3754	28690,8	59756,6
	2015	3678	26852,5	56360,8
	2016	3956	27959,3	59804,7
Szczecin	2011	3084	4689,5	9804,9
	2012	2822	4677,0	9798,0
	2013	2872	4840,1	10083,4
	2014	2619	5097,6	10404,1
	2015	2830	5493,4	11040,9
	2016	2939	5723,9	11452,9
Świnoujście	2011	4904	22352,2	60429,7
	2012	5118	22867,9	61574,9
	2013	4913	25512,4	66445,2
	2014	5079	30035,5	76917,9
	2015	5354	29265,9	78610,4
	2016	5548	30642,4	82582,1
Police	2011	306	881,1	1741,9
	2012	276	753,9	1503,8
	2013	220	644,2	1341,0
	2014	264	805,1	1619,8
	2015	275	772,6	1585,2
	2016	323	783,2	1578,6
Darłowo	2011	56	35,5	69,5

PORTY		Liczba statków	Pojemność netto (NT) w tys.	Pojemność brutto (GT) w tys.
	2012	99	63,0	128,3
	2013	69	46,6	99,3
	2014	79	48,4	103,0
	2015	163	135,7	256,7
	2016	44	39,2	75,6
Elbląg	2011	149	64,9	134,4
	2012	256	118,1	221,0
	2013	472	244,5	359,6
	2014	546	226,2	311,4
	2015	291	113,3	164,5
	2016	165	69,3	103,8
Frombork	2011	385	37,8	72,3
	2012	370	35,2	67,0
	2013	325	30,8	59,0
	2014	253	21,8	38,1
	2015	248	21,2	37,1
	2016	211	17,5	30,6
Hel	2011	1109	189,6	572,0
	2012	1009	159,1	502,2
	2013	770	107,0	330,4
	2014	558	92,1	266,7
	2015	675	127,2	381,2
	2016	762	143,9	451,7
Kołobrzeg	2011	228	128,6	260,5
	2012	241	138,5	280,5
	2013	173	78,0	168,2
	2014	188	91,9	204,3
	2015	165	79,6	175,8
	2016	168	88,2	194,7
Krynica Morska	2011	372	33,9	60,7
	2012	358	31,7	56,3
	2013	311	26,6	46,5
	2014	253	21,8	38,1
	2015	248	21,2	37,1
	2016	211	17,5	30,6
Międzyzdroje	2011	355	68	182,4
	2012	406	71,5	186,2
	2013	420	71,6	186,3
	2014	411	73,0	189,9
	2015	442	76,9	200,3
	2016	424	73,2	190,8
Nowe Warpno	2014	1	0,1	0,2
Sopot	2011	524	41,3	104,7
	2012	543	30,3	107,2
	2013	453	28,5	91,2
	2014	385	35,5	91,4
	2015	552	71,4	237,3
	2016	765	86,7	289,6
Stepnica	2015	51	12,4	26,1
	2016	36	4,3	17,8
Trzebież	2011	93	4,5	9,6
	2012	33	6,7	16,5
	2013	66	3,5	8,7

PORTY		Liczba statków	Pojemność netto (NT) w tys.	Pojemność brutto (GT) w tys.
	2014	25	2,0	4,8
	2015	19	2,2	4,9
	2016	19	1,9	4,7
Ustka	2011	8	1,1	3,6
	2012	15	5,5	12,1
	2013	12	1,5	5,9
	2014	6	0,4	3,0
	2015	1	0,0	0,1
	2016	2	0,1	0,3
Władysławowo	2011	175	14,3	43,7
	2012	165	11,5	37,3
	2013	174	14,0	43,4
	2014	80	8,6	23,9
	2015	78	7,9	23,3
	2016	81	7,5	23,4

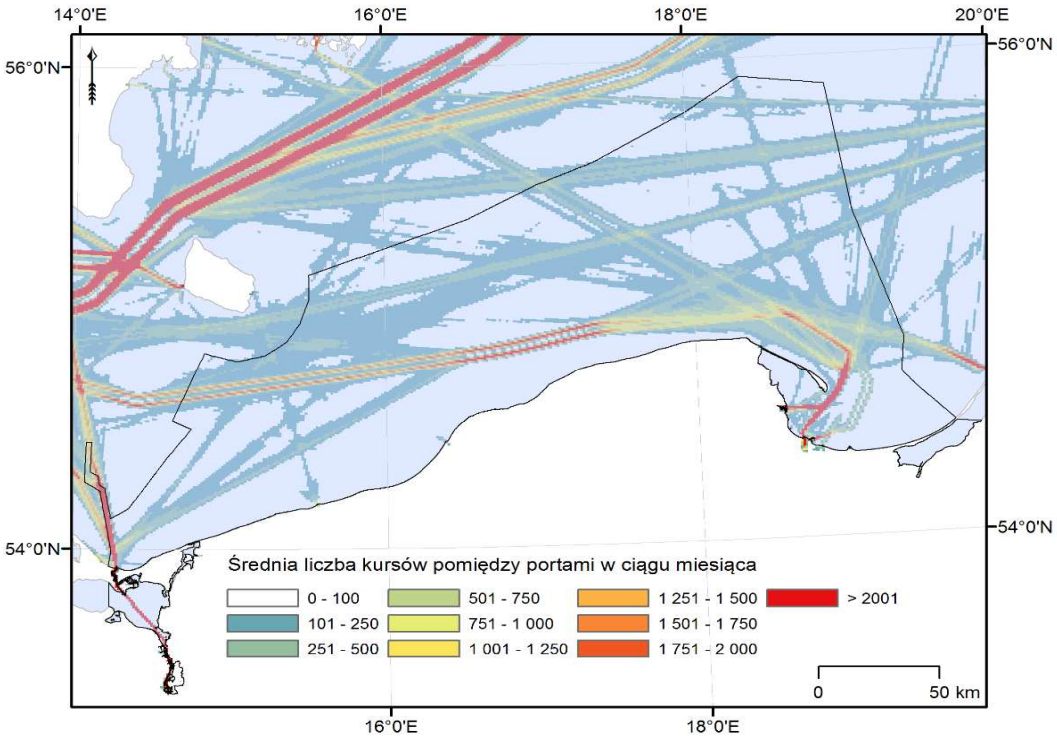


Rys. 4.2.9. Liczba statków wchodzących do portów morskich w latach 2011–2016 (GUS, 2015; 2016; 2017b).

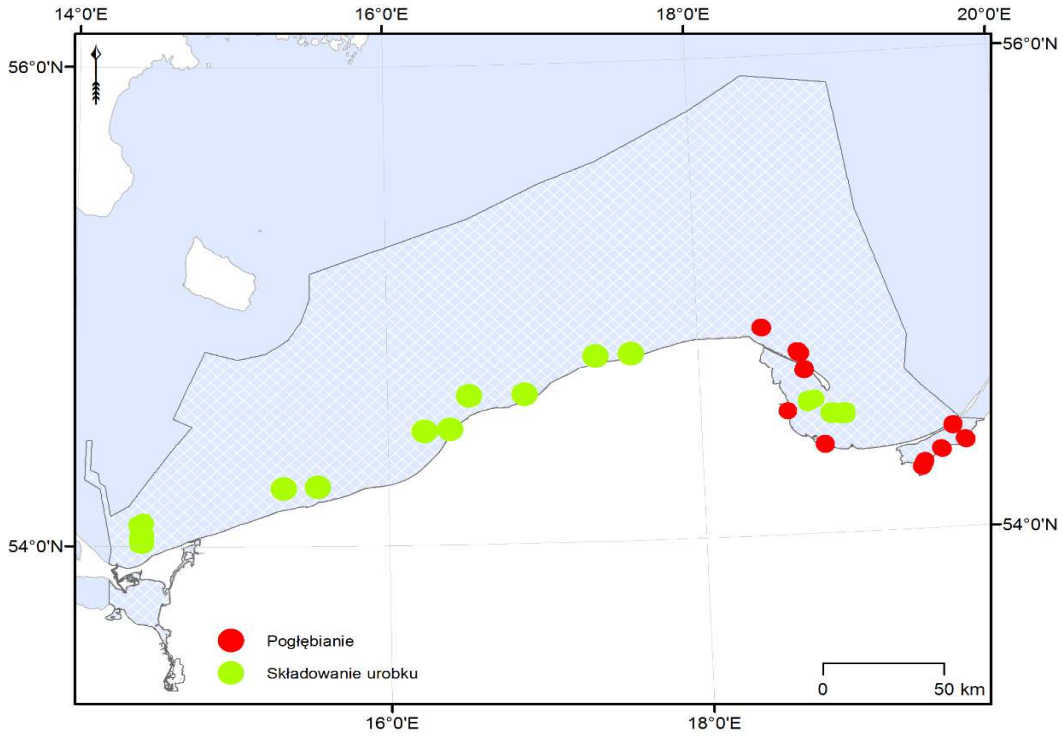
Największe zagęszczenie ruchu statków w latach 2011–2016 miało miejsce w Zatoce Gdańskiej (co jest związane z torami wodnymi od portów w Gdyni i Gdańsku, łączącymi się w odległości około 15km od brzegu, mijającymi Cypel Helski i skręcającymi na zachód), w Zatoce Pomorskiej oraz około 10–15km na południe od Ławicy Słupskiej. Na mapie (Rys. 4.2.10) zaprezentowano średnie zagęszczenie ruchu statków w ciągu miesiąca (na podstawie danych rastrowych z lat 2011–2015, HELCOM). Przedstawione wartości odnoszą się do oczka siatki o rozmiarze 1 km x 1 km, a wartość oznacza całkowitą liczbę tras statków przypadających na obszar komórki w ciągu miesiąca. Dane z poszczególnych lat (2011–2016) są prezentowane w

portalu internetowym „Baltic Sea Shipping traffic intensity" (http://maps.helcom.fi/website/AISexplorer/).

Poza żeglugą, zaburzenia fizyczne dna morskiego mogą być wynikiem prowadzonego wydobycia piasku i żwiru oraz prac pogłębieniowych i związanych ze składowaniem wydobytego urobku (lokalizację takich działań pokazano na Rys. 4.2.11). W sumie zidentyfikowano 10 miejsc, w których w latach 2011– 2016 było prowadzone pogłębianie dna morskiego, o łącznej powierzchni 1,2 km^2 (Tabela 4.2.4.). W tym okresie dno pogłębiono o blisko 700 tys. m^3. Urobek był składowany w kilkunastu miejscach, niemal wzdłuż całego polskiego wybrzeża (za wyjątkiem Półwyspu Helskiego i Mierzei Wiślanej) (Tabela 4.2.5), przy czym największa ilość w Zatoce Pomorskiej (w sumie ponad 5 mln m^3) oraz w rejonie Gdańska (w sumie ponad 4 mln m^3).



Rys. 4.2.10. Średnie zagęszczenie ruchu statków (na podstawie danych HELCOM AIS z lat 2011–2015).



Rys. 4.2.11. Pogłębianie dna i składowanie urobku (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).

Tabela 4.2.4. Pogłębianie dna morskiego w latach 2011–2016 (na podstawie danych przekazanych przez urząd morski w Gdyni).

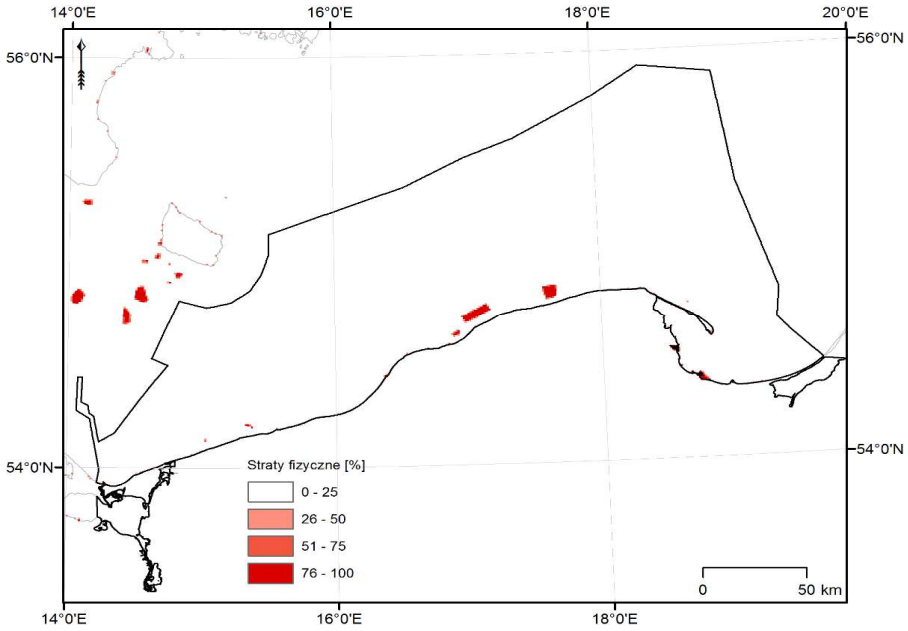
Nazwa miejsca	Powierzchnia [m²]	2011 [m³]	2012 [m³]	2013 [m³]	2014 [m³]	2015 [m³]	2016 [m³]	suma [m³]
Półwysep Hel	673513	0	0	0	0	0	bd.	0
Jastarnia	175522	0	1357,305	1357,305	0	0	bd.	2714,61
Rozewie	150243	0	0	0	0	0	bd.	0
Piaski – wejście do portu	8801	0	0	1652,075	1652,075	0	bd.	3304,15
Tolkmicko	28200	0	0	0	14375,49	0	bd.	14375,49
Piaski – nabrzeże	2300	0	0	1652,075	1652,075	0	bd.	3304,15
Gdynia	4736	0	0	0	6457,42	0	bd.	6457,42
Frombork	31314	0	0	0	47337,03	0	bd.	47337,03
Elblążka	102081	0	0	25077	25077	10000	37596,97	97750,97
Wisła Śmiała	29771	0	172733,33	172733,33	172733,33	0	bd.	518200
Kamienica Elbląska	20700	0	0	0	0	0	5150,52	5150,52

Tabela 4.2.5. Składowanie urobku w latach 2011–2016 (na podstawie danych przekazanych przez urzędy morskie w Gdyni, Słupsku i Szczecinie).

Nazwa miejsca	Kod HELCOM*	2011 [m³]	2012 [m³]	2013 [m³]	2014 [m³]	2015 [m³]	2016 [m³]	suma [m³]
Port Kołobrzeg, Bałtyk Właściwy		51677	0	0	0	0	bd.	51677
Port Darłowo Bałtyk Właściwy		39334	42000	0	0	0	bd.	81334
Port Ustka		20815	18000	0	0	0	bd.	38815
Port Łeba		24391	19500	0	0	0	bd.	43891
Kołobrzeg	PL-004	0	35250	30000	21000	9000	4000	99250
Darłowo	PL-005	0	0	122231	12000	16500	9000	159731
Ustka	PL-006	0	0	28500	18000	24000	17000	87500
Łeba	PL-007	0	0	13500	4500	0	bd.	18000
Gdynia	PL-001	64750	0	55500	47300	0	bd.	167550
DCT	PL-003	0	676945	0	49500	1943363	bd.	2669810
Zatoka Pomorska	PL-011	0	0	0	1396500	0	bd.	1396500
Zatoka Pomorska	PL-013	625691	2956966	18140	0	127500	bd.	3728300
Gdańsk	PL-002	1415200	11700	81750	4500	4550	bd.	1517700

* Oznaczenie, stosowane w bazie HELCOM, w celu umożliwienia prowadzenia statystyk i obliczeń na obszarze całego Bałtyku.

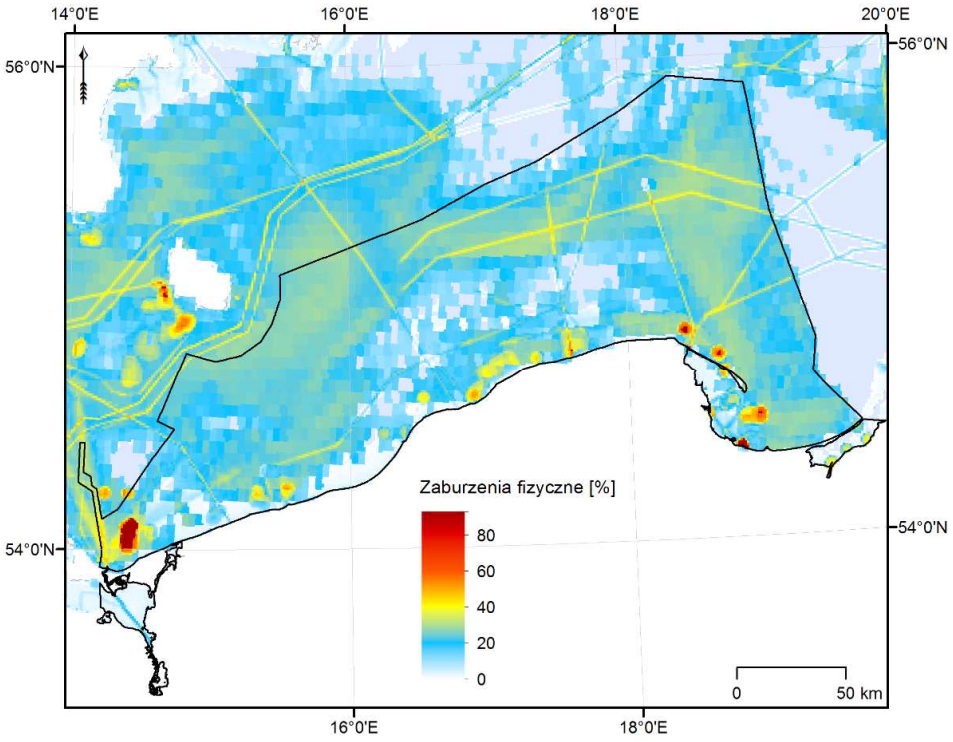
W realizowanym programie monitoringu środowiska morskiego parametrami, które mogą posłużyć do przeprowadzenia oceny stanu w zakresie integralności dna morskiego są wskaźniki multimetryczne makrozoobentosu i fitobentosu. Wskaźniki te uwzględniają informacje na temat nie tylko liczebności, ale również wrażliwości organizmów bentosowych na niekorzystny wpływ działalności ludzkiej, zawierają więc informacje o stanie środowiska w aspekcie występowania pozytywnych oraz negatywnych czynników kształtujących warunki bytowania na dnie morskim (GIOŚ, 2016a).



Rys. 4.2.12. Straty fizyczne dna morskiego – poziom presji antropogenicznych (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).

Przy określaniu poziomu presji antropogenicznych związanego z zaburzeniami fizycznymi (Rys. 4.2.13.) wzięto pod uwagę wszystkie działalności powodujące okresową zmianę podłoża morskiego. Średni poziom zaburzenia w POM wynosi 20%. Największe straty zidentyfikowano w Zatoce Pomorskiej i są one związane z miejscami depozycji urobku. W przypadku akwenów: Basen Bornholmski, wschodnia części Basenu Gotlandzkiego, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, polska cześć Zalewu Wiślanego presją jest objęte od 10% do 25% powierzchni dna. W pozostałych przypadkach presją jest objęte mniej niż 10% pow. dna akwenu.

Zidentyfikowane oddziaływania zaprezentowano w tabeli poniżej (Tabela 4.2.6.), gdzie zestawiono powierzchnię siedlisk utraconą w wyniku presji antropogenicznych na podstawie dostępnych danych z okresu 2011–2016. Na podstawie przeprowadzonych obliczeń wskazano, że największym stratom podlegało siedlisko oznaczone kodem A5.25 lub A5.26 według klasyfikacji EUNIS (łącznie blisko 90 km^2).



Rys. 4.2.13. Zaburzenia fizyczne dna morskiego – poziom presji antropogenicznych (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania).

Tabela 4.2.6. Całkowity obszar siedlisk utraconych w wyniku strat fizycznych dna morskiego pochodzenia antropogenicznego (opracowanie własne na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania oraz danych EMODNet).

Typ siedliska	Kod siedliska EUSNIS	Nazwa siedliska zgodnie z RDSM	Wielkość obszaru podlegającego stratom fizycznym [km^2]
Mesohaline2 High energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	Circalittoral Sand	75,57
Oligohaline High energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	Circalittoral Sand	10,77
Mesohaline1 Moderate energy infralittoral sand	A5.23 lub A5.24	Infralittoral Sand	5,50
Mesohaline1 Low energy infralittoral seabed	Infralittoral seabed	NA	3,50
Mesohaline2 Moderate energy infralittoral sand	A5.23 lub A5.24	Infralittoral Sand	2,06
Mesohaline1 Moderate energy infralittoral seabed	Infralittoral seabed	NA	1,17
Mesohaline1 Moderate energy infralittoral muddy Sand	A5.33	Infralittoral mud	1,12
Oligohaline Moderate energy infralittoral sand	A5.23 lub A5.24	Infralittoral sand	0,82

Typ siedliska	Kod siedliska EUSNIS	Nazwa siedliska zgodnie z RDSM	Wielkość obszaru podlegającego stratom fizycznym [km^2]
Oligohaline Low energy infralittoral seabed	Infralittoral seabed	NA	0,72
Mesohaline2 Moderate energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	Circalittoral sand	0,05
Mesohaline1 Moderate energy circalittoral muddy sand	A5.35	Circalittoral mud	0,05
Mesohaline1 Low energy infralittoral sand	A5.23 lub A5.24	Infralittoral sand	0,04
Mesohaline1 Moderate energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	Circalittoral sand	0,02

Dzięki wykonanym obliczeniom wskazano, że łącznie zaburzeniom podlega blisko 245 km^2 siedlisk dennych, przy czym w większości (około 230 km^2) dotyczy to niewielkiej części siedlisk (25–50%). Stwierdzono, że 5-25% powierzchni POM potencjalnie może podlegać zaburzeniom fizycznym powierzchni dna.

Tabela 4.2.7. Całkowity obszar siedlisk będących pod wpływem oddziaływań w związku z zaburzeniami fizycznymi dna morskiego pochodzenia antropogenicznego (opracowanie własne na podstawie danych HELCOM oraz EMODNet).

% powierzchni podlegającej zaburzeniom	Typ siedliska	Kod siedliska EUNIS	Wielkość obszaru podlegającego zaburzeniom fizycznym [km^2]
>50	Mesohaline1 Moderate energy infralittoral Sand	A5.23 lub A5.24	1,31
	Oligohaline High energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	0,89
25–50	Mesohaline2 High energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	117,28
	Mesohaline2 High energy deep circalittoral fine mud	A5.37	48,99
	Mesohaline2 High energy deep circalittoral mixed sediment	A5.45	34,68
	Mesohaline2 Moderate energy infralittoral sand	A5.23 lub A5.24	9,99
	Mesohaline2 Moderate energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	8,29
	Mesohaline2 High energy circalittoral mixed sediment	A5.44	5,24
	Mesohaline1 Moderate energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	2,20
	Mesohaline3 High energy circalittoral mixed sediment	A5.44	2,20
	Mesohaline2 High energy circalittoral muddy sand	A5.35	1,79
	Mesohaline1 Moderate energy circalittoral fine mud	A5.36	0,89
	Mesohaline2 Moderate energy circalittoral coarse sediment	A5.14	0,89
<25	Mesohaline1 Low energy infralittoral mud and muddy sand	A5.33 lub A5.34	4,25
	Mesohaline2 High energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	2,20
	Mesohaline2 High energy deep circalittoral fine mud	A5.37	1,78
	Oligohaline Low energy infralittoral mud and muddy sand	A5.33 lub A5.34	0,89

% powierzchni podlegającej zaburzeniom	Typ siedliska	Kod siedliska EUNIS	Wielkość obszaru podlegającego zaburzeniom fizycznym [km^2]
	Mesohaline1 High energy circalittoral sand	A5.25 lub A5.26	0,89

Przeprowadzone analizy pozwoliły na ocenę presji, która jest związana z cechą D6 „*Integralność dna morskiego utrzymuje się na poziomie gwarantującym ochronę struktury i funkcji ekosystemów oraz brak niekorzystnego wpływu zwłaszcza na ekosystemy bentosowe*". W szczególności w odniesieniu do kryteriów D6C1 i D6C2 przedstawiono zasięgi przestrzenne i rozkłady strat fizycznych (trwałej zmiany) dna morskiego oraz presji fizycznych zakłóceń dna morskiego (Rys. 4.2.2, Rys. 4.2.3 i Rys. 4.2.5–Rys. 4.2.13.). Na podstawie obliczeń (w środowisku GIS, przy wykorzystaniu zestawu danych przestrzennych omówionych w Tabela 4.2.1.) stwierdzono, że straty fizyczne dna morskiego w każdym z regionów (Basen Bornholmski, wschodnia część Basenu Gotlandzkiego, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, polskie wody przybrzeżne wschodniej części Basenu Gotlandzkiego, Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Polska część Zalewu Szczecińskiego, Polska część Zalewu Wiślanego) stanowią mniej niż 1% powierzchni. Ponadto w odniesieniu do kryterium D6C3 podano wielkości siedlisk (Tabela 4.2.6. i Tabela 4.2.7.), które potencjalnie podlegają negatywnym oddziaływaniom. Oceniono, że fizycznym zaburzeniom może podlegać od 5% do 25% powierzchni siedlisk w każdym z podregionów w ramach POM, przy czym intensywność tych zaburzeń przedstawiono na Rys. 4.2.13.

Zmiany warunków hydrologicznych

Zmiany warunków hydrologicznych o podłożu antropogenicznym mogą być związane przede wszystkim ze zmianami temperatury, zasolenia, odczynu wody morskiej, a także mieszaniem i wymianą wód, zmianami charakterystyk pola prądów morskich i falowania wiatrowego. Większość z wymienionych elementów jest skutkiem presji antropogenicznych pochodzenia lądowego (głównie zrzuty wód z lądu, np. wód podgrzanych w wyniku chłodzenia elektrowni). Do presji antropogenicznych pochodzenia morskiego zalicza się konstrukcje na morzu (farmy wiatrowe, platformy morskie) oraz modyfikacje torów wodnych, które mogą powodować lokalne zmiany warunków hydrodynamicznych. Siedliska mogą podlegać znacznym zmianom w przypadku wystąpienia ekstremalnych warunków hydrodynamicznych, prowadzących np. do transportu osadów. Przeprowadzone dotychczas badania i analizy wskazują, że dotyczy to głównie obszarów płytkowodnych, gdzie oddziaływanie falowania wiatrowego czy prądów dochodzi do dna (Yang i In., 2010).

W ramach projektu TAPAS wskazano warstwy danych przestrzennych (Tabela 4.2.8.), zawierające informację na temat działalności prowadzonej przez człowieka i mogącej wpływać na zmiany warunków hydrologicznych. Są to elektrownie wodne, które stanowią presję pochodzenia lądowego, modyfikacje torów wodnych, farmy wiatrowe i platformy morskie. Spośród wymienionych powyżej elementów w POM funkcjonują dwie platformy morskie „Baltic Beta" oraz „LOTOS Petrobaltic". Znajdują się one około 70 km od brzegu. Głębokość w miejscu posadowienia platform wynosi około 80 m (lokalizację platform przedstawiono na Rys. 4.2.3). Z uwagi na dość znaczną głębokość, platforma nie powoduje znaczących dla siedlisk zaburzeń procesów hydrodynamicznych. Nie stwierdzono też innych oddziaływań wynikających z działalności platformy.

Tabela 4.2.8. Wykaz warstw danych przestrzennych związanych z presjami antropogenicznymi do wykorzystania przy określaniu indeksów BSPI/BSII podczas drugiej oceny holistycznej (na podstawie HELCOM 2016a, Załącznik 2; zmiany warunków hydrologicznych).

Nazwa warstwy	Źródła danych	Aktualność danych	Uwagi dotyczące danych
Zmiany warunków hydrologicznych			
Elektrownie wodne*	–	–	–
Modyfikacje torów wodnych	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Urząd Morski w Gdyni, Słupsku i Szczecinie	Ostatnia aktualizacja: kwiecień 2017	–
Farmy wiatrowe	HELCOM	Dane z roku 2016	Brak morskich farm wiatrowych w POM
Platformy morskie	HELCOM na podstawie danych przekazanych przez Centrum Koordynacji Ratownictwa Morskiego	Ostatnia aktualizacja: kwiecień 2017	–

*Kursywą oznaczono warstwy danych, których zawartość nie wchodzi w zakres niniejszego opracowania.

W granicach POM nie zidentyfikowano działań związanych ze zmianami warunków hydrologicznych, mogących prowadzić do presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie. Monitorowanie zmian w zakresie hydrologii powinno obejmować wszelkie działania budowlane mogące prowadzić do lokalnych zaburzeń tej cechy.

Substancje, odpady i energia

Substancje biogenne

Substancje biogenne pochodzą z różnorodnych źródeł rozproszonych i punktowych. Ich nośnikiem są przede wszystkim śródlądowe wody powierzchniowe, poprzez które dochodzi do zrzutu zanieczyszczonych wód obciążonych nadmiernym ładunkiem pochodzenia rolniczego czy komunalnego.

BSEP 125 (HELCOM 2010a) rozróżnia następujące źródła substancji biogennych, generowanych na wodach morskich: akwakultury, atmosferyczna depozycja azotu, wodny dopływ związków azotu, wodny dopływ związków fosforu. Z wymienionych źródeł jedynie akwakultury są antropogenicznym morskim źródłem substancji biogennych.

W Polsce nie prowadzi się akwakultur morskich, stąd dla elementu substancje biogenne nie rozpoznano źródeł pochodzenia morskiego.

Zgodnie z Konwencją MARPOL, odbiór wszystkich odpadów i ścieków ze statków jest uregulowany (MARPOL załącznik IV i V, HELCOM 2015d).

W POM brak jest morskich antropogenicznych źródeł substancji biogennych, głównym źródłem tych substancji są zanieczyszczenia lądowe, wnoszone za pośrednictwem rzek.

Materia organiczna

Ogólnie przyjmuje się, że materia organiczna w morzu może występować zarówno w formie zawieszonej jak i rozpuszczonej. Jest istotnym elementem w obiegu materii i ma wpływ na warunki tlenowe na skutek procesów dekompozycji mikrobiologicznej.

W POM nie występują antropogeniczne morskie źródła materii organicznej. Do najpowszechniejszych źródeł materii organicznej w Bałtyku należą za to akwakultury morskie oraz spływ rzeczny.

Inne substancje

HELCOM uznaje substancje za „niebezpieczne", jeśli spełniają następujące warunki: są toksyczne, trwałe i ulegające bioakumulacji lub bardzo trwałe i bardzo łatwo ulegające bioakumulacji. Za niebezpieczne uznaje się również substancje wpływające na układ hormonalny i odpornościowy. Dodatkowo listę substancji niebezpiecznych poszerzono o radionuklidy (HELCOM 2010a).

Substancje niebezpieczne dostają się do Bałtyku z czterech głównych źródeł: (1) źródła punktowe na wybrzeżu lub w głębi lądu, takie jak duże zakłady przemysłowe i oczyszczalnie ścieków, (2) lądowe źródła rozproszone takie jak zrzuty z obszarów rolniczych, lasów i innych sposobów zagospodarowania, (3) działania na morzu takie jak transport morski, działania platform wiertniczych, prace bagrownicze i inne prace naruszające integralność dna morskiego, (4) depozycja atmosferyczna substancji pochodzących ze wszelkiego rodzaju spalania oraz lotnych toksyn takich jak pestycydy. W niniejszym aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich uwzględniono tylko źródła pochodzenia morskiego w okresie od 1 stycznia 2011 r. do 31 grudnia 2016 r.

Za HELCOM (2010a) zidentyfikowano kilka potencjalnych źródeł substancji niebezpiecznych pochodzenia morskiego w Bałtyku, a mianowicie: wypadki statków, wycieki związane z transportem morskim oraz efekty działalności platform wiertniczych i innej działalności człowieka naruszającej integralność dna morskiego oraz oddziaływanie portów i przystani.

Wypadki statków

Ruch statków na Morzu Bałtyckim jest potencjalnym źródłem zanieczyszczeń. Statki mogą ulegać wypadkom i awariom, prowadzącym do przedostawania się do środowiska paliw, olejów, czynników chłodzących, oraz innych płynów technicznych i substancji zanieczyszczających. Z tego względu wypadki statków na morzu są monitorowane i bierze się je pod uwagę jako potencjalne źródło presji antropogenicznych pochodzenia morskiego. HELCOM prowadzi bazę danych wypadków statków w rejonie Morza Bałtyckiego, zgłaszanych przez państwa członkowskie od 2000 r.

Zgodnie z uzgodnioną procedurą, zgłasza się wszystkie wypadki, niezależnie od tego czy wystąpiło zanieczyszczenie środowiska. Dotyczy to tankowców o masie przekraczającej 150 GT (Gross Tonnage) lub innych statków o masie przekraczającej 400 GT, zarówno na wodach terytorialnych jak i w wyłącznych strefach ekonomicznych krajów nadbałtyckich. Typy raportowanych wypadków obejmują osiadanie na mieliźnie, kolizje z innymi statkami albo obiektami stacjonarnymi (nabrzeża, konstrukcje morskie), uszkodzenia takie jak awarie mechaniczne, pożary czy eksplozje. Na Rys. 4.2.14 przedstawiono miejsca odnotowanych wypadków statków m. in. w POM.

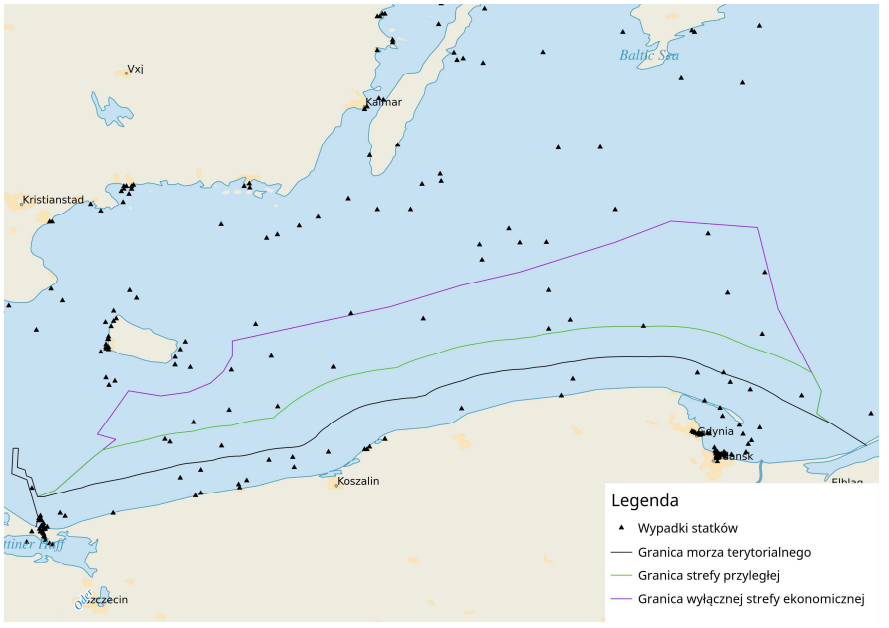
Na podstawie danych z rocznych raportów HELCOM i raportów publikowanych przez Państwową Komisję Badania Wypadków Morskich (PKBWM), ustalono, że w latach 2011-2015 w polskiej strefie Bałtyku doszło do 47 wypadków morskich statków. W zestawieniu presji i wskaźników wzięto pod uwagę statki powyżej 150 GT (tonaż brutto) w przypadku tankowców i 400 GT w przypadku pozostałych rodzajów jednostek. Obecnie dane za rok 2016 są niekompletne i, jak wynika z informacji PKBWM, będą opublikowane w 2018 r. W przypadku wypadków morskich, za presję uznaje się objętość (metry sześcienne) zanieczyszczeń przedostających się do środowiska w wyniku zdarzenia (HELCOM 2010b). Żaden z branych pod uwagę wypadków morskich w badanym okresie (lata 2011 – 2015) nie zakończył się emisją substancji niebezpiecznych do środowiska.

Tabela 4.2.9. Wypadki morskie w polskiej strefie Morza Bałtyckiego w latach 2011-2015 (według HELCOM oraz PKBWM) wraz z zestawieniem presji i wyliczonych wskaźników BSPI i BSII dla każdego z wypadków.

Lp.	Rok	Nazwa	Kategoria	Rozmiar (GT)	Zanieczyszczenie	Presja	BSPI	BSII
1.	2011	LADY ELLENA, 9167409, Antigua & Barbuda	Tanker	3465	nie	0	0	0
2.	2011	RUTH THERESA,9383663,Malta	Tanker	5713	nie	0	0	0
3.	2011	CRYSTAL DIAMOND, 9327059, Luksemburg	Tanker	7903	nie	0	0	0
4.	2011	NIDA STAR,9425227,Malta	Tanker	8621	nie	0	0	0
5.	2011	FRISIAN SPRING, 9367774, Netherlands	Cargo	4087	nie	0	0	0
6.	2011	DEBORA, 6501537, Norway	Cargo	2331	nie	0	0	0
7.	2011	STENA BALTICA, 8416308, Bahama	Passenger	31910	nie	0	0	0
8.	2011	GALILEUSZ, 9019078, Cyprus	Passenger	14398	nie	0	0	0
9.	2011	CHRISTINA,9534262, Li beria	Cargo	4255	nie	0	0	0
10.	2011	AANTON,8867442,St. Vincent	Cargo	2498	nie	0	0	0
11.	2011	MARION K,8026282,Antiqua & Barbuda	Cargo	1127	nie	0	0	0
12.	2011	GRYF, 8818300, Bahamas	Passenger	18653	nie	0	0	0
13.	2011	ONEGO MERCHANT, 9238368, Holland	Cargo	6301	nie	0	0	0
14.	2011	CHRISTOPHER,9359260,Antiqua & Barbuda	Cargo	16023	nie	0	0	0
15.	2012	AARSLEFF 110, Rn 0101906, Danish	Other	1367	nie	0	0	0
16.	2012	NORMA MARY,8704808, U.K.	Other	1833	nie	0	0	0
17.	2012	AHTS GRANIT, 7911260, St. Vincent	Other	1313	nie	0	0	0
18.	2012	EKEN,9286827, Norwegia	Tanker	8829	nie	0	0	0
19.	2012	STENA SPIRIT, IMO 7907661, Bahama	Passenger	39193	nie	0	0	0
20.	2012	WILSON TYNE, 7915307, Malta	Cargo	4913	nie	0	0	0
21.	2012	GALILEUSZ, IMO9019078 Cyprus	Cargo	15848	nie	0	0	0
22.	2012	CITY OF ST. PETERSBURG, 9473456, Panama	Cargo	21143	nie	0	0	0
23.	2012	WOLIN,IMO8420842 Bahamas	Cargo	22874	nie	0	0	0
24.	2013	George Buchner, 5068863, Germany	Other	11060	nie	0	0	0
25.	2013	Twinkle Island, 9512367, Marshall Islands	Cargo	43013	nie	0	0	0
26.	2013	Clymene, 9307657, UK	Cargo	40244	nie	0	0	0
27.	2013	NS Energy, 9609732, Liberia	Cargo	40972	nie	0	0	0
28.	2013	IMI, 9063873, Bahama	Cargo	2715	nie	0	0	0
29.	2013	CARAT, 9429209, USA	Cargo	9983	nie	0	0	0
30.	2013	KARSIBER III, reg. No.ROS1426, POLAND	Other	1441,97	nie	0	0	0
31.	2013	City of St. Petersburg, 9473456, Panama	Cargo	21143	nie	0	0	0
32.	2013	Horizon Aphrodite, 9407366, Liberia	Tanker	29828	nie	0	0	0
33.	2013	GODAFOSS,9086796, ANTIQUA&BARBUDA	Cargo	14664	nie	0	0	0
34.	2013	m/v Andrea Dutch	Cargo	2409	nie	0	0	0
35.	2013	CERAFINA, 9305087, Marshall Islands	Cargo	40524	nie	0	0	0
36.	2013	ZOSIA, Reg. No. SZ-01-009, POLAND	Other	506	nie	0	0	0
37.	2013	SM-PRC-105,reg. PRS-550188, POLAND	Other	539	nie	0	0	0
38.	2013	ANNEMIEKE,9147681, ANTIQUA&BARBUDA	Cargo	8388	nie	0	0	0
39.*	2015	Palica	Tanker	999	nie	0	0	0
40.*	2014	Fast Jef	Cargo	2066	nie	0	0	0
41.*	2014	Alora	Chemical	2918	nie	0	0	0
42.*	2014	Langballig	Cargo	3925	nie	0	0	0
43.*	2014	Jutlandia Swan	Tanker	11711	nie	0	0	0
44.*	2014	Achilles	Cargo	40119	nie	0	0	0
45.*	2014	Marichristina	Cargo	brak danych	nie	0	0	0

46.*	2015	Altamar	Cargo	2984	nie	0	0	0
47.*	2015	Transforza	Cargo	3244	nie	0	0	0

* Dane dotyczące roku 2015 i 2016, zamieszczone w kolumnie"Lp" w pozycjach 39-47, pochodzą z oznaczone gwiazdką w kolimnie „Lp." pochodzą z PKBWM.



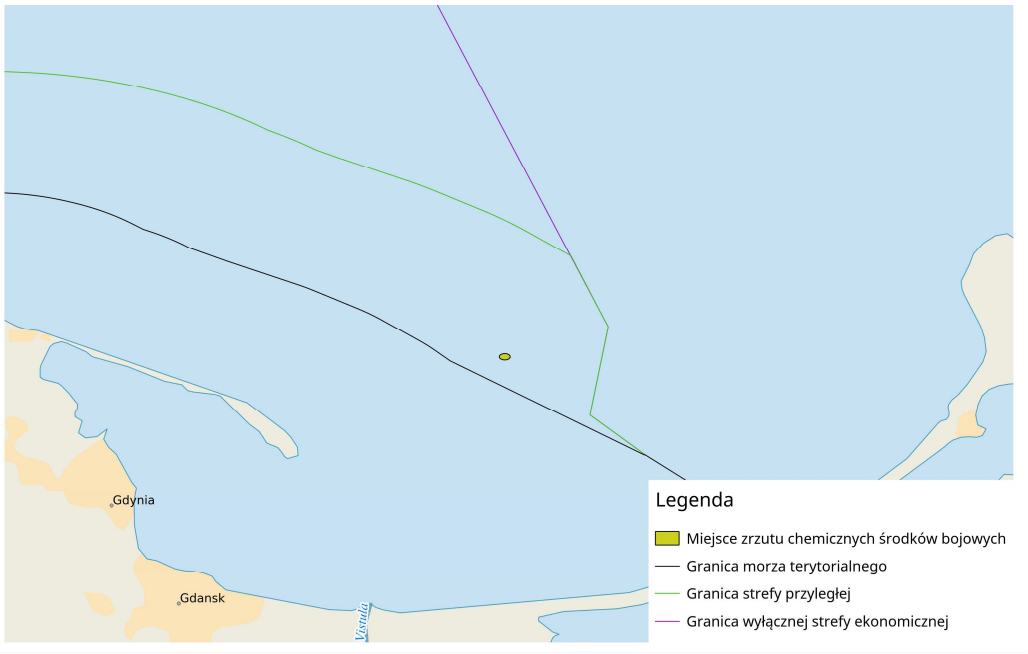
Rys. 4.2.14. Wypadki statków w polskiej strefie Bałtyku w latach 1989-2013 (HELCOM).

Wycieki olejów i innych substancji niebezpiecznych zarejestrowane w trakcie nadzoru powietrznego

W myśl porozumień Komisji Helsińskiej, wody Morza Bałtyckiego są monitorowane z powietrza przy użyciu specjalistycznych samolotów, wyposażonych w sprzęt do teledetekcji zanieczyszczeń. Głównym zadaniem monitoringu powietrznego jest namierzanie wycieków i identyfikowanie potencjalnych sprawców. Monitoring powietrzny skupia się głównie na wyciekach olejów, ale rejestruje także inne zanieczyszczenia. Rekomendacja 34E/4 wydana przez HELCOM doradza państwom członkowskim UE, aby w miarę możliwości objąć cały obszar Morza Bałtyckiego regularnym i systematycznym nadzorem powietrznym, rozwijać i ulepszać systemy teledetekcji i koordynować działania z innymi państwami członkowskimi UE (Kostianoy 2014).

Zatopione chemiczne środki bojowe w Bałtyku

W polskiej strefie Morza Bałtyckiego, a ściślej w Głębi Gdańskiej znajduje się stanowisko składowania środków bojowych. Wspomniane stanowisko ma średnicę 0,62 mili morskiej i jest usytuowane na współrzędnych 54°45'N, 19°10'E (Rys. 4.2.15). Chemiczne środki bojowe znajdowano nie tylko w okolicach wymienionego stanowiska, ale także na plażach w Dziwnowie, Kołobrzegu i Darłowie, co sugeruje istnienie większej ilości takich stanowisk. W roku 1954 w tym rejonie potwierdzono zatopienie około 60 ton środków bojowych, zarówno konwencjonalnych środków wybuchowych, jak i chemicznych środków bojowych. Proporcja wymienionych środków pozostaje nieznana. Obszar został zbadany w ramach projektu CHEMSEA. W wyniku badań magnetometrycznych i akustycznych wykazano obecność zatopionej barki oraz wielu obiektów będących prawdopodobnie ładunkami artyleryjskimi. Obecnie na tym obszarze prowadzi się badania zanieczyszczeń osadów.



Rys. 4.2.15. Stanowisko składowania bojowych środków chemicznych (HELCOM).

Zgodnie z najnowszymi informacjami, Głębia Gdańska jest pomniejszym stanowiskiem zawierającym zaledwie kilka ton chemicznych środków bojowych obok składowiska konwencjonalnych materiałów wybuchowych. Nieznany jest stopień zanieczyszczenia osadów. Ocenia się, że ze względu na głębokość oraz beztlenowe warunki, ryzyko kontaktu organizmów żywych ze wspomnianymi substancjami jest minimalne, jednak występuje ryzyko wyłowienia wspomnianych materiałów przez rybaków.

Przypadki znalezienia białego fosforu na plażach zdarzają się co roku, jednak nie ma oficjalnych danych na temat liczebności takich przypadków. Biały fosfor łatwo jest mylony z bursztynem, co doprowadza do niebezpiecznych incydentów, jako że fosfor po wyschnięciu ulega samozapłonowi i pali się w temperaturze 1300°C.

Na podstawie badań nad chemicznymi środkami bojowymi i materiałami wybuchowymi zatopionymi w morzu wykazano, że z biegiem czasu wspomniane środki mogą reagować ze sobą, jak i ulegać transformacjom. W efekcie, proces starzenia może doprowadzić do zmian własności chemicznych i fizycznych danego środka bojowego, sprawiając, że jego zachowanie w środowisku morskim może być złożone i trudne do przewidzenia. Dzięki temu zjawisku z jednej strony chemiczne środki bojowe mogą tracić swoje niebezpieczne właściwości, ale z drugiej środki wybuchowe mogą stać się bardziej podatne na eksplozje i mniej bezpieczne w manipulacji.

Niektóre z bojowych środków chemicznych podlegają szybkim transformacjom w środowisku, podczas gdy inne reagują bardzo powoli stając się związkami trwałymi w środowisku. Dodatkowo, jeżeli są hydrofobowe i rozpuszczalne w tłuszczach, mają potencjał do biokumulacji i biomagnifikacji w organizmach żywych. Jako TZO mogą być uznane za znaczące zanieczyszczenie środowiska.

W przypadku substancji organicznych, najwyższym stopniem rozkładu jest mineralizacja (rozkład do dwutlenku węgla, amoniaku, wody, siarkowodoru). W przypadku związków metaloorganicznych (środki bojowe oparte na organicznych związkach zawierających arsen) lub nieorganicznych (metal z pojemników lub azydek ołowiu II z detonatorów), przemiany takie mogą doprowadzić do powstania nieorganicznych związków metali ciężkich, które z kolei mogą ulec dalszym transformacjom do nowych związków metaloorganicznych przez drobnoustroje. Te związki często występują naturalnie, a ich toksyczność zależy od rodzaju metalu i rodzaju związku w jakim występuje. Jednak faktem jest, że w środowisku naturalnym stężenia metali ciężkich są bardzo niskie, a ich większe ilości są wprowadzane jedynie na wskutek działalności człowieka.

Wstępne wyniki projektu CHEMSEA pokazują pogorszony stan zdrowia, większą podatność na infekcje skórne i większą liczbę pasożytów skrzeli oraz zaburzeń genetycznych u osobników

odłowionych w rejonach zrzutu w porównaniu z grupą kontrolną. Dodatkowo stwierdzono obniżoną stabilność membrany lizosomalnej co może być wynikiem działania arszeniku zarówno u ryb jak i omułków w rejonie składowiska bojowych środków chemicznych pod Bornholmem (HELCOM 2013f BSEP No XX; BSEP 120B; HELCOM 2013g BSEP 142).

Porty i przystanie

Zgodnie z raportem BSEP 120B (HELCOM 2010b), porty i przystanie mogą stanowić źródło substancji zanieczyszczających ze względu na wysokie stężenia metali ciężkich oraz TBT (Tributylocyny) w osadach. Ze względu na prace remontowe odbywające się w portach i przystaniach do wody przedostaje się wiele zanieczyszczeń.

Zgodnie z BSEP 125 (HELCOM 2010a) presje powodowane przez porty i przystanie są tożsame z presjami fizycznymi (ten sam zestaw danych i metoda obliczeniowa, patrz rozdział 4.2 w części „Straty fizyczne i zaburzenia fizyczne dna morskiego").

Platformy morskie

W polskiej strefie Bałtyku obecnie znajdują się dwie platformy morskie – „Baltic Beta" na pozycji N 55.48143° E 18.1827° oraz „LOTOS Petrobaltic" na pozycji N 55.40035° E 18.7211° (marinetraffic.com, lotos.pl). Wartością presji w przypadku platform morskich na Bałtyku jest średni odpływ wody zrzutowej z miejsca, który dla platform wiertniczych został oszacowany na maksymalną wartość konstrukcji przemysłowych. Jeżeli nie są dostępne dane odnośnie zrzutów danej konstrukcji, przypisuje się wartość średnią.

Przypadkowe wycieki substancji ropopochodnych zaobserwowane podczas monitoringu powietrznego

Z publikowanych przez HELCOM rocznych raportów przebiegu monitoringu powietrznego zanieczyszczeń olejowych w latach 2011–2015 wynika, że w polskiej strefie Morza Bałtyckiego zarejestrowano 56 przypadków zanieczyszczenia wody morskiej przez wycieki olejów (Rys. 4.2.16). Zgodnie z metodyką HELCOM (HELCOM 2010a) za wartość presji przyjęto objętość (metry sześcienne) substancji ropopochodnych uwolnionych do Morza Bałtyckiego. Następnie obliczono wartości składowych warstw danych BSPI i BSII. Wyniki przedstawiono w Tabela 4.2.10.

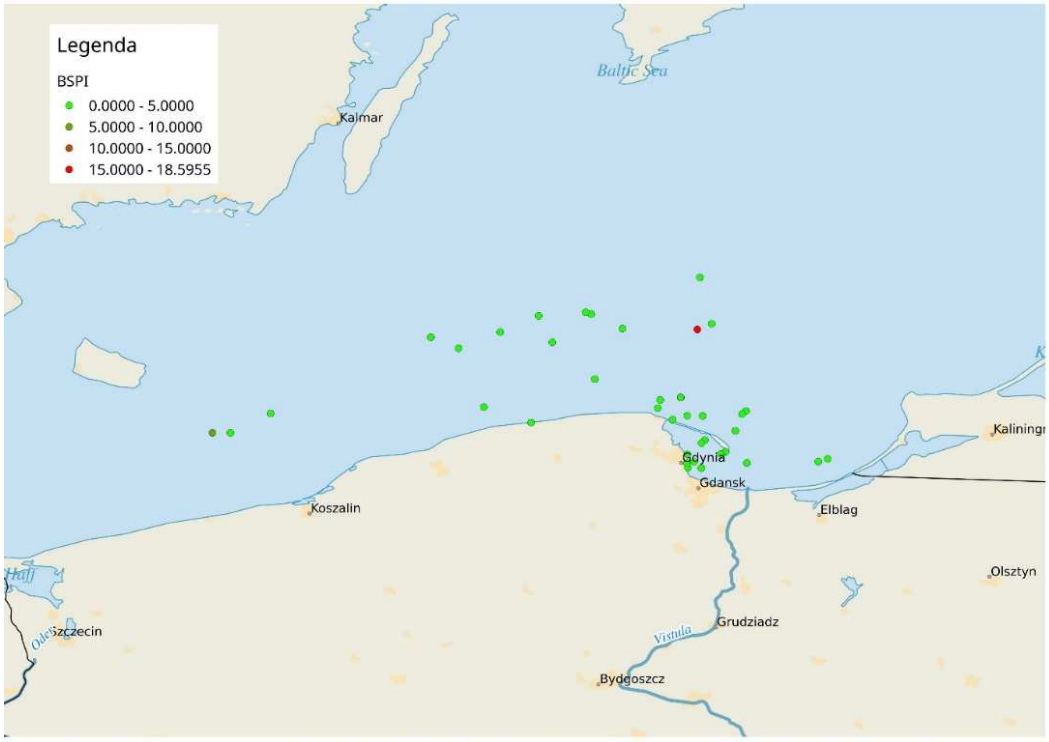


Rys. 4.2.16. Wycieki substancji ropopochodnych w Morzu Bałtyckim w latach 2011-2015 zarejestrowane w wyniku monitoringu powietrznego. Wartości liczbowe przedstawione na rysunku reprezentują objętości substancji ropopochodnych uwolnionych do Bałtyku w latach 2011-2015.

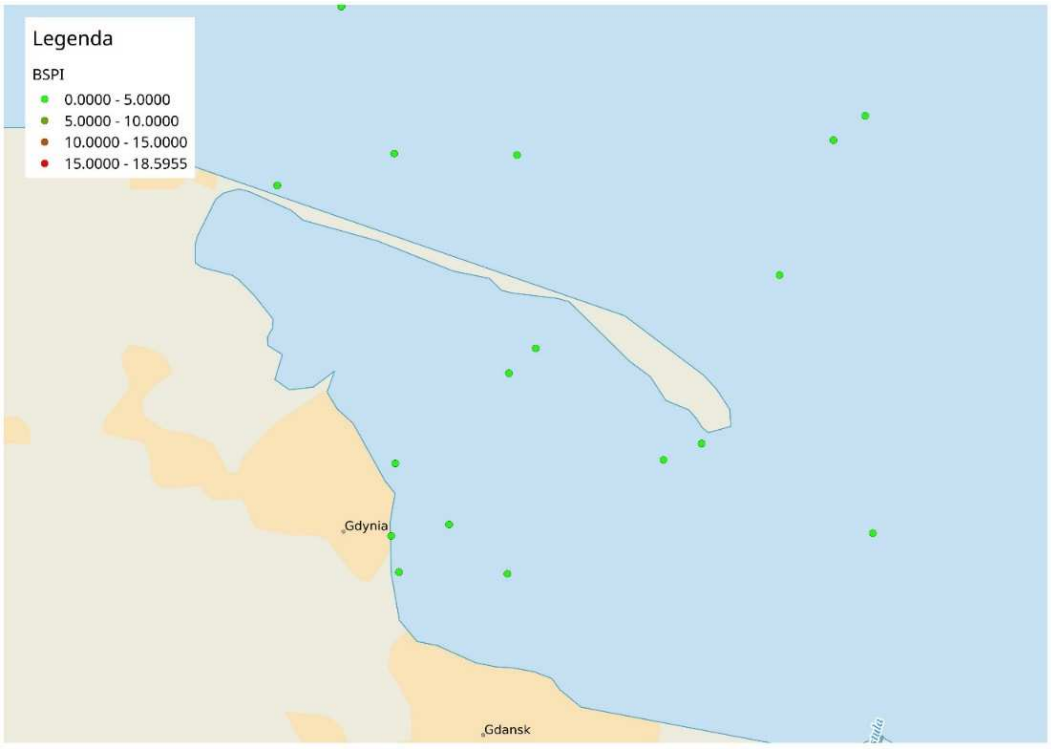
Tabela 4.2.10. Presje [m^3] związane z przypadkowymi wyciekami zanieczyszczeń ze statków oraz warstwy danych współczynników BSPI oraz BSII z nimi związane (HELCOM przypisuje każdemu wyciekowi unikatowy numer identyfikacyjny (HELCOM ID), który został podany w tabeli).

Lp.	Rok	HELCOM ID	Szerokość geograficzna	Długość geograficzna	Presja	BSPI	BSII
1.	2011	3893	55,460800	17,962700	0,000210	0,0005313	0,003633
2.	2011	3895	54,664500	18,681500	0,000400	0,001012	0,00904
3.	2011	3896	54,488300	18,573700	0,001000	0,00253	0,0208
4.	2011	3892	55,472000	17,927500	0,004000	0,01012	0,0692
5.	2011	3894	55,313800	16,949200	1,220000	3,0866	27,694
6.	2012	4029	54,589500	18,812300	0,000200	0,000506	0,00416
7.	2012	4030	54,710000	15,683300	0,001400	0,003542	0,03164
8.	2012	4031	54,775000	17,583300	0,004000	0,01012	0,0832
9.	2012	4032	55,367900	18,160900	0,010000	0,0253	0,173
10.	2012	4033	54,710000	15,569300	3,300000	8,349	74,58
11.	2013	4131	54,933700	18,528300	0,000080	0,0002024	0,001816
12.	2013	4132	54,933700	18,528300	0,000200	0,000506	0,00454
13.	2013	4133	54,933700	18,528300	0,000200	0,000506	0,00454
14.	2013	4134	54,933700	18,528300	0,000200	0,000506	0,00454
15.	2013	4135	54,933700	18,528300	0,000230	0,0005819	0,005221
16.	2013	4136	54,933700	18,528300	0,000300	0,000759	0,00681
17.	2013	4137	54,933700	18,528300	0,000300	0,000759	0,00681
18.	2013	4138	54,933700	18,528300	0,000500	0,001265	0,01135
19.	2013	4139	54,933700	18,528300	0,000500	0,001265	0,01135
20.	2013	4140	54,933700	18,528300	0,000700	0,001771	0,01589
21.	2013	4141	54,832500	15,936700	0,001000	0,00253	0,0226
22.	2013	4142	54,933700	18,528300	0,001000	0,00253	0,0227
23.	2013	4143	54,933700	18,528300	0,001000	0,00253	0,0227
24.	2013	4144	54,544800	19,457300	0,001100	0,002783	0,02497
25.	2013	4145	54,933700	18,528300	0,001200	0,003036	0,02724
26.	2013	4146	55,244200	17,124200	0,002000	0,00506	0,0454
27.	2013	4147	54,644900	18,660400	0,002000	0,00506	0,0452
28.	2013	4148	54,525800	18,613300	0,002000	0,00506	0,0454
29.	2013	4149	54,933700	18,528300	0,004000	0,01012	0,0908
30.	2013	4150	54,573900	18,570900	0,006000	0,01518	0,1362
31.	2013	4151	54,933700	18,528300	0,010000	0,0253	0,227
32.	2013	4152	54,866700	18,383300	0,018400	0,046552	0,41768
33.	2013	4153	54,933700	18,528300	0,020000	0,0506	0,454
34.	2013	4154	54,933700	18,528300	0,040000	0,1012	0,908
35.	2013	4155	54,917800	18,398500	0,050000	0,1265	1,135
36.	2013	4156	54,847500	18,941200	0,060000	0,1518	1,356
37.	2013	4157	54,933700	18,528300	2,400000	6,072	54,48
38.	2014	4327	54,933700	18,528300	0,000016	0,00004048	0,0003632
39.	2014	4328	55,449200	17,630800	0,000500	0,001265	0,00865
40.	2014	4329	54,872000	17,284300	0,000900	0,002277	0,02043
41.	2014	4330	55,398800	18,724700	0,000900	0,002277	0,01557
42.	2014	4331	55,281800	17,717500	0,003000	0,00759	0,0681
43.	2014	4332	55,346300	17,387700	0,003200	0,008096	0,07264
44.	2014	4333	54,828400	18,916200	0,009000	0,02277	0,2034
45.	2014	4334	54,528400	19,397900	0,020000	0,0506	0,454
46.	2014	4335	55,691700	18,650000	0,045000	0,11385	0,7785

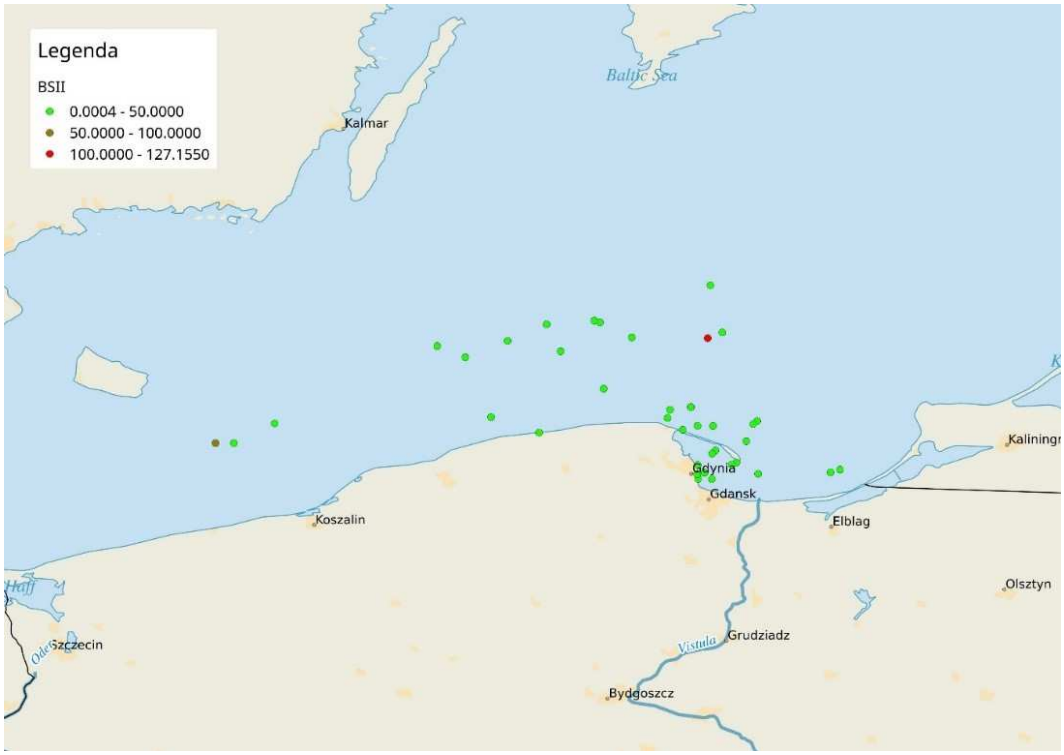
47.	2014	4336	54,816700	18,666700	0,112000	0,28336	2,5424
48.	2015	4523	54,516800	18,567700	0,001800	0,004554	0,03744
49.	2015	4524	54,519000	18,947200	0,009000	0,02277	0,2034
50.	2015	4526	54,817800	18,570000	0,012000	0,03036	0,2724
51.	2015	4527	54,576700	18,782200	0,024000	0,06072	0,5424
52.	2015	4528	54,792700	18,477800	0,030000	0,0759	0,624
53.	2015	4529	54,722200	18,873700	0,080000	0,2024	1,808
54.	2015	4530	55,049000	17,985500	0,110000	0,2783	2,497
55.	2015	4531	54,487000	18,659200	0,120000	0,3036	2,712
56.	2015	4532	55,363000	18,633300	7,350000	18,5955	127,155



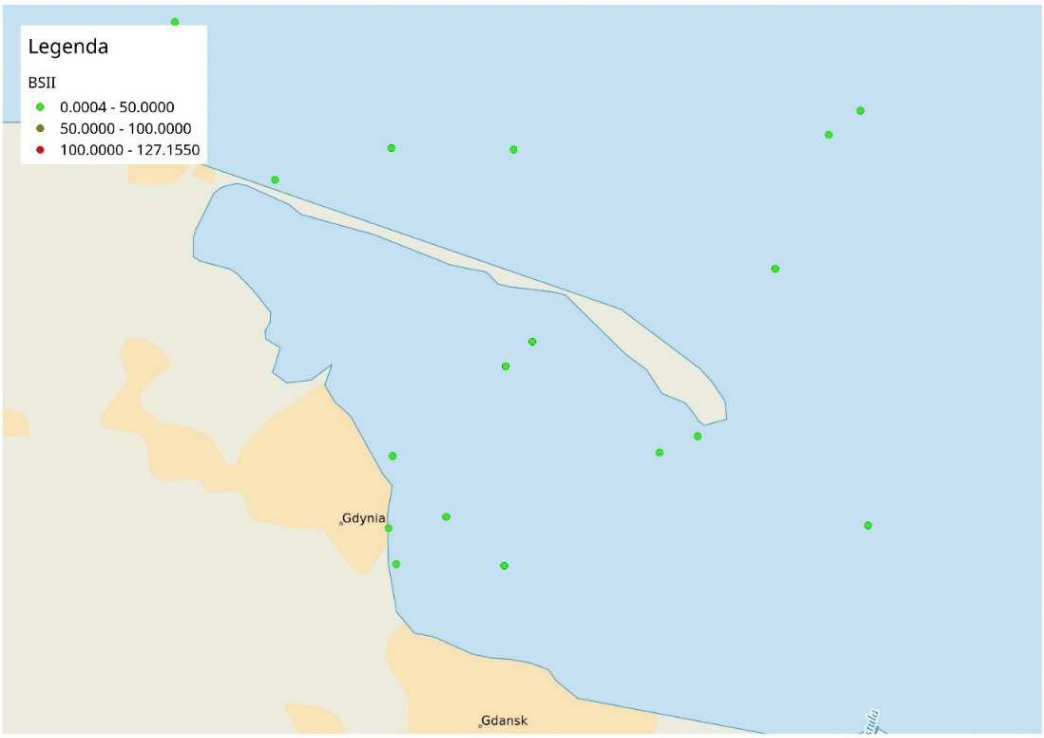
Rys. 4.2.17. Bałtycki Wskaźnik Presji (BSPI) w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2015.



Rys. 4.2.18. Bałtycki Wskaźnik Presji (BSPI) w Zatoce Gdańskiej w latach 2011-2015.



Rys. 4.2.19. Warstwa danych (BSII) w latach 2011-2015.



Rys. 4.2.20. Warstwa danych (BSII) w latach 2011-2015 w Zatoce Gdańskiej.

Odnotowano relatywnie niewielką ilość wycieków substancji ropopochodnych do środowiska Morza Bałtyckiego, dodatkowo rozłożoną w czasie (zakres danych obejmuje co najmniej pięć lat). Pomimo faktu, że wartość progowa (Treshold Value) wskaźnika może zostać chwilowo przekroczona, biorąc pod uwagę, że ewentualne przekroczenia są incydentalne i mają charakter lokalny, uznaje się, że presja antropogeniczna wywierana na Bałtyk jest w tym zakresie bardzo niska.

Morze Bałtyckie, jako strefa specjalna, podlega szczególnej ochronie, jeśli chodzi o emisję jakichkolwiek zanieczyszczeń do środowiska. Wszelkie zanieczyszczenia, przedostające się do środowiska morskiego POM, są wynikiem wypadków, awarii lub działalności nielegalnej. Jak pokazuje analiza dostępnych danych, zanieczyszczenia pojawiające się w POM, to nieumyślnie spowodowane wycieki substancji ropopochodnych. Oprócz substancji ropopochodnych, istnieje jeszcze zagrożenie ze strony zatopionych bojowych środków chemicznych.

Odpady

Odpady w środowisku morskim stanowią wciąż stosunkowo słabo zbadany problem. Na odpady składają się śmieci z gospodarstw domowych, odpady przypadkowo gubione przez statki (liny, odpady metalowe, materiały sztauerskie) oraz zagubione sieci rybackie. Identyfikacja oraz neutralizacja tych ostatnich odbywa się w ramach projektu MARELITT. Według programu MARLIN (Baltic Marine Litter 2011–2013) 48% odpadów w Bałtyku to śmieci pochodzące z gospodarstw domowych, podczas gdy WWF ocenia, że w POM zalega 150-450 ton sieci rybackich (WWF Polska 2015). W Programie Monitoringu Wód Morskich za odpady odpowiada cecha C10 (odpady na brzegu, odpady w kolumnie wody i odpady przyswojone przez zwierzęta morskie). Program monitoringu odpadów jest prowadzony od 2015 r. Wcześniejszy program monitoringu nie obejmował odpadów stałych w środowisku morskim. Projekt HOLAS nie wypracował na poziomie regionalnym (zgodnie z ustaleniami na poziomie KE w zakresie przeprowadzenia aktualizacji wstępnej oceny wartości graniczne dla dobrego stanu w zakresie odpadów w środowisku morskim są ustanawiane na poziomie regionalnym) wskaźnika dotyczącego odpadów (HELCOM 2010a), co uniemożliwia obliczenie BSPI oraz BSII (HELCOM 2010a). Odpady w morzu mogą poważnie szkodzić środowisku oraz mieć wpływ na zdrowie człowieka. Większość odpadów to niedegradowalne przedmioty, głównie plastiki, celowo porzucane lub przypadkowo

gubione. Małe organizmy żyjące w morzu często mylą drobne, potencjalnie toksyczne cząstki plastikowych śmieci z jedzeniem. Spożyte cząstki plastikowe mogą następnie wędrować w górę łańcucha pokarmowego i przenikać do innych morskich zwierząt. (HELCOM 2015e).

Do źródeł presji należą m.in. śmieci pozostawione na brzegu, spływ rzeczny, turystyka i rekreacja, wynik aktywności transportu morskiego, zagubione sieci rybackie, małe jednostki rekreacyjne, porty i przystanie morskie.

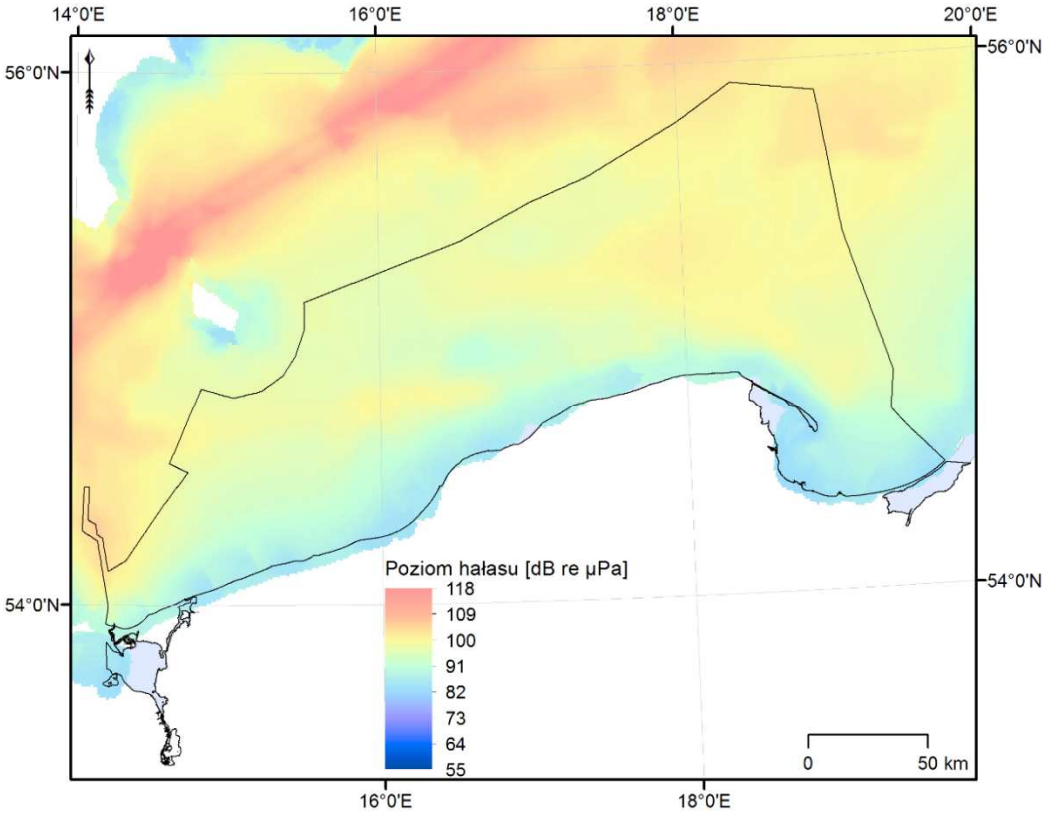
Hałas

Źródłami podwodnego hałasu jest zwykle praca silników łodzi, statków i okrętów, praca podwodnych urządzeń hydrotechnicznych (wiertni, pogłębiarek, kafarów), sonarów i echosond, geologiczne wybuchy poszukiwawcze, ćwiczebne detonacje na morskich poligonach wojskowych, podwodne eksplozje przy niszczeniu amunicji. Dźwięk z tych źródeł może rozchodzić się na dalekie odległości. O ile intensywność dźwięku można łatwo zmierzyć, to określenie jego wpływu na środowisko naturalne nie jest sprawą prostą.

Dla gatunków takich jak morświn (*Phocoena phocoena*), które swoją orientację w podwodnej przestrzeni zawdzięczają zaawansowanej ewolucji systemu echolokacji silne natężenie obcych dźwięków może powodować istotne problemy behawioralne. W skrajnych przypadkach podwodne wybuchy prowadzą do natychmiastowej śmierci zwierząt znajdujących się zbyt blisko epicentrum detonacji. Przy dalszej odległości lub mniejszym natężeniu hałasu grozi im uszkodzenie aparatu słuchu skutkujące zaburzeniami w systemie echolokacji (także często z odsuniętym w czasie skutkiem śmiertelnym), powodujące błędy w nawigacji i utrudniające zdobywanie pokarmu. Wypłaszanie zwierząt z miejsc o szczególnym znaczeniu dla ich cyklu życiowego, np. miejsc rozrodu, żerowisk czy tras wędrówek może mieć szczególne znaczenie dla ich cyklu życiowego. Antropogeniczny, podwodny hałas o natężeniach i częstotliwości słyszalnej dla morświnów, powoduje także tzw. efekt maskowania. W niektórych sytuacjach zagłusza on tło lub inne dźwięki pomocne w życiu morświnów. Powoduje to problemy w komunikacji międzyosobniczej (m.in. matka-młode, samiec-samica), utrudnia trafną lokalizację ryb będących pokarmem czy identyfikację przeszkód (np. sieci) (Gójska 2012b).

Na polskim wybrzeżu, podwodny hałas może wypłaszać ssaki morskie (w szczególności foki szare) z miejsc obfitych w pokarm, a tym samym wpływać na osłabienie ich kondycji, która jest i tak obniżona m.in. ze względu na zanieczyszczenie środowiska (Gójska 2012a).

Na mapie poniżej (Rys. 4.2.21) przedstawiono wyniki modelowania pola szumów za rok 2014 (nowsze dane nie są dostępne). Przedstawione wartości stanowią średni poziom hałasu wyznaczonego dla dźwięku. Poziom hałasu nie przekracza 75 dB re µPa wzdłuż brzegu (pas o szerokości około 15 km) i w Zatoce Gdańskiej. Poziom szumów zwiększa się w kierunku północnym, jednak nigdzie nie przekracza 90 dB re µPa.



Rys. 4.2.21. Poziom ciągłego hałasu związanego z działalnością człowieka (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM).

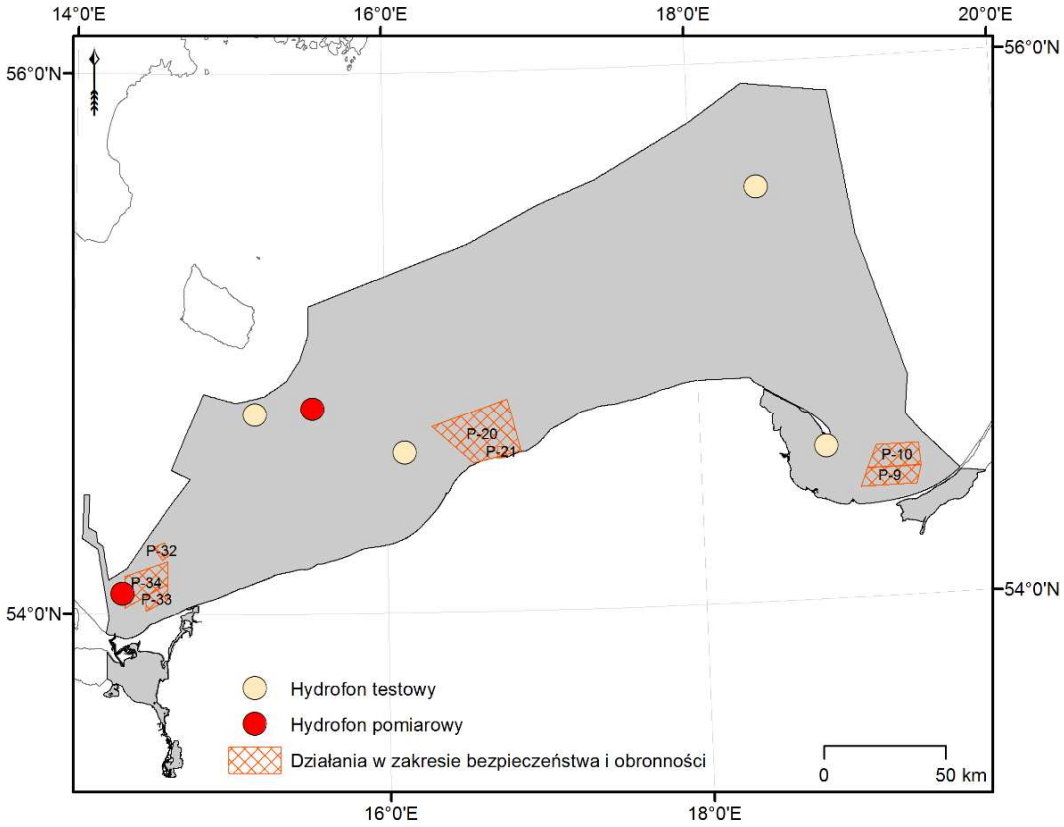
W celu przygotowania skutecznego programu monitoringu hałasu, w roku 2015 rozpoczęto testowanie w morzu urządzeń pomiarowych. Plan rozmieszczenia hydrofonów w południowym Bałtyku (Rys. 4.2.22, Tabela 4.2.11) został uzgodniony z właściwymi Urzędami Morskimi w Gdyni, Słupsku i Szczecinie tak, by znajdowały się blisko głównych korytarzy żeglugowych oraz aby ominąć strefy zagrożenia integralności systemów kotwiczących (GIOŚ, 2016a).

Tabela 4.2.11. Informacje o przeprowadzonych pomiarach hałasu podwodnego w latach 2015 – 2016.

Nazwa stacji	Współrzędne geograficzne		Obszar badań	Początek pomiaru	Koniec pomiaru	Głębokość zanurzenia [m]
	Długość	Szerokość				
HH 13	14° 18,387'	54° 04,020	Basen Bornholmski	08-08-2015	16-09-2015	11,0
H3 9a	15° 30,567'	54° 45,600'	Basen Bornholmski	01-03-2016	03-03-2016	4,0; 65,0
HZ N4	18° 37,725'	54° 31,184'	Basen Gdański	31-10-2016	23-11-2016	60,0

W Tabela 4.2.12 zamieszczono zestawienie, zaś na rys. 4.2.22 przedstawiono lokalizację, działań w zakresie bezpieczeństwa i obronności mających wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2016, w szczególności będących źródłem hałasu. Najwięcej takich działań prowadzono w obrębie poligonu P-20, położonego w morskiej strefie na zachód od Słupska. Głównym źródłem dźwięku były tu bombardowania i strzelania artyleryjsko rakietowe – w sumie 790 dni. Brak jest informacji na temat intensywności generowanego hałasu impulsowego.

Uzyskane w sierpniu 2015 r. wyniki wskazują, że ruch statków w obszarze wnosi praktycznie stale obecny wkład do pola szumów otoczenia, szczególnie w paśmie od 50 do 5000 Hz. W przypadku statków przepływających blisko, hałas pochodzący od nich może przewyższać poziom szumów naturalnych morza (szumów własnych).



Rys. 4.2.22. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku (na podstawie danych GIOŚ, w tym GIOŚ 2016a) oraz lokalizacja poligonów (źródło danych MON).

Tabela 4.2.12. Liczba dni, w których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2016 (źródło danych MON).

Poligon / Działania	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Suma końcowa
P-20	143	153	118	120	155	101	790
Bombardowanie	16	16	18	22	22	29	123
Strzelania artyleryjsko rakietowe	127	137	100	98	133	72	667
P-21	1	1	1	1		2	6
Wystrzelenie ładunku wydłużonego dużego	1	1	1	1		2	6
P-32	3	5	3	5	3	3	22
Wystrzelenie ładunku wydłużonego dużego	3	5	3	5	3	3	22
P-34		3			3		6
Strzelania artyleryjsko rakietowe		3			3		6
P-34/P-33	82	68	75	60	72	67	424
Strzelania artyleryjsko rakietowe	76	57	65	54	66	59	377
Strzelanie sytuacyjne	6	11	10	6	6	8	47
P-9				4	3		7
Strzelania artyleryjsko rakietowe				4			4
Strzelanie sytuacyjne					3		3
P-9/P-10	6	8	11	27	41	27	120

Strzelania artyleryjsko rakietowe	6	7	11	24	39	25	112
Strzelanie sytuacyjne		1		3	2	2	8

Inne rodzaje energii

Do innych rodzajów energii, jakie mogą być wprowadzane do środowiska morskiego w wyniku działań antropogenicznych, zalicza się światło, ciepło i energię.

Typowymi źródłami presji antropogenicznych związanymi z wprowadzaniem innych rodzajów energii do środowiska morskiego, są zrzuty wód podgrzanych (zazwyczaj w wyniku chłodzenia elektrowni) oraz pole elektromagnetyczne (spowodowane działaniem rozmaitych urządzeń). O ile zrzuty wód podgrzanych są pochodzenia lądowego, to pole elektromagnetyczne może mieć pochodzenie morskie. Źródłem presji są w tym przypadku podmorskie kable – przede wszystkim będące elementami sieci elektroenergetycznej. Zmiana wartości natężenia pola elektromagnetycznego jest znacząca w sąsiedztwie kabla, ale w odległości 20 m od kabla natężenie pola nie różni się od natężenia w warunkach naturalnych (Andrulewicz i in., 2003). Wiedza na temat wpływu (nienaturalnego) pola elektromagnetycznego na siedliska morskie jest ciągle niewielka (np. Tricas i Gill, 2011). Prowadzone dotychczas badania wskazują, że wpływ pola elektromagnetycznego może mieć skutki zarówno negatywne, jak i pozytywne (zależnie od odległości od źródła, natężenia, gatunku organizmu) (Slater i in., 2011).

Lokalizację kabli podmorskich przedstawiono na mapie (Rys. 4.2.7.). Poniżej wskazano funkcjonujące kable podmorskie:

1) kabel telekomunikacyjny łączący Polskę (Mielno) z Danią (Gedebak Odde), o długości 110 km, w tym około 80 km w granicach POM;
2) kabel telekomunikacyjny łączący Polskę (Kołobrzeg) z Danią (Gedser), o długości około 73 km w granicach polskich obszarów;
3) SwePol Link – podwodna linia kablowa wysokiego napięcia prądu stałego (HVDC) pomiędzy półwyspem Stärnö w pobliżu Karlshamn w Szwecji a miejscowością Wierzbięcin w pobliżu Słupska w Polsce; jej długość wynosi 254,05 km (103 km w POM); odcinek podmorski ma 239,28 km i wychodzi na ląd w Polsce w pobliżu Ustki; linia SwePol została oddana do użytku w 2000 r. i może przewodzić prąd mocy 600 MW przy napięciu 450 kV[7].

Dane HELCOM zawierają informację o jeszcze jednym funkcjonującym kablu łączącym Polskę ze Szwecją (w niedalekiej odległości od SwePol). Brak jest jednak informacji szczegółowych na temat tej linii. Według Andrulewicza i in. (2003) jest to jedna z analizowanych tras przebiegu SwePol – niezaimplementowana.

Z powodu braku danych pomiarowych nie zidentyfikowano oddziaływań związanych z wprowadzaniem do morza innych rodzajów energii.

W POM (w akwenach polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego i Basen Bornholmski) zidentyfikowano jeden kabel elektroenergetyczny, mogący potencjalnie stanowić znaczące źródło promieniowania elektromagnetycznego. Brak jest jednak wyników pomiarów potwierdzających oddziaływanie.

[7] http://new.abb.com/systems/hvdc/references/swepol-link

4.3. Presje i oddziaływania pochodzenia morskiego na wody morskie wynikające z działalności rybackiej

Niniejszy rozdział obejmuje informację o wielkości polskich połowów morskich i ich strukturze gatunkowej, w tym opis eksploatacji dorsza, śledzia, szprota, ryb łososiowatych i płastug w POM w podziale na podobszary ICES i narzędzia połowu. Przedstawiono w nim także biomasę i śmiertelność połowową stad (lub wskaźniki tych wielkości), strukturę długości i wieku eksploatowanej części stad oraz udział ryb niewymiarowych w połowach, a także wskazano trendy zmian.

Ponadto rozdział obejmuje informację o polskich połowach rekreacyjnych dorsza, w tym:

1) charakterystykę eksploatacji rybackiej w Zalewie Szczecińskim, Zalewie Wiślanym i w Zatoce Puckiej w podziale na narzędzia połowu; przedstawiono strukturę długości i wieku eksploatowanych stad, udział ryb niewymiarowych w połowach oraz wskazano trendy zmian;
2) przyłowie ryb gatunków niekomercyjnych i chronionych;
3) informację o wynikach obserwacji przyłowu ssaków i ptaków morskich w sieci rybackie jednostek połowowych pływających pod polską banderą;
4) informację o presji rybołówstwa na dno morskie.

Dane i ich analizę przeprowadzono głównie dla lat 2011-2016 oraz 2017 r., przy czym w niektórych wypadkach dla pełniejszego obrazu występującej dynamiki zasobów i presji antropogenicznej wyniki z powyższego okresu odnoszono również do średnich lub danych obejmujących lata poprzednie.

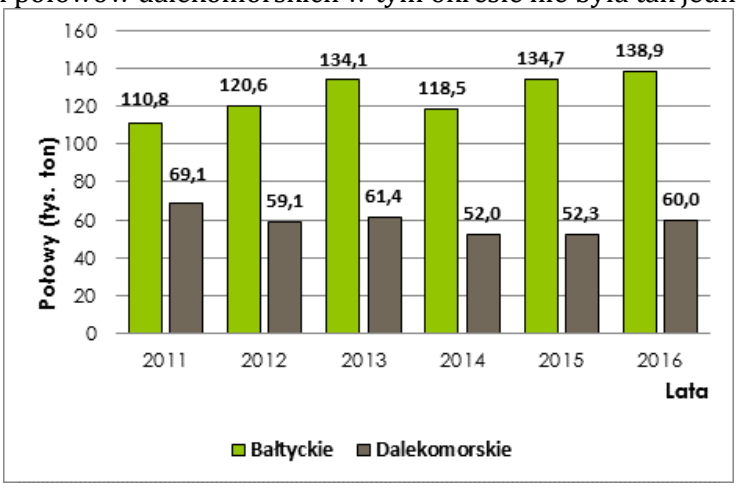
Treści rozdziałów obejmujące eksploatację poszczególnych gatunków ryb Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego oraz Zatoki Puckiej pokrywają kryteria D3C1, D3C2 i D3C3 w ramach RDSM, odnoszące się do presji z obszaru rybołówstwa. Wszystkie informacje dotyczące liczebności populacji gatunków oraz jej właściwości demograficzne (tj. wielkość ciała, czy struktura klas wiekowych) stanowią wkład do oceny według kryteriów D1C2 i D1C3. Rozdziały opisujące przyłów ryb gatunków niekomercyjnych i chronionych oraz przyłów ssaków i ptaków morskich, odnoszą się do kryterium D1C1, zaś rozdział opisujący presję rybołówstwa na dno morskie do kryterium D6C2.

W opracowaniu wykorzystano następujące dane i materiały:

1) Badania własne MIR-PIB;
2) Badania i zbiory danych zgromadzone w ramach Narodowego Programu Zbioru Danych Rybackich;
3) Badania i prace w ramach Międzynarodowej Rady do Badań Morza (ICES), udostępniane w raportach i monografiach jej grup roboczych i Komitetów, w szczególności w:
    a) Raportach Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS) (m. in. ICES, 2017, CM 2017/ACOM:11.),
    b) Raportach Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), (m. in. ICES 2017, CM 2017/ACOM:10),
    c) Monografiach ICES Advice (m. in. ICES Advice 2017, Book 8),
4) Badań na zlecenie MGMiŻŚ lub poprzednio MRiRW;
5) Centrum Monitorowania Rybołówstwa (CMR).

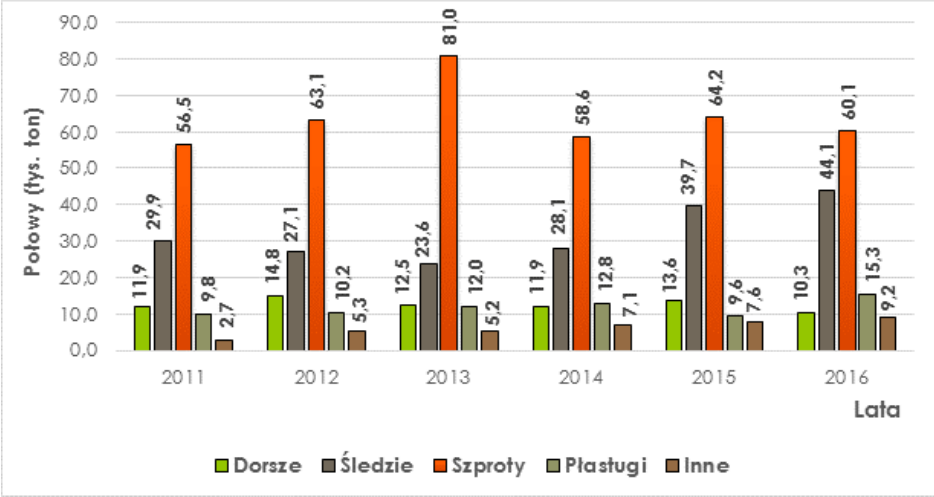
Struktura gatunkowa wyładunku polskiego rybołówstwa

W latach 2011-2016 dynamika wielkości polskich połowów morskich była zmienna. W okresie 2011-2012 połowy utrzymywały się na stałym poziomie około 179,8 tys. ton. W roku 2013 nastąpił ich wzrost do 195,5 tys. ton, tj. o 8,7%. Z kolei rok 2014 przyniósł spadek tej wielkości do 170,5 tys. ton, tj. o 12,8%. Lata 2015-2016 to okres systematycznego wzrostu. W 2015 r. wielkość połowów wynosiła 187 tys. ton, o 9,7% więcej niż w roku poprzednim, a w 2016 r. 198,9 tys. ton (o 6,4% więcej). Wielkość połowów bałtyckich na przestrzeni lat 2011-2016 wzrastała, z wyjątkiem roku 2014. W 2016 r. połowy bałtyckie wyniosły 138,9 tys. ton, co stanowiło wzrost o 3,1% w stosunku do 2015 r. oraz o 25,4% w stosunku do 2011 r. Natomiast dynamika wielkości połowów dalekomorskich w tym okresie nie była tak jednolita (Rys. 4.3.1).



Rys. 4.3.1. Wielkość połowów morskich w latach 2011-2016 [w tys. ton].

W strukturze gatunkowej połowów bałtyckich na przestrzeni lat 2011-2016 dominowały następujące gatunki ryb: szproty (od 43,2% do 60,3%), śledzie (od 17,6% do 31,7%), dorsze (od 7,4% do 12,3%) i płastugi (od 7,1% do 11%). Udział pozostałych gatunków ryb był niewielki i wynosił od 2,4% do 6,6%. Od roku 2013 widoczny jest wzrastający trend połowów śledzia i różnych gatunków ryb zagregowanych w pozycji „Inne" (Rys. 4.3.2, Tabela 4.3.1).



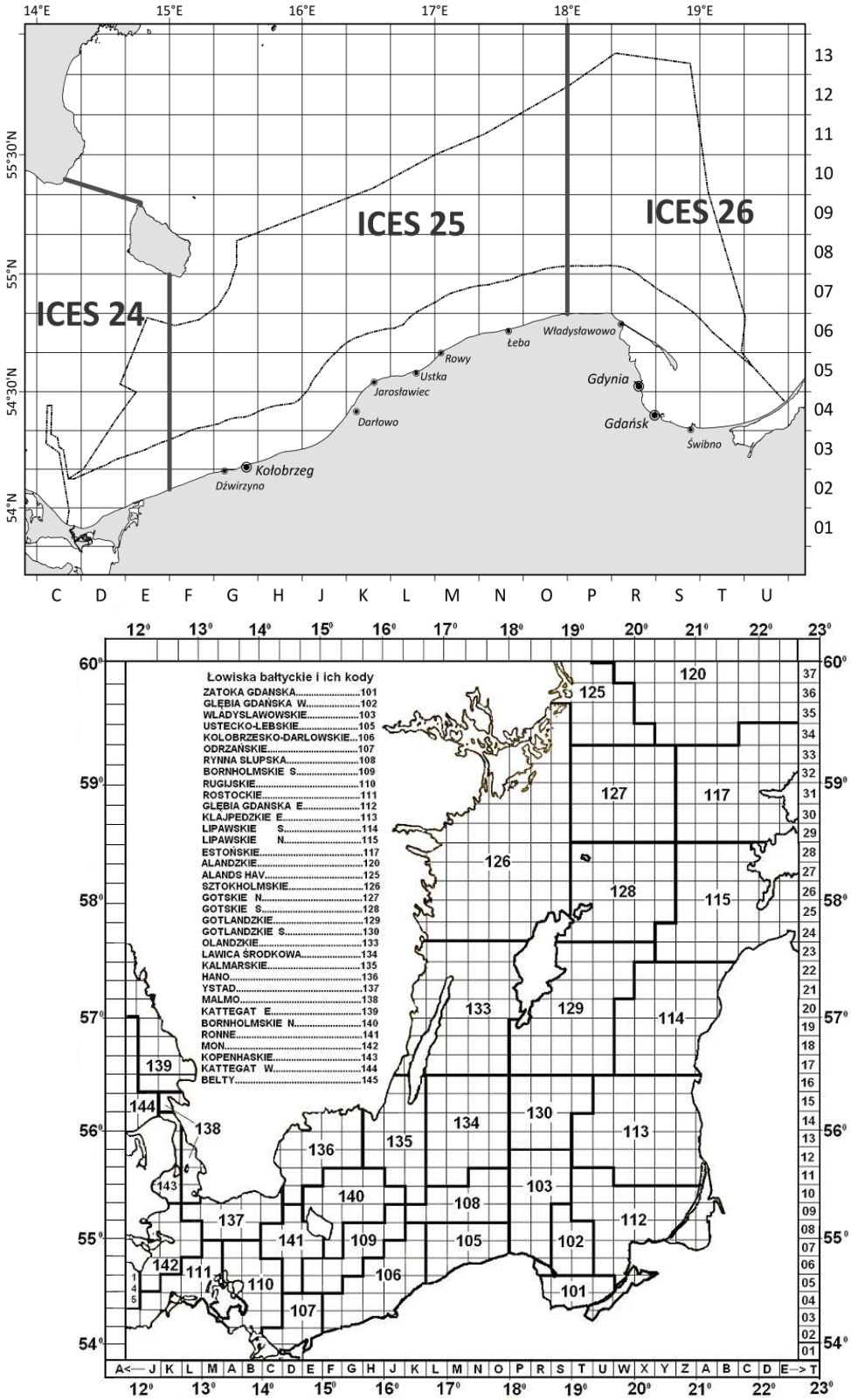
Rys. 4.3.2. Struktura gatunkowa połowów bałtyckich w latach 2011-2016 [w tys. ton].

Tabela 4.3.1. Wielkość połowów bałtyckich w latach 2011-2016 według gatunków [w tonach].

Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Szproty	56 489,6	63 119,1	80 987,7	58 575,6	64 175,0	60 057,1
Śledzie	29 881,3	27 114,4	23 581,1	28 136,7	39 712,4	44 055,8
Stornie	9 725,1	10 089,3	11 868,7	12 640,1	9 440,6	15 059,9
Dorsze	11 861,8	14 843,8	12 495,8	11 895,9	13 617,4	10 335,0
Dobijaki	0,4	2 338,7	1 574,1	3 615,9	4 324,3	5 400,3
Leszcze	651,0	544,9	616,9	517,1	779,6	1 004,7
Okonie	813,8	996,5	952,0	1 125,5	882,1	971,9
Płocie	617,9	644,1	993,6	984,0	866,4	719,7
Sandacze	134,8	307,9	404,2	300,1	245,0	348,8
Trocie wędrowne	233,3	167,5	132,8	123,7	138,8	208,2
Witlinki	7,3	21,4	7,3	4,1	16,7	204,4
Gładzice	35,4	63,8	50,2	88,2	142,0	157,2
Węgorze	32,1	30,8	48,6	39,5	41,6	58,8
Turboty, skarpie	78,2	66,2	72,5	29,9	33,8	57,6
Ciosy	22,2	28,7	30,4	73,8	61,0	53,8
Belony	20,7	26,3	29,6	13,6	49,2	46,7
Karasie	12,3	16,2	27,7	28,1	39,8	35,8
Sieje	21,9	23,5	38,6	15,4	28,1	29,0
Łososie atlantyckie	34,4	34,7	31,7	18,3	22,5	21,2
Krąpie	44,2	30,9	54,1	20,1	35,2	12,9
Szczupaki	12,3	12,3	22,7	16,2	14,1	8,3
Liny	10,3	6,6	11,0	8,1	7,2	8,1
Miętusy	10,8	13,1	12,5	8,7	5,6	7,3
Bolenie	2,3	2,2	4,1	3,9	5,8	5,6
Sumy	2,1	2,7	3,7	2,1	2,3	1,6
Stynki	0,3	6,9	0,5	1,8	1,8	0,9
Certy	0,1	0,1	1,6	6,7	1,8	0,2
Pstrągi tęczowe	1,0	6,9	1,3	0,9	0,8	0,1
Inne	11,4	15,4	21,2	169,0	34,4	26,9
OGÓŁEM:	110 768,2	120 574,6	134 076,2	118 462,8	134 725,2	138 897,8

W Tabela 4.3.2 i Tabela 4.3.3 zestawiono połowy w układzie geograficznym wyodrębniając rejony oznaczone w podziale ICES odpowiednio jako podobszary 24, 25, 26[8] (rejon zachodniego, środkowego i wschodniego wybrzeża) (Rys. 4.3.3).

[8] Podobszar ICES 24 – rejon zachodniego wybrzeża, obejmuje obszar na zachód od południka 15^0 długości geograficznej wschodniej (na zachód od Niechorza). Podobszar ICES 25 – rejon środkowego wybrzeża, obejmuje obszar między południkami 15^0 – 18^0 długości geograficznej wschodniej (między Niechorzem a Białogórą), a



Rys. 4.3.3. Podział POM na polskie statystyczne kwadraty rybackie (litery na dole C-W, cyfry po prawej 1-16) i podobszary statystyczne ICES (rysunek górny) oraz schematyczna mapa łowisk bałtyckich (rysunek dolny).

podobszar ICES 26 – rejon wschodniego wybrzeża, obejmuje obszar na wschód od południka 18^0 długości geograficznej wschodniej (na wschód od Białogóry).

Tabela 4.3.2. Wielkość połowów na Bałtyku w latach 2011-2013 według podobszarów ICES [w tonach].

Połowy na Bałtyku	2011				2012				2013			
	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*
Szproty	688,5	9 877,7	38 654,3	7 269,1	3 592,5	24 538,5	31 154,5	3 833,5	973,0	19 683,3	54 197,5	6 134,0
Śledzie	1 790,4	19 208,3	7 616,1	1 266,5	2 360,5	17 003,1	7 666,8	84,0	3 106,5	14 376,7	5 222,2	875,8
Stornie	1 568,1	6 711,2	1 445,7	0,1	1 324,0	7 292,6	1 469,9	2,7	2 145,4	8 125,0	1 581,8	16,5
Dorsze	487,7	6 646,9	4 727,1		816,9	8 556,9	5 469,3	0,7	706,6	6 789,1	4 989,6	10,6
Dobijaki		0,4			131,5	2 200,3	6,8		23,8	1 550,3		
Leszcze	499,2	41,1	110,5	0,3	430,7	12,2	102,0		483,5	5,7	127,6	
Okonie	724,3	20,6	69,0		851,2	51,5	93,8		777,4	38,0	136,6	
Płocie	536,9	6,5	74,4		544,9	5,7	93,5		882,1	8,9	102,6	
Sandacze	53,7	14,6	66,2	0,3	202,1	42,1	63,7		252,3	51,7	99,7	
Trocie wędrowne	6,9	94,4	132,0		10,5	65,1	91,2	0,6	4,6	32,5	95,7	
Witlinki	7,2	0,1			15,0	6,4			6,5	0,8		
Gładzice	3,7	30,5	1,2		21,1	40,7	2,0		14,4	30,9	5,0	
Węgorze	23,4	0,8	7,8		21,1	0,6	9,1		31,0	3,2	14,4	
Turboty, skarpie	18,5	48,8	10,8		14,3	41,3	10,7		18,1	42,5	11,9	
Ciosy			22,2				28,7				30,4	
Belony	0,5	1,7	18,5		0,1	1,7	24,5		0,3	0,7	28,5	
Karasie	1,0		11,3		0,5		15,7		0,6		27,1	
Sieje	19,8	1,6	0,5		22,4	0,4	0,7		36,2	1,6	0,7	
Łososie atlantyckie	1,0	9,3	24,1		0,2	14,0	20,5			14,5	17,3	
Krąpie	34,3	1,8	8,1		26,4		4,5		46,0		8,1	

Połowy na Bałtyku	2011				2012				2013			
	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*
Szczupaki	11,2	0,2	0,9		11,4		0,8		15,6		7,1	
Liny	9,5		0,8		5,6		1,0		10,6		0,4	
Miętusy	9,6		1,2		10,6		2,5		9,3		3,2	
Inne	11,6	0,1	5,3		17,0	1,0	16,0	0,1	26,4	0,4	5,4	
OGÓŁEM:	6 507,0	42 716,7	53 008,2	8 536,3	10 430,7	59 874,3	46 348,1	3 921,6	9 570,2	50 755,9	66 712,6	7 037,5

*Podobszary ICES 27,28 i 29.

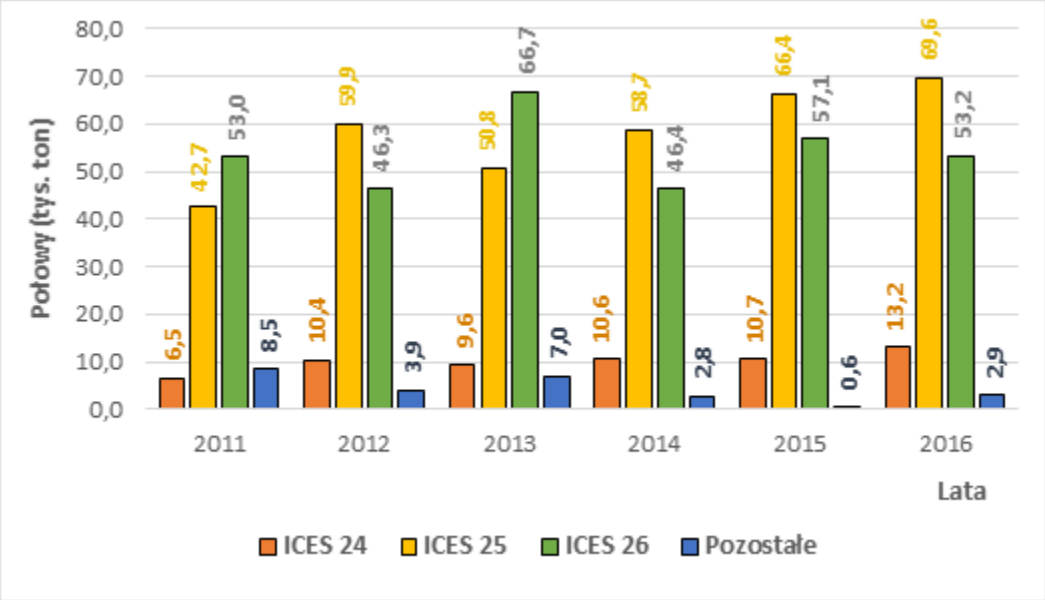
Tabela 4.3.3. Wielkość połowów na Bałtyku w latach 2014-2016 według podobszarów ICES [w tonach].

Gatunek	2014				2015				2016			
	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*
Szproty	1 518,0	23 347,5	31 198,9	2 511,3	2 714,5	27 112,9	33 959,3	388,3	3 783,2	24 614,8	29 488,5	2 170,6
Śledzie	2 313,8	16 213,3	9 346,8	262,7	2 641,5	20 416,2	16 441,5	213,2	2 844,4	23 056,3	17 427,2	727,9
Stornie	1 501,4	9 918,6	1 199,5	20,6	1 122,6	7 340,4	977,2	0,4	2 423,5	11 703,0	933,3	
Dorsze	848,3	7 198,5	3 846,6	2,4	744,7	8 067,5	4 805,0	0,1	703,4	5 554,0	4 063,6	14,0
Dobijaki	1 751,5	1 855,7	8,6		1 027,8	3 231,4	65,0		1 081,7	4 318,6		
Leszcze	371,9	4,4	140,8		645,8	0,9	132,9		625,1	2,6	377,0	
Okonie	950,8	23,6	151,1		743,2	5,3	133,6		803,7	12,8	155,4	
Płocie	852,2	2,6	129,2		711,4	3,0	152,0		609,7	5,8	104,2	
Sandacze	157,1	25,5	117,5		138,6	19,5	86,9		82,3	8,2	258,3	
Trocie wędrowne	2,6	29,6	90,3	1,1	2,7	18,3	117,8		2,1	39,0	167,1	
Witlinki	4,1				5,0	11,7			89,8	114,6		

Gatunek	2014				2015				2016			
	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Inne rejony*
Gładzice	22,4	59,2	6,6		38,8	99,0	4,3		51,5	102,5	3,2	
Węgorze	19,8	1,0	18,7		15,0	0,8	25,8		22,3	0,6	35,9	
Turboty, skarpie	7,1	18,0	4,8		6,8	18,6	8,4		12,2	32,2	13,2	
Ciosy			73,8				61,0				53,8	
Belony	0,7	0,5	12,4			2,0	47,2		0,1	0,2	46,3	
Karasie	0,7		27,3		1,2		38,5		1,9		33,9	
Sieje	14,3	0,2	0,9		27,2	0,2	0,7		28,1	0,1	0,7	
Łososie atlantyckie	0,1	11,2	6,9		0,1	10,7	11,7		0,1	6,5	14,7	
Krąpie	16,3		3,8		34,3		0,9		6,3		6,6	
Szczupaki	14,1		2,1		13,5		0,6		7,3		1,0	
Liny	7,6		0,5		6,8		0,4		6,8		1,3	
Miętusy	7,8		0,9		3,8		1,8		6,4		0,9	
Inne	171,2	1,2	11,9		40,3	0,4	6,1		31,0	0,2	3,9	
OGÓŁEM:	10 554,0	58 710,8	46 399,9	2 798,1	10 685,7	66 358,8	57 078,7	602,0	13 222,8	69 572,2	53 190,3	2 912,5

*Podobszary ICES 27,28 i 29.

Analiza połowów bałtyckich według głównych rejonów połowowych wykazała, że od 2013 r. sukcesywnie wzrastała wielkość połowów w podobszarze ICES 25 (rejon środkowego wybrzeża Bałtyku) (Rys. 4.3.4). Od 2014 r. podobszar ICES 25 stał się głównym rejonem połowów na Bałtyku z udziałem 49,5% w całkowitych połowach. Udział podobszaru ICES 26 (wschodnie wybrzeże) zmniejszył się do 39,2%. Na podobszar ICES 24 (zachodnie wybrzeże) przypadało 8,9% połowów ogółem, a na pozostałe rejony 2,4%.



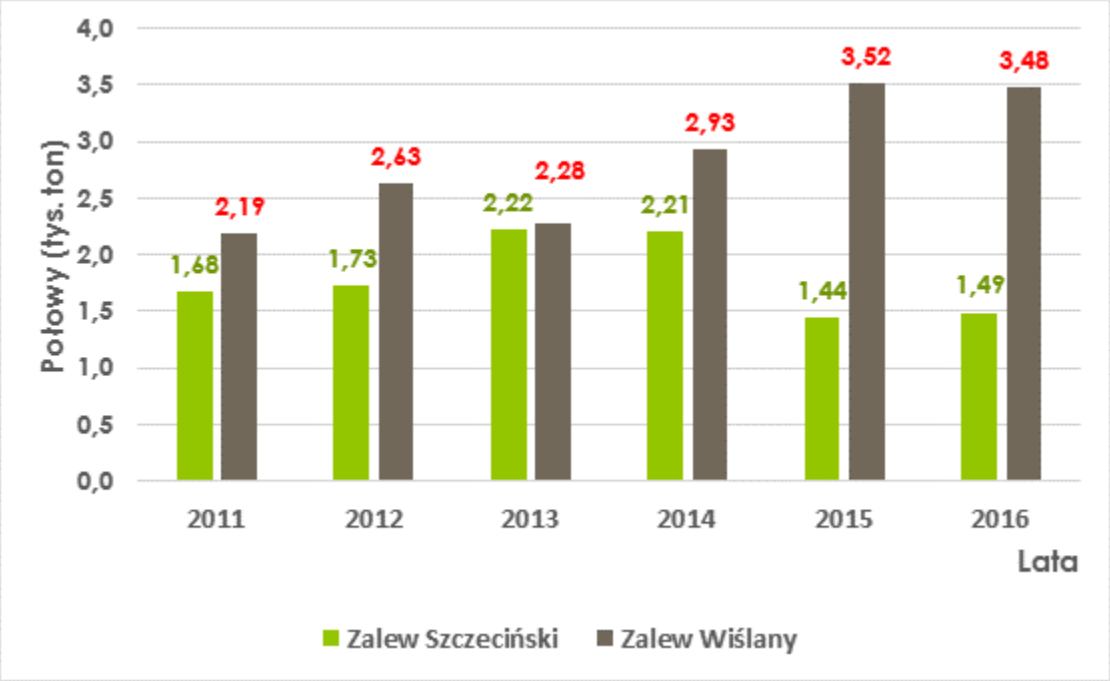
Rys. 4.3.4. Wielkość połowów bałtyckich w latach 2011-2016 według podobszarów ICES [w tys. ton].

W latach 2011-2016 podobszar ICES 25 był głównym rejonem połowowym dla dorszy, skąd pochodziło od 53,7% i do 60,5% ogólnych połowów tych ryb. Zdecydowana większość śledzi również pochodziła z podobszaru ICES 25, odpowiednio od 51,4% w 2015 r. do 64,3% w 2011 r. Podobnie większość storni odłowiono w tym podobszarze, odpowiednio od 68,5% w 2013 r. do 78,5% w 2014 r.

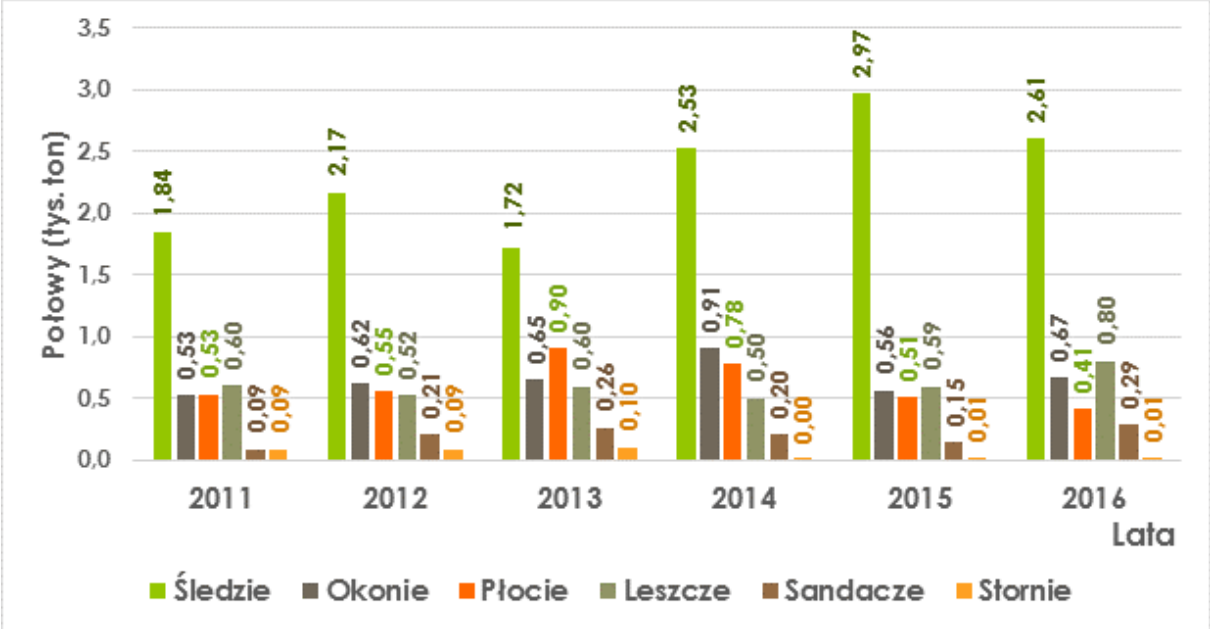
Podobszar ICES 26 był natomiast głównym obszarem połowu szprotów i w ogólnej liczbie połowów tego gatunku ryb stanowił odpowiednioodpowiednio od 49,1% w 2016 r. do 68,4% w 2011 r.

Połowy prowadzone na Zalewach Szczecińskim i Wiślanym wzrastały w latach 2011-2014 do 5132,1 ton, tj. o 32,8%, by w 2015 r. zmniejszyć się o 3,3% do 4960,4 ton i pozostać na tym poziomie w 2016 r. W latach 2011-2016 połowy na Zalewie Szczecińskim zmieniały się od 1443,1 ton w 2015 r. do 2218,5 ton w 2012 r., a na Zalewie Wiślanym od 2186,3 ton w 2011 r. do 3517,3 ton w 2015 r. Udział Zalewu Wiślanego w połowach zwiększył się do 70% w latach 2015-2016. (Tabela 4.3.4, Rys. 4.3.5).

Analiza struktury gatunkowej połowów prowadzonych na Zalewie Szczecińskim Zalewie i Wiślanym wykazała, że w latach 2011-2016 dominowały śledzie, których złowiono łącznie 12,9 tys. ton (Rys. 4.3.6; Tabela 4.3.4), głównie na Zalewie Wiślanym, co stanowiłood 94% do 100% ogółu połowów na tych obszarach. Wielkość połowów śledzi była zróżnicowana w poszczególnych latach i wahała się od 1,8 tys. ton w roku 2011 do 2,5 tys. ton w latach 2014-2015. W przypadku płoci w latach 2013-2016 odnotowano spadkowy trend połowów do poziomu 413,8 ton w 2016 r., tj. o 54,3%. Natomiast w przypadku leszczy widoczny był wzrost połowów do 804,8 ton w 2016 r., tj. o 59,7% w porównaniu do 2014 r. Połowy pozostałych gatunków utrzymywały się na stałym poziomie oprócz drobnych zmian m.in. spadku połowu storni i zwiększonego połowu okonia w 2014 r.



Rys. 4.3.5. Wielkość połowów na Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym w latach 2011-2016 [w tys. ton].



Rys. 4.3.6. Połowy wybranych gatunków ryb na Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym w latach 2011-2016 [w tys. ton].

Struktura połowów na Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim była odmienna. Na Zalewie Wiślanym dominowały śledzie, których udział w całkowitych połowach wynosił do 73% w 2016 r. do 84% w 2017 r., a w następnej kolejności leszcze oraz sandacze których udział w połowach zwiększył się odpowiednio do 10,3% i do 7,1% w 2016 r. Natomiast na Zalewie Szczecińskim poławiano głównie okonie, których udział w połowach zwiększył się do 37,7% w 2016 r., następnie leszcze z udziałem w połowach w latach 2015-2016 wynoszącym odpowiednio 32,5% i 30,1%, a także płocie, z malejącym udziałem w połowach w strukturze do 21% w 2016 r.

Tabela 4.3.4. Połowy na Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym według gatunków ryb w latach 2011-2016 [w tonach].

Gatunek	2011			2012			2013			2014			2015			2016		
	Szczeciński	Wiślany	Razem	Szczeciński	Wiślany	Razem	Szczeciński	Wiślany	Razem	Szczeciński	Wiślany	Razem	Szczeciński	Wiślany	Razem	Szczeciński	Wiślany	Razem
Śledzie	25, 0	1818,6	1 843,6		2170,0	2170,0	0,3	1720,5	1720,8	151,1	2375,1	2526,2	27,7	2944,2	2971,9	74,3	2532,3	2606,6
Okonie	466,6	58,5	525,1	571,4	48,6	620,0	570,0	81,0	651,0	800,9	108,4	909,3	456,9	105,1	562,0	560,0	106,6	666,6
Płocie	462,4	72,0	534,3	463,4	90,5	554,0	807,0	97,6	904,6	654,4	120,9	775,3	372,7	135,6	508,3	314,1	99,7	413,8
Leszcze	495,6	108,8	604,4	423,5	99,5	523,0	480,2	118,4	598,6	370,6	133,4	504,0	469,3	124,6	593,9	447,5	357,3	804,8
Sandacze	33,0	57,7	90,7	154,3	55,7	210,1	188,3	76,6	264,9	134,8	70,0	204,8	71,0	74,2	145,2	39,5	248,5	288,0
Stornie	70,5	18,1	88,6	0,7	91,9	92,6	0,1	102,7	102,8		3,2	3,2		14,0	14,0	0,3	12,7	13,0
Ciosy		22,2	22,2		28,7	28,7		30,4	30,4		67,2	67,2		57,6	57,6		53,6	53,6
Krąpie	34,3	7,3	41,7	26,0	3,9	29,9	45,9	7,5	53,4	16,0	4,2	20,2	11,1	0,9	12,0		6,5	6,5
Węgorze	20,8	3,7	24,5	18,4	5,7	24,1	27,8	8,9	36,7	19,0	12,4	31,4	10,3	17,9	28,2	21,6	26,9	48,5
Karasie	1,0	11,2	12,2	0,5	15,5	15,9	0,6	26,3	26,9		26,3	26,3	0,3	37,5	37,8	0,5	33,4	33,9
Sieje	14,5		14,5	15,4		15,4	33,1		33,1	9,6		9,6	11,8		11,8	14,7		14,7
Trocie wędrowne	8,9	3,4	12,3	9,2	7,9	17,1	4,1	2,1	6,2	1,6	1,3	2,9	1,0	5,1	6,1	0,9	0,6	1,5
Szczupaki	11,2	0,5	11,7	11,4	0,2	11,6	15,5	0,8	16,3	15,5	0,3	15,8	4,5	0,1	4,6	3,3	0,8	4,1
Miętusy	9,6	1,2	10,8	10,5	2,5	13,0	9,3	3,1	12,4	7,8	0,8	8,6	2,9		2,9	4,6	0,9	5,5
Liny	9,6	0,8	10,3	5,6	0,9	6,5	10,6	0,4	11,0	8,6	0,3	8,9	1,0	0,4	1,4	1,1	1,3	2,4
Bolenie	2,3		2,3	2,2		2,2	3,9		3,9	3,7		3,7	2,7		2,7	2,8		2,8
Sumy	2,1		2,1	2,7		2,7	3,7		3,7	2,1		2,1						
Stynki		0,3	0,3		6,9	6,9		0,5	0,5		1,9	1,9					0,9	0,9
Turboty, skarpie	2,2		2,2		0,6	0,6												
Karpie	0,2	0,8	1,0	0,1	0,1	0,2	0,1	0,9	1,0									
Jazgarze	0,2	0,2	0,4	0,2	1,0	1,2	0,2		0,2									
Łososie	0,2	0,1	0,3		0,1	0,1		0,1	0,1									
Inne	6,8	1,1	7,9	11,8	1,1	12,8	17,8	0,5	18,3	9,7	1,0	10,7						
OGÓŁEM:	1677,0	2186,3	3863,4	1727,3	2631,3	4358,6	2218,5	2278,3	4496,8	2205,4	2926,7	5132,1	1443,1	3517,3	4960,4	1485,1	3482,0	4967,1

Eksploatacja dorsza

Zarządzanie zasobami ryb bałtyckich, w tym stad dorszy (stado podobszarów 22-24, tj. zachodniobałtyckie i stado podobszarów 25-32, tj. wschodniobałtyckie) regulowane jest za pomocą tzw. Wieloletniego Planu Zarządzania zasobami dorsza, śledza i szprota w Morzu Bałtyckim (tzw. Baltic MAP), opracowanym na podstawie rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1139 z dnia 6 lipca 2016 r. ustanawiającego wieloletni plan w odniesieniu do stad dorsza, śledzia i szprota w Morzu Bałtyckim oraz połowów eksploatujących te stada, zmieniającym rozporządzenie Rady (WE) nr 2187/2005 i uchylającego rozporządzenie Rady (WE) nr 1098/2007 (Dz. Urz. UE L 191 z 15.07.2016, str. 1, z późn. zm.)). Dorsz jest gatunkiem, którego połowy są limitowane, a bieżącej kontroli (Centrum Monitorowania Rybołówstwa w Gdyni) podlega stan wykorzystania przyznanej polskiemu rybołówstwu kwoty połowowej. W przypadku jej wyczerpania wprowadzany jest całkowity zakaz połowów. Baltic MAP wymusza na państwach członkowskich UE wyznaczenie portów, w których dopuszcza się wyładunki dorszy. Jeżeli połów przekracza 750 kg, wówczas wyładunek możliwy jest tylko w portach wyznaczonych do tego celu. Natomiast w przypadku posiadania na statku rybackim dorszy w ilości 300 kg i więcej, wówczas należy zgłosić ten fakt inspekcji przed zawinięciem statku do portu. Poza regulacjami odnośnie strategii wyznaczania wielkości TAC, istotnym elementem funkcjonowania Baltic MAP są różne formy ograniczenia nakładu połowowego ukierunkowanego na połowy dorszy.

Do 2016 r. obowiązywały unijne okresy zakazu połowów dorszy w okresie od dnia 1 do dnia 30 kwietnia i od dnia 1 lipca do dnia 31 sierpnia odpowiednio w całości podobszarów 22-24 i 25-28, co w przybliżeniu odpowiadało szczytom okresu tarła dorsza stada zachodniego i wschodniego. Baltic MAP nie zawiera przepisów dotyczących okresów ochronnych w związku z czym Polska, mając na względzie zły stan stada dorsza wschodniego, na mocy rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego (Dz. U. poz. 1494, z późn. zm.) wprowadziła okresy ochronne dorszy w okresach od dnia 15 lutego do dnia 31 marca w podobszarach 22-24 i od dnia 1 lipca do dnia 31 sierpnia w podobszarach 25-32. Zgodnie z Wieloletnim Planem wyznaczono trzy stałe obszary, w obrębie których w okresie od dnia 1 maja do dnia 31 października zabrania się połowów przy użyciu wszelkich narzędzi czynnych. Obszary te wyznaczono w celu ochrony tarlisk dorszy.

Zgodnie z rozporządzeniem Rady (WE) nr 1226/2009 z dnia 20 listopada 2009 r. ustalającym uprawnienia do połowów i związane z nimi warunki dla pewnych stad ryb i grup stad ryb stosowanych na Morzu Bałtyckim w 2010 r. (Dz. Urz. UE L 330 z 16.12.2009, str. 1, z późn. zm.) w ramach technicznych środków ochrony zasobów dorszy do połowów tego gatunku dopuszcza się włoki z workiem o oczkach obróconych i workiem z panelem selektywnym o oczkach kwadratowych o rozmiarze oczek 120 mm w obu typach worków (. Rozmiar oczek obowiązuje od dnia 1 stycznia 2010 r. dla dorszy łowionych w podobszarach 22-24, a dla dorszy łowionych w podobszarach 25-32 – od dnia 1 marca 2010 r. W grupie biernych narzędzi połowu stosowane są sieci stawne - nety (wymiar oczka 110 mm) oraz haki (rozmiar nieuregulowany). Zgodnie z rozporządzeniem delegowanym Komisji (UE) nr 1396/2014 z dnia 20 października 2014 r. ustanawiającym plan w zakresie odrzutów na Morzu Bałtyckim (Dz. Urz. UE L 370 z 30.12.2014, str. 40) obowiązujący od dnia 1 stycznia 2015 r. do 31 grudnia 2017 r. wymiar ochronny dla dorszy wynosił 35 cm na całym Bałtyku.Zgodnie ze wskazanym rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 6 lipca 2015 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich poławianych przy wykonywaniu rybołówstwa rekreacyjnego oraz szczegółowego sposobu i warunków wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego (Dz. U. z 2018 r. poz. 24, z późn. zm.) od dnia 1 stycznia 2015 r. zaczął obowiązywać zakaz odrzutów dorszy bałtyckich, co wiąże się z koniecznością przywożenia dorszy niewymiarowych (BMS – below minimum size) do portu (obowiązek wyładunku – landing obligation) i ich wyładunku. Natomiast na podstawie art. 15 rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1380/2013 z dnia 11 grudnia 2013 r. w sprawie wspólnej polityki rybołówstwa, zmieniającego rozporządzenie Rady (UE) nr 1954/2003 i (WE) nr 1224/2009 oraz uchylającego rozporządzenie Rady (WE) nr 2371/2002 i (WE) nr 639/2004 oraz decyzję Rady 2004/585/WE (Dz. Urz. UE L 354 z 28.12.2013, str. 22), nazywanym dalej „rozporządzeniem (UE) nr 1380/2013" od dnia 1 stycznia 2015 r. obowiązuje zakaz odrzutów dorszy bałtyckich, co wiąże się z

koniecznością przywożenia wszystkich połowów dorsza, w tym ryb niewymiarowych (tzw. BMS – below minimum size) do portu (obowiązek wyładunku – landing obligation) i ich wyładunku oraz odliczenia od dostępnych kwot połowowych. Należy jednak zauważyć, że wejście w życie obowiązku wyładunkowego nie zostało poprzedzone pracami KE nad odpowiednią zmianą przepisów dotyczących środków technicznych wykonywania rybołówstwa na Morzu Bałtyckim oraz zapewnieniem odpowiedniego dostosowania portów rybackich i jednostek rybackich do obowiązku wyładunkowego (z EFMiR). Spowodowało to, że w regionie Morza Bałtyckiego wszystkie państwa miały problem z odpowiednim wdrożeniem obowiązku wyładunkowego co przekładało się na niskie raportowanie ryb poniżej wymiaru ochronnego. Można w związku z tym stwierdzić, że obowiązek wyładunkowy nie wpłynął na eksploatację dorszy w pierwszych 2 latach obowiązywania obowiązku wyładunkowego.

Polskie połowy dorszy bałtyckich wykazywały wzrost w latach 2011-2012 do 14824 ton, następnie zmalały do wartości 11879 ton w 2014 r. W 2015 r. zanotowano ich wzrost do 13636 ton, a w 2016 r. ponownie zmalały osiągając najniższą wartość (10377 ton) z lat 2011-2016 (Tabela 4.3.5). Ogólnie jednak w latach 2011-2016 dominował trend malejący w połowach dorszy bałtyckich. Główną przyczyną decydującą o spadku połowów dorszy jest słaba kondycja dorszy (wychudzenie), powodującą obniżenie ceny pierwszej sprzedaży tego gatunku ryb. W efekcie również dostępny limit dorszy jest wykorzystywany tylko w 50-60%. Ponadto porównanie wyników statków specjalizujących się w połowach dorszy wyraźnie wskazuje na pogorszenie się wydajności połowowych ryb tego gatunku w latach 2011-2014. Najważniejszymi narzędziami stosowanymi do połowów dorszy są włoki denne i nety. Udział połowów włokiem w latach 2011-2015 rósł systematycznie w zakresie od 57% do 72,5%, a w 2016 r. nieznacznie spadł do 71,6%. Udział połowów netowych, stanowiący w pierwszej połowie lat 90. XX wieku prawie 50% z roku na rok maleje. Ten sam trend utrzymywał się w latach 2011-2015 (spadek z 31% do 23,9%). Tylko w 2016 r. nastąpił wzrost połowów do 24,7%. Do połowów dorszy stosowane są jeszcze haki denne. W latach 2000-2006 obserwowano stały wzrost udziału hakowych połowów dorszy (do 18,4%). Wzrost tych połowów odbywał się głównie kosztem zmniejszenia wielkości połowów netowych. Jednak w opisanym okresie lat 2011-2016 następował systematyczny spadek udziału tego pracochłonnego narzędzia połowów, z 9,9% do zaledwie 2,9%.

Polskie połowy dorszy bałtyckich pochodzą głównie ze stada wschodniobałtyckiego bytującego głównie w podobszarach ICES 25-26. Udział połowów dorszy z tych podobszarów w latach 2011-2016 wahał się od 92,8% w 2014 r. do 95,9% w 2011 r. Pozostałe połowy dorszy odbywają się w 24 podobszarze ICES, gdzie bytuje głównie stado dorszy zachodniobałtyckich.

Tabela 4.3.5. Polskie połowy dorszy bałtyckich w latach 2011-2016 (w tonach).

Rok	2011			2012			2013		
	Podobszar ICES								
Narzędzie połowu	24	25	26	24	25	26	24	25	26
haki stawne	19.5	819.0	335.8	29.4	478.7	245.9	18.1	393.6	40.2
haki dryfujące									
nety	228.5	2 660.4	806.3	402.8	3 073.3	903.7	369.1	2 351.5	748.0
włok denny	237.6	2 989.8	3 557.0	384.6	4 979.4	4 213.3	332.0	4 162.2	4 091.4
włok pelagiczny	1.2	166.0	14.2	0.8	98.9	13.4	0.0	7.7	109.3
RAZEM	486.8	6 635.2	4 713.4	817.7	8 630.3	5 376.2	719.1	6 915.1	4 989.0

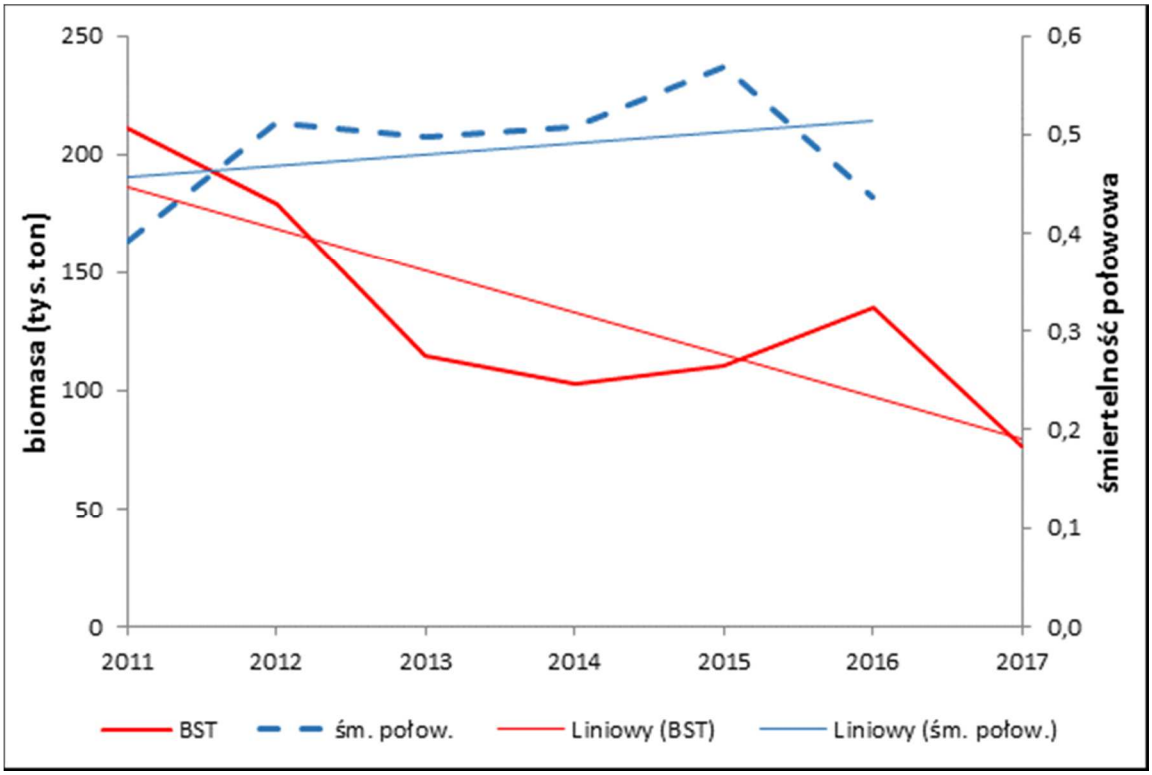
Rok	2014			2015			2016			
	Podobszar ICES									
Narzędzie połowu	24	25	26	24	25	26	24	25	26	28
haki stawne	33.0	382.3	90.4	12.7	338.2	66.1	4.9	275.4	26.0	
haki dryfujące	0.3	0.2			3.8	0.0		15.5		
nety	368.8	2 272.9	625.5	310.2	2 567.3	381.4	222.7	2 134.1	211.0	
włok denny	449.6	4 607.2	3 026.8	432.1	5 163.1	4 290.7	456.4	3 115.1	3 859.8	

włok pelagiczny	0.1	17.5	4.4	0.2	37.0	33.6	2.1	29.2	22.7	2.3
RAZEM	851.8	7 280.0	3 747.1	755.2	8 109.4	4 771.8	686.0	5 569.3	4 119.4	2.3

Narzędzie połowu	2011	2012	2013	2014	2015	2016
haki stawne	1 174.3	754.0	451.9	505.7	417.0	306.2
haki dryfujące				0.5	3.8	15.5
nety	3 695.2	4 379.8	3 468.6	3 267.2	3 258.8	2 567.7
włok denny	6 784.4	9 577.2	8 585.5	8 083.6	9 885.9	7 431.3
włok pelagiczny	181.4	113.1	117.0	22.0	70.8	56.2
RAZEM	11 835.4	14 824.2	12 623.1	11 879.0	13 636.4	10 377.0

Najwyższe połowy dorszy uzyskiwane są w podobszarze ICES 25, skąd w latach 2011-2016 pochodziła ponad połowa (od 53,6 % do 61,3% udziału) polskich połowów dorszy. Wyższe połowy w tym podobszarze ICES wynikają głównie z tworzenia się w rejonie Basenu Bornholmskiego wydajnych koncentracji przedtarłowych i tarłowych. Rejon Głębi Bornholmskiej jest w rejonie Bałtyku wschodniego jedynym efektywnym miejscem tarła dorszy wschodniobałtyckich. Udział połowów dorszy z 26 podobszaru ICES nie przekroczył 40% w latach 2011-2016, a udział 24 podobszaru ICES był niewielki i wahał się od 4,1% do maksymalnie 7,2%.

Ze względu na poważne trudności z odczytem wieku dorszy oraz znaczące, trudne do oceny ilościowej, zmiany w parametrach biologicznych stada, ICES nie dysponuje zaakceptowaną, analityczną oceną zasobów dorszy wschodniobałtyckich. Jednakże stan i dynamikę stada oraz wielkość śmiertelności połowowej można w przybliżeniu określić na podstawie wyników połowów badawczych (Rys. 4.3.7). Wskazują one na silnie malejący trend biomasy stada i stosunkowo niewielki wzrost wskaźnika śmiertelności połowowej w okresie 2011-2017.

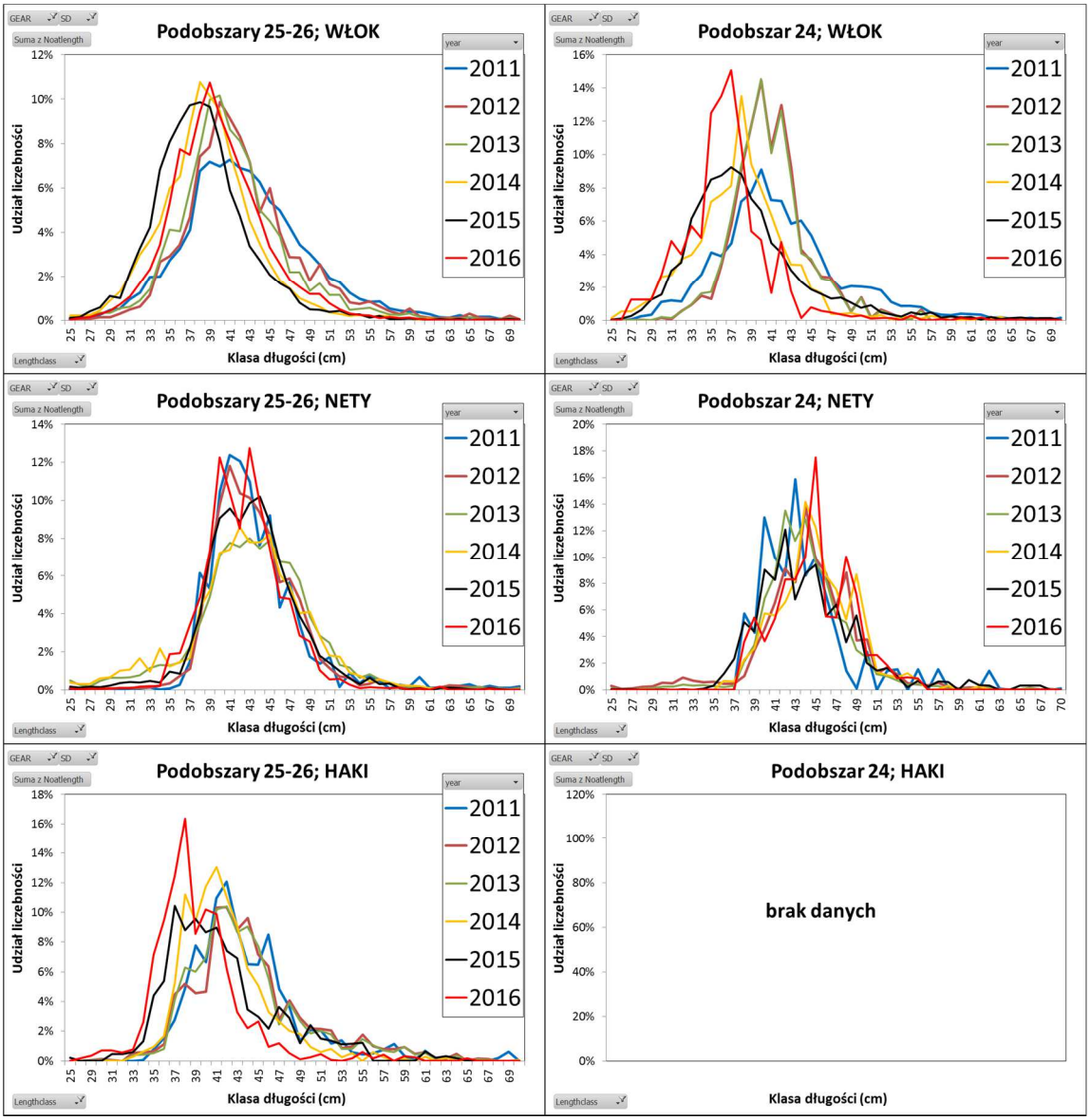


Rys. 4.3.7. Wskaźnik wielkości biomasy i śmiertelności połowowej dorszy wschodniobałtyckcich w latach 2011-2017.

Dorsze bytujące w podobszarach ICES 25-26 należą do jednego stada dorszy wschodniobałtyckich, charakteryzujących się tymi samymi parametrami biologicznymi i tempem wzrostu. W 24 podobszarze ICES występują zarówno dorsze zachodniobałtyckie (różniące się od

stada wschodniobałtyckiego pod względem parametrów biologicznych), jak i dorsze wschodniobałtyckie. Zatem w niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wyniki analiz biologicznych przedstawiono łącznie dla podobszarów 25-26 i oddzielnie dla dorszy z 24 podobszaru ICES. W prezentacji wyników badań uwzględniono podział na narzędzia połowów, które głównie ze względu na zróżnicowane właściwości selektywne odławiają dorsze różniące się pod względem długości, masy i przyłowu dorszy niewymiarowych.

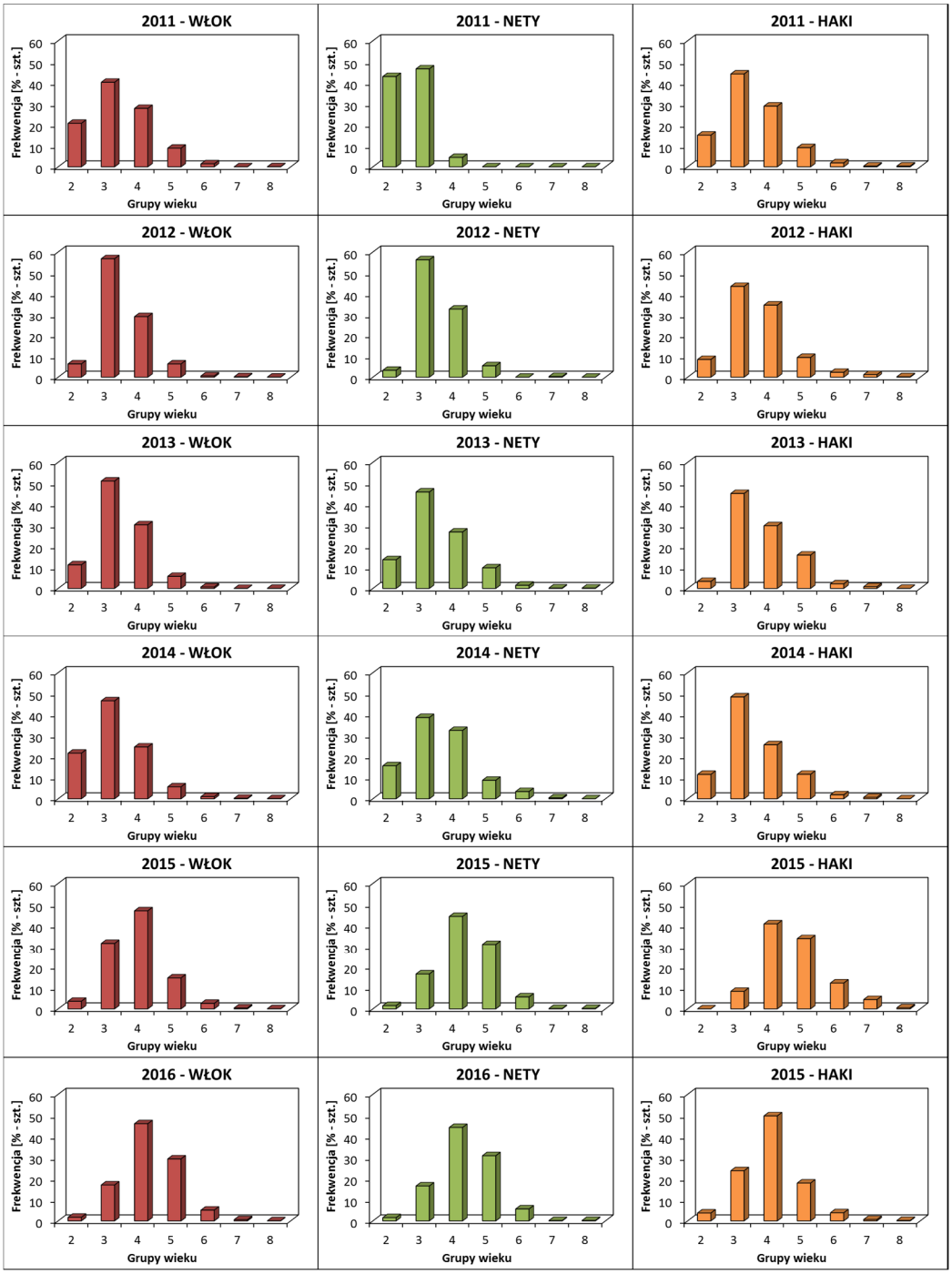
Z przedstawionych na rys. 2.1 krzywych rozkładów długości łowionych dorszy wyraźnie wynika, że w kolejnych latach 2011-2016 odławiano coraz mniejsze osobniki. Trend ten stwierdzono głównie w połowach włokami na stadzie dorszy wschodniobałtyckich (podobszary ICES 25-26) ale również na stadzie dorszy zachodniobałtyckich (24 podobszar ICES). Średnia długość dorszy w połowach włokami w podobszarach ICES 25-26 zmniejszyła się w latach 2011-2015 o 4,6 cm (od 42,9 cm 38,3 cm). Nieznaczny wzrost średniej długości zanotowano w 2016 r. (do 39,8 cm). Natomiast w połowach włokami w 24 podobszarze ICES zanotowano w latach 2011-2016 nieprzerwany i jeszcze większy spadek średniej długości łowionych dorszy niż w podobszarach ICES 25-26, o 5,6 cm (od 42,1 cm do 36,5 cm). Analogiczny, silnie zaakcentowany, trend zmian długości łowionych dorszy zaobserwowano w połowach hakami w podobszarach ICES 25-26. Zmniejszanie średniej długości dorszy następowało nieprzerwanie w latach 2011-2016 (od 44,1 cm do 39,2 cm). Natomiast w odniesieniu do połowów netami nie stwierdzono tak dużych zmian w zakresie długości łowionych dorszy i choć zmiany wystąpiły, to jednak w mniejszym stopniu. Średnia długość dorszy łowionych netami w podobszarach ICES 25-26 w latach 2011-2016 zmniejszyła się o 1,9 cm (od 44,2 cm do 42,3 cm). W połowach netami w 24 podobszarze ICES średnia długości dorszy utrzymywała się na zbliżonym poziomie w latach 2011-2016, oscylującym wokół wartości 44 cm. Nie stwierdzono natomiast istotnych zmian w wartości tego parametru. Przedstawione powyżej zmiany długości dorszy w połowach wynikają głównie z metody eksploatacji stad dorszy, przy pomocy której w największym stopniu odławiane są osobniki o większych rozmiarach. Mniej zauważalny spadkowy trend zmian średniej długości dorszy łowionych netami wynika głównie z korzystniejszych właściwości selektywnych tego narzędzia połowu. Świadczy o tym również średnia długość łowionych dorszy, która w przypadku włoków jest o 2-3 cm niższa niż w połowach netami. Ponadto w przypadku sieci typu net, przyłów płastug, który często współwystępuję w przypadku połowu dorszy, w niewielkim stopniu wpływa na zmniejszenie ich selektywnych właściwości. Z kolei w przypadku włoków przyłów płastug w pewnych okresach ma bardzo duże znaczenie, zatykając oczka w workach włoków. Na Rys. 4.3.8 nie przedstawiono rozkładów długości dorszy z 24 podobszaru ICES łowionych hakami ze względu na niewielkie połowy tym narzędziem i wynikające stąd trudności z pozyskaniem prób badawczych.



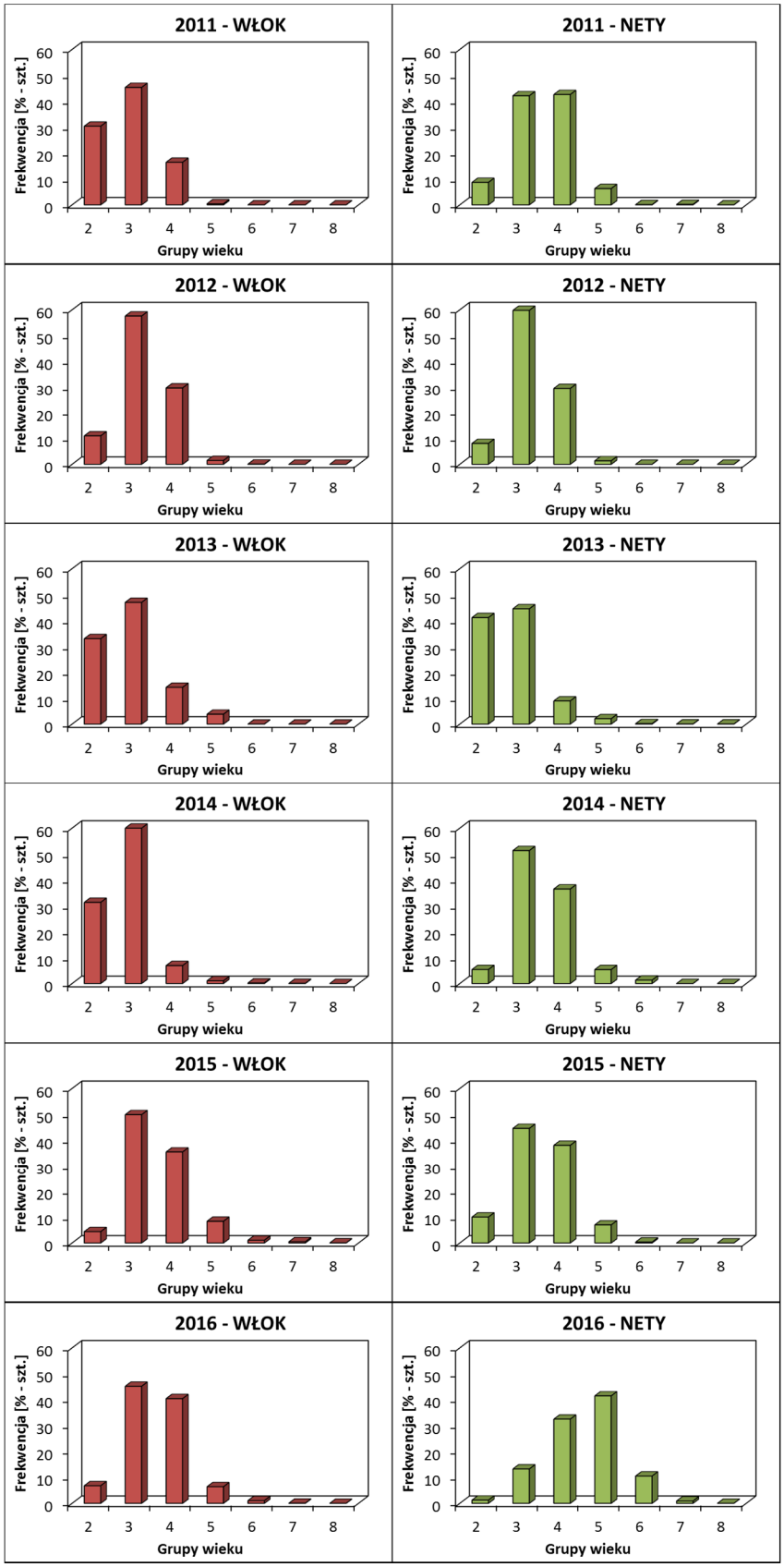
Rys. 4.3.8. Rozkłady długości dorszy bałtyckich łowionych włokami, netami i hakami w latach 2011-2016.

W polskich połowach dorszy bałtyckich łowionych włokami, netami i hakami w podobszarach ICES 25-26 w latach 2011-2014 wyraźnie dominowały ryby 3. letnie (

Rys. 4.3.9). Udział tej grupy wieku wahał się od 38,6% udziału liczbowego do 57%. Udział dorszy 5. letnich i starszych w połowach włokami zmalał nieznacznie (od 10% do 7%) w latach 2011-2014. Natomiast w połowach netami i hakami udział tych grup wieku w latach 2011-2014 systematycznie rósł (odpowiednio, od 5% do 13% i od 11% do 15%). W latach 2015-2016 we wszystkich narzędziach połowu odnotowano dominację 4. grupy wieku w połowach, a w przypadku połowów włokami i netami zanotowano wzrost udziału dorszy starszych grup wieku (5 i więcej). W połowach włokami i netami udział ten wzrósł, odpowiednio od 17% do 35% i od 20% do 34%. Powyższe zmiany w strukturze wieku eksploatowanego stada są wynikiem zmian rekrutacji oraz spadku tempa wzrostu dorszy, notowanego w połowach wszystkich krajów i obserwowanego u dorszy od około 2010 r. Przy tej samej długości dorsze odławiane w ostatnich latach charakteryzują się wyższym wiekiem (są starsze) niż obserwowano to w latach sprzed 2010 r. Spadek tempa wzrostu wynika głównie z zagęszczenia stada na małym obszarze i wystąpienia zjawiska wewnątrzgatunkowej konkurencji o pokarm. Podobne zjawisko, jednak w mniejszym stopniu, obserwowane jest również w przypadku dorszy łowionych w 24 podobszarze ICES (Rys. 4.3.10).



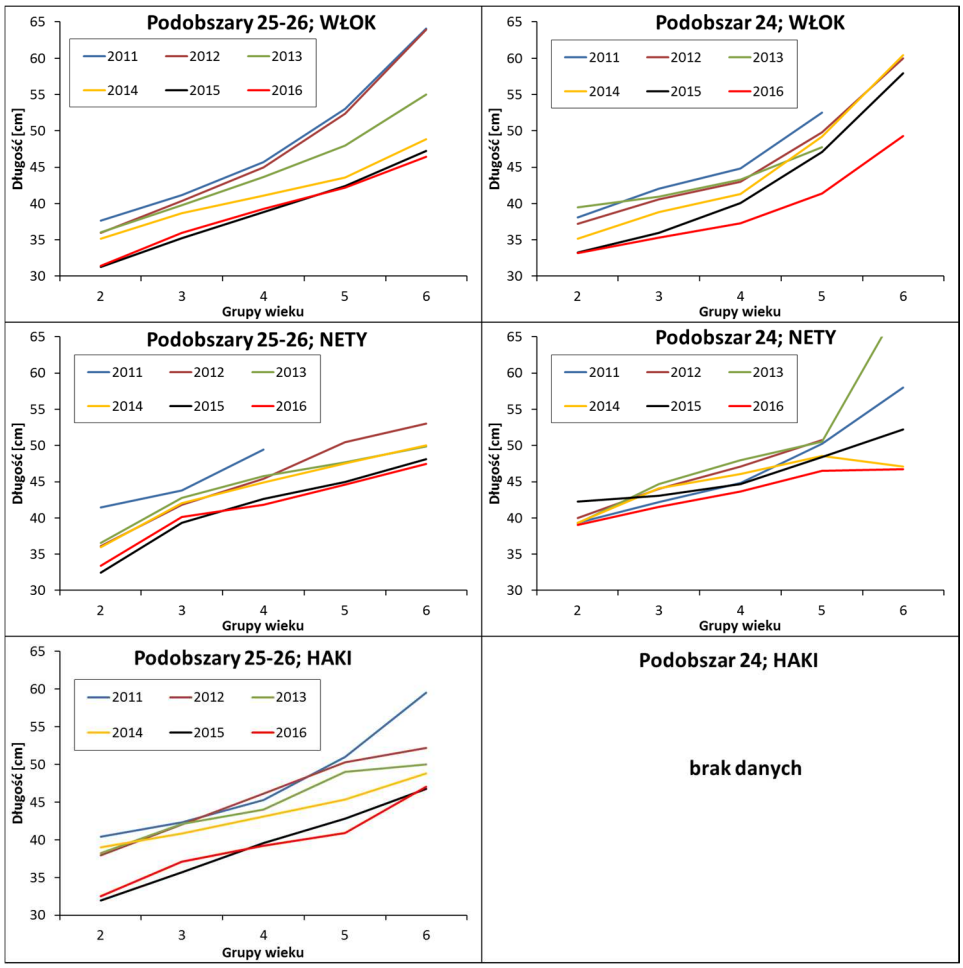
Rys. 4.3.9. Rozkład grup wieku dorszy bałtyckich łowionych włokami, netami i hakami w podobszarach ICES 25-26 w latach 2011-2016.



Rys. 4.3.10. Rozkład grup wieku dorszy bałtyckich łowionych włokami i netami w 24 podobszarze ICES w latach 2011-2016.

Zmiany tempa wzrostu dorszy bałtyckich są jednak najwyraźniej zauważalne na podstawie trendów zmian średnich długości dorszy w grupach wieku (Rys. 4.3.11). Spadek wartości tego parametru jest wyraźny w połowach dorszy uzyskanych z wszystkich narzędzi połowu i w

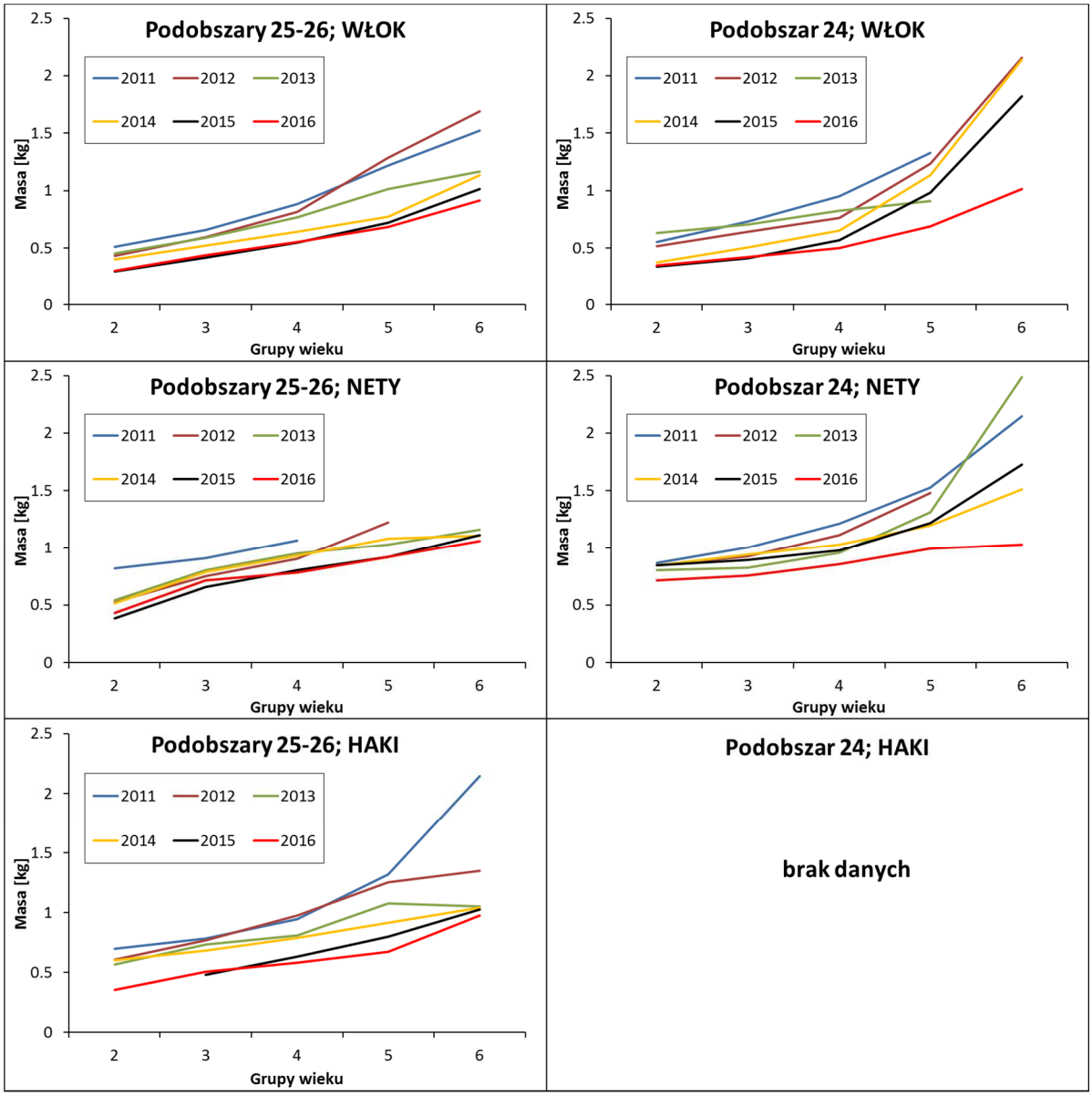
analizowanych podobszarach. Średnie długości dorszy w połowach systematycznie ulegały zmniejszeniu w latach 2011-2014. Największe różnice w stosunku do 2011 r. odnotowano w latach 2014-2015. Najwyższe różnice dotyczą średniej długości w połowach włokami i hakami. Średnia długość dorszy łowionych włokami w podobszarach ICES 25-26 w 2016 r. dla grup wieku od 2 do 6 była niższa od 6 do 18 cm w porównaniu z 2011 r., przy czym najwyższe różnice odnotowano w starszych grupach wieku. W takim samym zestawieniu jak powyżej, w połowach włokami w podobszarze 24 różnice te wyniosły od 4 cm do 16 cm. W połowach hakami w podobszarach ICES 25-26, średnia długość dorszy w grupach wieku była w 2016 r. od 5 cm do 14 cm niższa niż w 2011 r. Natomiast w połowach netami w podobszarach ICES 25-26, średnia długość dorszy w 2016 r. była niższa od 2 cm do 15 cm w porównaniu z 2012 r. (dane za 2011 r. nie obejmują wszystkich grup wieku stąd porównanie zestawiono z 2012 r.).



Rys. 4.3.11. Średnia długość dorszy bałtyckich w grupach wieku w latach 2011-2016 łowionych włokami, netami i hakami.

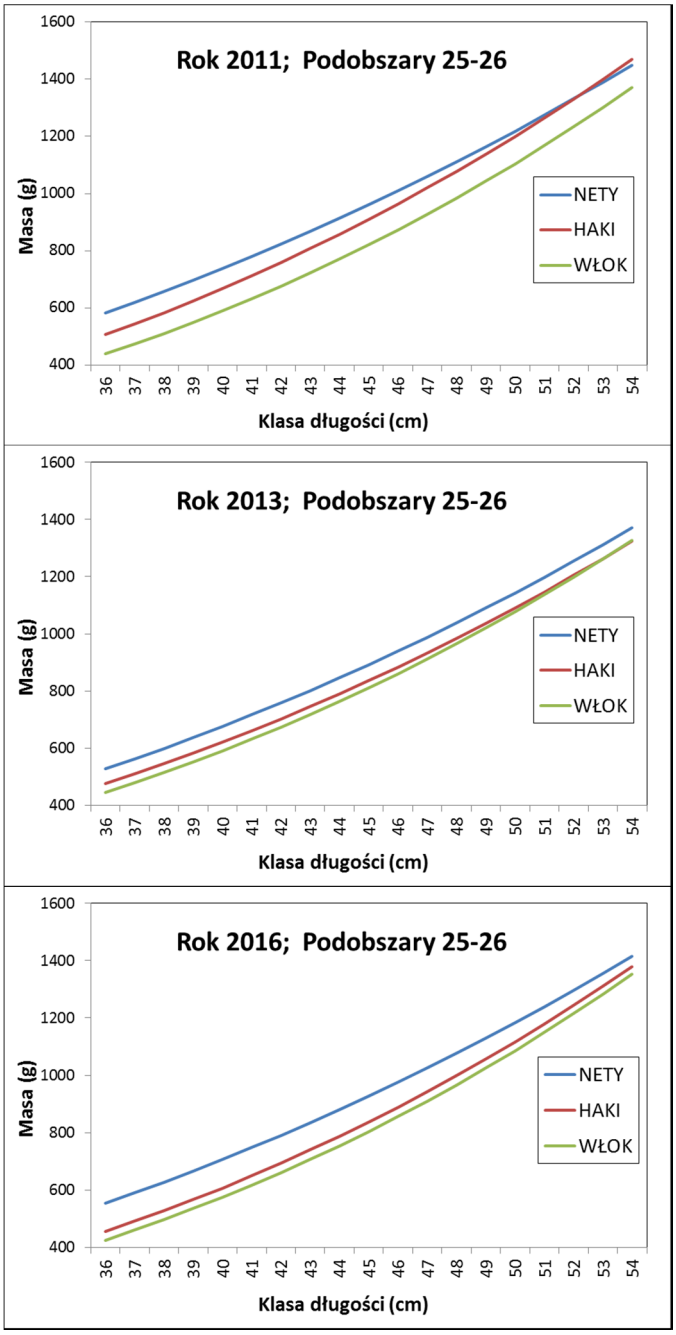
Innym ważnym parametrem charakteryzującym stan biologiczny dorszy bałtyckich jest średnia masa dorszy w grupach wieku. Zmiany wartości tego parametru w latach 2011-2016 zilustrowano na Rys. 4.3.12. Analogicznie jak w przypadku zmian średnich długości w grupach wieku, również w przypadku średnich mas odnotowano systematyczne zmniejszanie się tych mas w kolejnych latach. Najniższe wartości tego parametru odnotowano w latach 2015-2016. Największe różnice średnich mas wystąpiły u dorszy łowionych włokami i hakami. W połowach włokiem w podobszarach ICES 25-26 i w podobszarze ICES 24, średnia masa w 2016 r. była w zależności od grupy wieku niższa o 200-600 g w porównaniu do 2011 r. Największe różnice dotyczyły najstarszych grup wieku. Natomiast w połowach hakami w podobszarach ICES 25-26 średnia masa w 2016 r. była niższa o 280-1100 g niż w 2011 r. Najniższy spadek średniej masy w grupach wieku stwierdzono w przypadku połowów netami. Średnie masy dorszy z połowów netami w podobszarach ICES 25-26 w 2016 r. w porównaniu do 2011 r. były niższe o 190-380 g (porównano tylko grupy wieku 2-4, gdyż starsze ryby nie wystąpiły w próbach z połowów badawczych). Różnice pomiędzy średnimi masami

dorszy łowionych netami w podobszarach 25-26 w 2016 r., a 2011 r. wahały się w zakresie 150-1100 g. Zmniejszanie się średnich mas dorszy obserwowane w latach 2011-2016 jest dodatkowym argumentem pozwalającym uzasadnić niskie wykorzystanie limitu połowowego dorszy i niskie ceny skupu na ten gatunek, o czym napisano w części dotyczącej połowów dorszy bałtyckich. Wychudzenie dorszy związane ze zjawiskiem konkurencji wewnątrzgatunkowej zmniejsza zainteresowanie rybołówstwa połowami ryb tego gatunku.



Rys. 4.3.12. Średnia masa dorszy bałtyckich w grupach wieku w latach 2011-2016 łowionych włokami, netami i hakami.

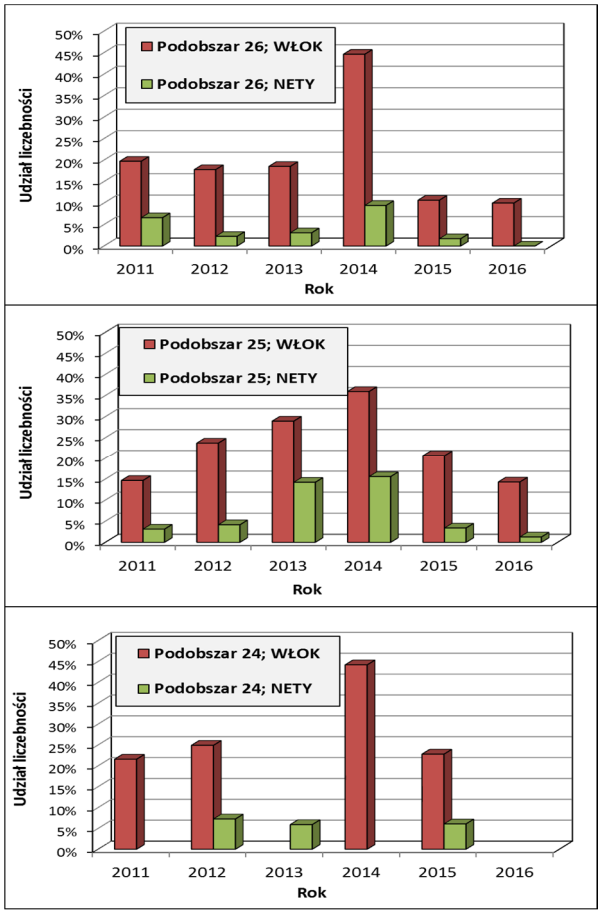
Analizując krzywe zmian masy dorszy bałtyckich w klasach długości pochodzące z prób badawczych z połowów włokami, netami i hakami stwierdzono, że ich najwyższe wartości masy uzyskiwano w połowach netami (Rys. 4.3.13). Niższe masy uzyskiwano w połowach hakami, a zdecydowanie najniższe w połowach włokiem. Masy dorszy w poszczególnych klasach długości były w połowach włokami w 2016 r. o 61,3-128 g (4,4% do 23,1%) niższe niż w połowach netami. Powyższe wyniki badań wskazują na korzystniejsze właściwości selektywne, którymi charakteryzują się nety. Potwierdza to fakt, że w połowach netami w tej samej klasie długości są zatrzymywane dorsze o większej masie niż w połowach hakami i włokami (Rys. 4.3.13).



Rys. 4.3.13. Krzywe zmian w masie dorszy bałtyckich w klasach długości w latach 2011, 2013 i 2016 łowionych włokami, netami i hakami.

Analizując udział dorszy niewymiarowych w połowach ryb tego gatunku należy mieć na uwadze fakt, że wymiar ochronny w latach 2011-2016 uległ zmianie. W latach 2011-2014 wymiar ten wynosił 38 cm, a od 2015 został zmniejszony do 35 cm. Zatem udział dorszy niewymiarowych analizowano jako dwie odrębne serie danych dla dwóch różnych okresów obowiązywania wymiaru ochronnego. Niezależnie od podobszaru ICES i roku badań, stwierdzono wyraźnie niższy udział przyłowu dorszy niewymiarowych w połowach netami. Udział ten w 26 podobszarze ICES wahał się w latach 2011-2014 od 2,3% do 9,5% (Rys. 4.3.14). Natomiast w latach 2015-2016 udział dorszy niewymiarowych w połowach netami był bardzo niski (około 1%) do czego w znacznym stopniu przyczyniło się zmniejszenie wymiaru ochronnego. Udział dorszy niewymiarowych w 26 podobszarze ICES w połowach włokiem w latach 2011-2014 był znacznie wyższy niż w połowach netami i wynosił od 17,8% do 44,6%. Analogicznie jak w połowach netami, w połowach włokiem w latach 2015-2016 udział dorszy niewymiarowych zmalał (do około 10%). W 25 podobszarze ICES obserwowano w latach 2011-2014 rosnący udział dorszy niewymiarowych zarówno w odniesieniu do połowów włokiem jak i netami (odpowiednio, od 15% do 36% i od 3% do 16%). W latach 2015-

2016 udział ten był znacząco niższy w obu narzędziach połowu. Generalnie wyższy udział dorszy niewymiarowych w 25 podobszarze ICES niż w 26 podobszarze ICES wynika z bytowania dorszy o mniejszych rozmiarach w 25 podobszarze ICES (gdzie znajduje się efektywne tarlisko dorszy i po tarle wzrastają młode dorsze w strefie wód płytszych tego podobszaru) oraz współwystępowania storni w połowach dorszy, szczególnie w okresie tarła tej płastugi w rejonie Głębi Bornholmskiej, co obniża selektywność, głównie włoków. W 24 podobszarze ICES udział przyłowu dorszy niewymiarowych rósł w latach 2011-2014 od 22% do 44%. W roku 2015 zmniejszył się do 23%. Udział przyłowu niewymiarowych dorszy w połowach netami w 24 podobszarze ICES utrzymywał się na zbliżonym, wyrównanym poziomie oscylującym wokół wartości 6%.



Rys. 4.3.14. Udział niewymiarowych dorszy bałtyckich w latach 2011-2016 łowionych włokami i netami.

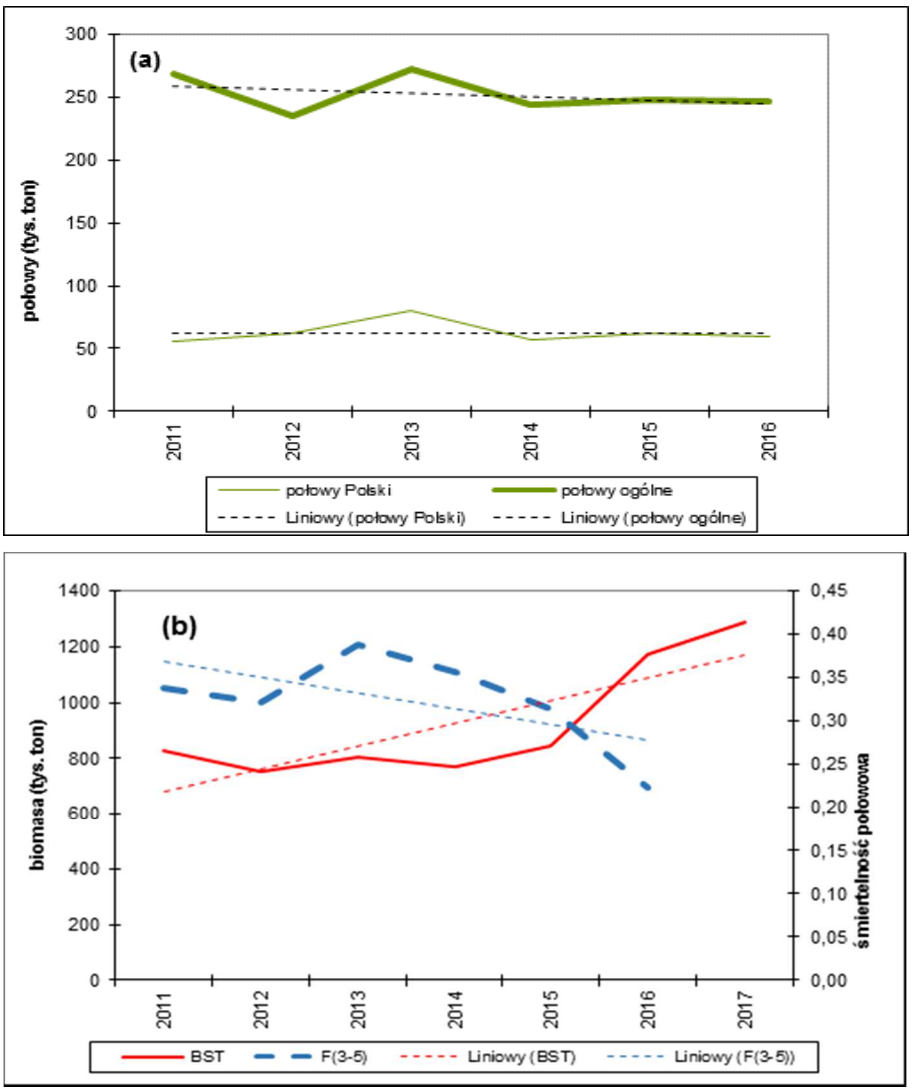
Eksploatacja szprota

Szprot bałtycki Sprattus sprattus balticus (Schneider, 1904) to podgatunek szprota europejskiego Sprattus sprattus (Linnaeus, 1758), który zaliczany jest do grupy małych ryb występujących powszechnie, zwykle w dużych ławicach, w umiarkowanie ciepłych, pelagicznych wodach morskich. Zasiedla wody od południowego Kattegatu i Cieśnin Duńskich po wschodnią część Zatoki Fińskiej. Wyznacznikami ograniczającymi rozprzestrzenianie się szprotów w Bałtyku jest zasolenie górnych warstw wody w okresie tarła – wymagane minimum to 6 PSU i graniczna temperatura wody na zimowiskach, tj. 1,5°C. Dorosłe szproty występują głównie w rejonach otwartego morza, gdzie następuje ich rozród, żerowanie i zimowanie. Koncentracje młodych szprotów zwykle występują wspólnie z młodymi śledziami, najczęściej na łowiskach przybrzeżnych południowego Bałtyku, w wodach słonawych, w pobliżu ujść dużych rzek. W tych rejonach młode ryby śledziowate znajdują schronienie i żerowiska. Preferowane przez szproty rejony i strefy głębokościowe występowania determinują lokalizację wyspecjalizowanych w ich połowach kutrów rybackich.

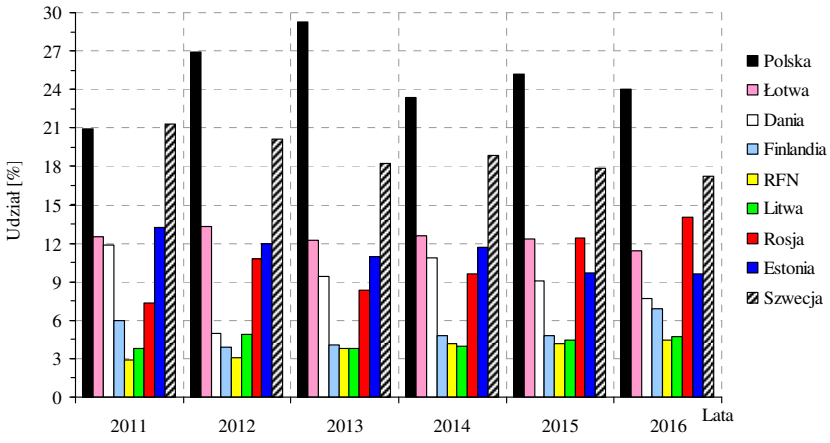
W latach 2011-2016 Polska z wyładunkami rocznymi szprotów (bez przyłowu śledzi) wahającymi się od 55,3 do 79,7 tys. ton dominowała wśród państw nadbałtyckich w eksploatacji tego

gatunku (Rys. 4.3.15.a i Rys. 4.3.16). W ww. latach międzynarodowe wyładunki szprotów oscylowały w zakresie 230,89-272,39 tys. ton, a udział Polski w tych połowach zmieniał się od 21 do 29% (Rys. 4.3.16). W latach 2011-2016 wartość rocznych polskich wyładunków szprotów wahała się od 44,2 do 93,1 mln zł. W 2016 r. polska flota złowiła 60,1 tys. ton tych ryb (z przyłowem śledzi) o wartości 56,4 mln zł, co w stosunku do 2015 r. oznacza spadek o 6% w odniesieniu do masy i wzrost o 3% względem wartości, zdeterminowanej ceną skupu surowca. W latach 2011-2016 szproty dominowały pod względem masy w polskich wyładunkach ryb z Bałtyku; ich udział wahał się od 43,3% (w 2016 r.) do 60,4% (w 2013 r.). Natomiast udział szprotów w wartości ogólnych polskich wyładunków handlowych ryb, ze względu na relatywnie niewielką cenę skupu w porównaniu np. do dorsza bałtyckiego, łososiowatych lub śledzi był mniejszy niż udział masy i zmieniał się od 24,1% (2011 r.) do 39,0% (2013 r.).

Biomasa stada tarłowego szprota bałtyckiego (podobszary ICES 22-32) w okresie 2011-2015 fluktuowała wokół około 800 tys. ton (Rys. 4.3.15.b), a w latach 2016-2017 wzrosła do 1200-1300 tys. ton, wskutek zasilenia stada bardzo liczebnym pokoleniem z 2014 r. Na tle tych zmian zasobów, polskie i międzynarodowe wyładunki roczne (w latach 2014-2016) szprotów były dość stabilne. Presja międzynarodowego rybołówstwa na zasoby szprota w Bałtyku, wyrażona współczynnikiem śmiertelności połowowej w wieku 3-5 (F(3-5)), zmniejszyła się w latach 2013-2016 z 0,39 do 0,22, tj. o 43% (Rys. 4.3.15.). W poprzednich trzech latach średnia roczna wartość tego wskaźnika wahała się w stosunkowo niewielkim zakresie, tj. od 0,32 do 0,34.



Rys. 4.3.15. (a) Międzynarodowe i polskie wyładunki szprota bałtyckiego oraz (b) biomasa stada tarłowego i śmiertelność połowowa w wieku 3-5 w latach 2011-2016/2017 (na podstawie ICES 2017).



Rys. 4.3.16. Zmiany udziału względnego poszczególnych państw w połowach rocznych szprota bałtyckiego w latach 2011-2016.

Wzrost zainteresowania połowami szprotów w ostatnich latach w Polsce wynikał z perturbacji w rybołówstwie dorszowym, tj. spadkiem kondycji biologicznej ryb oraz udziału frakcji dużych – starszych osobników, jak również z niewystarczających rocznych kwot połowowych. Równocześnie nastąpił wzrostu cen skupu szprotów, któremu towarzyszył chłonny rynek zbytu oraz stosunkowo duże kwoty połowowe gatunku, przyznawane także małym statkom. Innym czynnikiem, o mniejszej randze, wpływającym na ustabilizowanie poziomu rocznych wyładunków handlowych szprotów bałtyckich był nakaz wyładunków (zakaz odrzutów) obowiązujący od dnia 1 stycznia 2015 r., na podstawie rozporządzenia delegowanego Komisji (UE) nr 1396/2014 z dnia 20 października 2014 r. ustanawiającego plan w zakresie odrzutów na Morzu Bałtyckim, obowiązującego w okresie od 1 stycznia 205 r. do dnia 31 grudnia 2017 r. W konsekwencji powyższej regulacji zarówno młode, niewymiarowe ryby, jak i dorosłe szproty, na które połowy były ukierunkowane wraz z przyłowem ryb z innych gatunków, należy po złowieniu przywieźć do portu wyładunkowego.

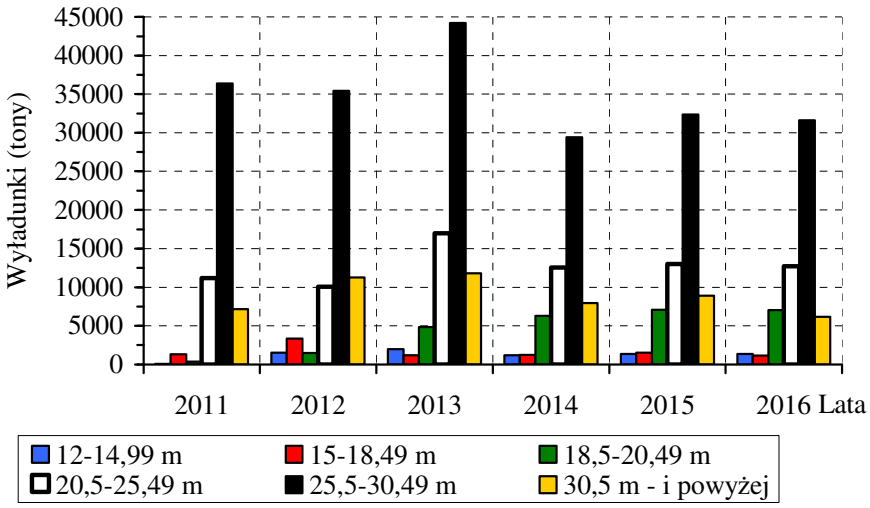
Bazując na opinii ICES corocznie wyznacza się limit międzynarodowych połowów szprotów w Bałtyku TAC. Za podstawę tego limitu – jednego ze środków regulujących eksploatację zasobów szprotów, przyjęto zasadę maksymalnego zrównoważonego połowu (MSY) oraz dynamikę biomasy i prognozę jej wielkości. W rozporządzeniu Rady (UE) nr 1088/2012 z dnia 20 listopada 2012 r. ustalającym uprawnienia do połowów na 2013 r. w odniesieniu do pewnych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim (Dz. Urz. UE L 323 z 22.11.2012, str. 2) zawarto zastrzeżenie, że co najmniej 92% wyładunków odliczanych z kwoty szprotowej musi stanowić gatunek celowy. W załączniku II do rozporządzenia Rady (WE) nr 2187/2005 z dnia 21 grudnia 2005 r. w sprawie zachowania zasobów połowowych w wodach Morza Bałtyckiego, cieśnin Bełt i Sund poprzez zastosowanie środków technicznych oraz zmieniającym rozporządzenie (WE) nr 1434/98 i uchylającym rozporządzenie (WE) nr 88/98 (Dz. Urz. UE L 349 z 31.12.2005, str. 1, z późn. zm.), zwanym dalej „rozporządzeniem Rady (WE) nr 2187/2005" zaznaczono, że w pojedynczych połowach ukierunkowanych na szprota pozostawione na pokładzie ryby nie mogą zawierać więcej niż 3% przyłowu dorsza oraz dopuszczalny jest 45% przyłów śledzi według żywej wagi. Opis uprawnień do połowów na dany rok, w odniesieniu do stad ryb w Morzu Bałtyckim zawarty jest w corocznym rozporządzeniu Rady (UE). Na rok 2016 jest to rozporządzenie Rady (UE) 2015/2072 z dnia 17 listopada 2015 r. ustalające uprawnienia do połowów na 2016 rok w odniesieniu do pewnych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniające rozporządzenia (UE) nr 1221/2014 i (UE) 2015/104 (Dz. Urz. UE L 302 z 19.11.2015, str. 1, z późn. zm.).

Wykorzystanie polskiej kwoty połowowej szprota bałtyckiego (na bieżąco kontrolowane przez Centrum Monitorowania Rybołówstwa w Gdyni) w ostatnich sześciu latach było dość duże, choć z roku na rok wykazywało znaczne wahania. I tak, np. w 2011 r. wynosiło 66% (kwota 83,7 tys. ton), w 2013 r. – 109% (kwota 73,4 tys. ton) a w 2016 r. – 97% (kwota 61,4 tys. ton). W roku 2013, ze względu na przyspieszone wykorzystanie narodowej kwoty rocznej szprotów, połowy w czerwcu i lipcu zostały zredukowane do 0,1% udziału w skali roku – wprowadzono zakaz prowadzenia ukierunkowanych połowów szprota w podobszarach ICES 22-32 przez armatorów statków

rybackich o polskiej przynależności. Później wprowadzono zakaz prowadzenia wszelkich połowów ryb z ww. gatunku do dnia 31 grudnia 2013 r. (rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 22 maja 2013 r. w sprawie wprowadzenia zakazu prowadzenia połowów szprota w podobszarach 22-32 Morza Bałtyckiego (Dz. U. poz. 593) i rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 9 lipca 2013 r. w sprawie wprowadzenia zakazu prowadzenia połowów szprota w podobszarach 22-32 Morza Bałtyckiego (Dz. U. poz. 806). Jedną z pośrednich, lecz ważnych przyczyn niepełnego wykorzystania rocznej kwoty połowowej szprota w latach 2014 i 2015 było wprowadzenie w 2014 r. nowego systemu podziału tej kwoty, tj. przyznawanej indywidualnie dla statków rybackich wszelkiej długości, włącznie z łodziami morskimi, które dawniej nie otrzymywały tej kwoty.

W latach 2011-2016 ogólna liczba polskich statków poławiających szproty wzrosła z 85 do 133, przy większym zaangażowaniu ze strony małych jednostek, co spowodowało rozdrobnienie strukturalne połowów i w konsekwencji zwiększenie obszaru presji floty na zasoby tych ryb w Bałtyku. Jednakże w połowach szprotów nadal dominowały duże statki (kutry rufowe i większe burtowce) - powyżej 25 m długości (w 2016 r. - 37 statków), statki o wymiarach 18,5-20,49 m (27 statków), statki o wymiarach 20,5-25,49 m (24 statki), statki o wymiarach 12,0-14,66 m (18 statków) i statki o wymiarach 15,0-18,48 m (13 statków). W latach 2011-2016 kutry z grupy długościowej 25,5-30,49 m złowiły w ciągu roku od 29410 do 44207 ton szprotów (Rys. 4.3.17), co stanowi średnio 54,6% sumy nominalnych wyładunków tych ryb w minionych sześciu latach. Drugie i trzecie miejsce pod względem masy rocznych połowów szprotów zajmowały kutry z segmentów 20,5-25,49 m i ≥30,5 m, których średni udział w latach 2011-2016 wynosił odpowiednio, 20,0 i 13,9%. Zaznaczyć należy, że w latach 2011-2016 wyraźnie wzrosło zainteresowanie połowami komercyjnymi szprotów ze strony armatorów średniej wielkości statków rybackich, tj. o długości 18,5-20,49 m (Rys. 4.3.17). Wówczas średni udział szprotów w wartości polskich wyładunków wszystkich ryb z Bałtyku, ze strony wymienionego segmentu kutrów, zwiększył się z 7% do 39%, przy równoczesnym spadku udziału dorszy z 64% do 38%. Bardzo znikomy pod względem masy udział (1,9% i 0,02%) małych statków (12,0-14,99 m i ≤11,99 m długości) w połowach rocznych szprotów wywołał emocje w środowisku armatorów rybackich ze względu na przydzielane kwoty podlegające zbywalności (lata 2014 i 2015), choć historycznie zainteresowanie połowami handlowymi nie było zauważalne. W ramach nowelizacji ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (Dz. U. z 2018 r. poz. 514, z późn. zm), w Polsce, na początku 2017 r. został zapowiedziany zakaz wymiany kwot połowowych pomiędzy armatorami.

W latach 2011-2016 złowiono od 22,0 do 45,7 tys. ton/rok szprotów na cele konsumpcyjne (do produkcji konserw, wędzenia, innych przetworów) i od 13,9 do 34,1 tys. ton na cele przemysłowe (do produkcji mączki, oleju rybnego i różnych komponentów pasz zwierzęcych). Szproty wykorzystywano także, jako przynętę w połowach haczykowych ryb drapieżnych. W latach tych wzrósł z 39,7% do 71,3% udział wyładunków szprotów przeznaczonych na cele konsumpcyjne, a zmniejszał się udział wyładunków na cele przemysłowe z 60,3% do 28,7%.



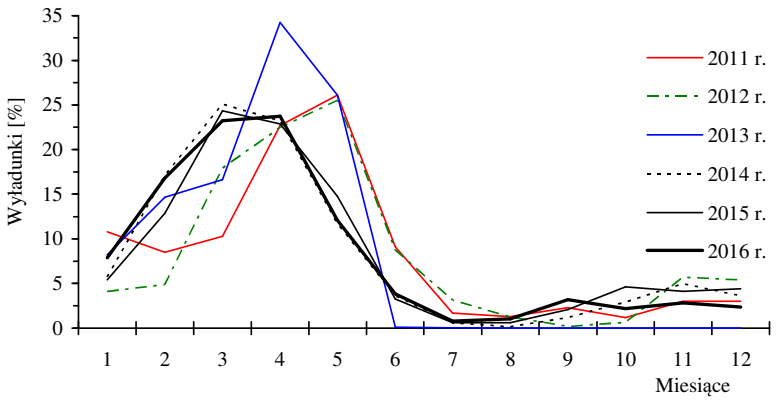
Rys. 4.3.17. Rozkład rocznych (2011-2016) polskich wyładunków handlowych szprotów według grup długości statków rybackich.

Podobszary statystyczne ICES 26, 25 i 24 obejmujące odpowiednio baseny Gdański, Bornholmski i Arkoński, ze względu na bliskie dla polskiej floty kutrowej położenie geograficzne, są priorytetowymi łowiskami szprotowymi, choć np. w latach 2013 i 2015 połowy prowadzono od łowiska sztokholmskiego na północy do łowiska rugijskiego na południowym-zachodzie Bałtyku (Rys. 4.3.3). W latach 2011-2016 z dwóch pierwszych ww. basenów pochodziło odpowiednio, od 48,1% do 68,6% oraz od 17,2% do 42,0% masy wyładunków rocznych. W roku 2016, średnio 54,5% 36,4%, 7,9%, 0,7% i 0,5% masy wyładunków szprotów przeznaczonych na konsumpcję (42526,6 ton) pochodziło odpowiednio z 26, 25, 24, 27 i 28 podobszaru ICES. Rozkład lokalizacji polskich połowów „mączkowych" szprotów w 2016 r. (17949,2 ton) różnił się od powyżej opisanego i 51,8%, 35,3% 7,7% 3,1% i 2,0% pochodziło odpowiednio z 25, 26, 28, 29 i 24 podobszaru ICES.

W polskiej części Bałtyku nie ma ustalonych obszarów ochronnych szprota jak również nie wyznaczono stałych okresów całkowicie zamkniętych dla tego rybołówstwa. Formę regulacji czasowej uprawiania rybołówstwa szprotowego w Polsce stanowi rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego, w myśl którego ukierunkowane połowy szprota prowadzi się od dnia 11 września do dnia 9 czerwca.

Pierwsze półrocze, w tym szczególnie sezon od lutego do maja, było w latach 2011-2016 głównym okresem eksploatacji szprotów przez polskie rybołówstwo, choć połowy tych ryb były realizowane w każdym miesiącu ww. lat (za wyjątkiem 2013 r., Rys. 4.3.18). Na przykład, od lutego do maja 2015 r. złowiono 75% rocznych wyładunków szprotów, w sezonie letnim – 3%, a w IV kwartale – 13%. W latach 2011-2013 zanotowano przesunięcie czasowe na kwiecień-maj głównego sezonu połowów komercyjnych szprotów, kiedy uzyskiwano maksimum wyładunków w skali roku. W następnych latach (2014-2016) połowy koncentrowały się głównie w marcu-kwietniu, kiedy złowiono od 47,0% do 48,3% tych ryb.

Do połowów komercyjnych szprotów bałtyckich w Polsce stosowane są głównie drobnooczkowe włoki i tuki pelagiczne a sporadycznie i w niewielkim zakresie włoki denne. Na przykład, w 2016 r. udział włoków i tuk pelagicznych w masie szprotów złowionych przez polskich rybaków wynosił średnio 94,2% i 4,6%, natomiast udział włoków i tuk dennych odpowiednio, 0,7% i 0,6%. W poprzednim roku średni udział włoków i tuk pelagicznych w połowach szprotów wynosił odpowiednio, 92,5% i 5,8%, a udział włoków i tuk dennych kolejno, 0,9% i 0,9%. W 2015 r. udział polskich statków rybackich poławiających szproty włokami i tukami pelagicznymi (łącznie) wynosił średnio 80,4%, 99,9%, 98,4%, 100,0% i 100,0% odpowiednio, w 24, 25, 26, 27 i 28 podobszarze ICES.



Rys. 4.3.18. Rozkład miesięcznych polskich wyładunków handlowych szprotów w latach 2011-2016 (na podstawie danych Zakładu Ekonomiki Rybackiej MIR-PIB oraz CMR w Gdyni).

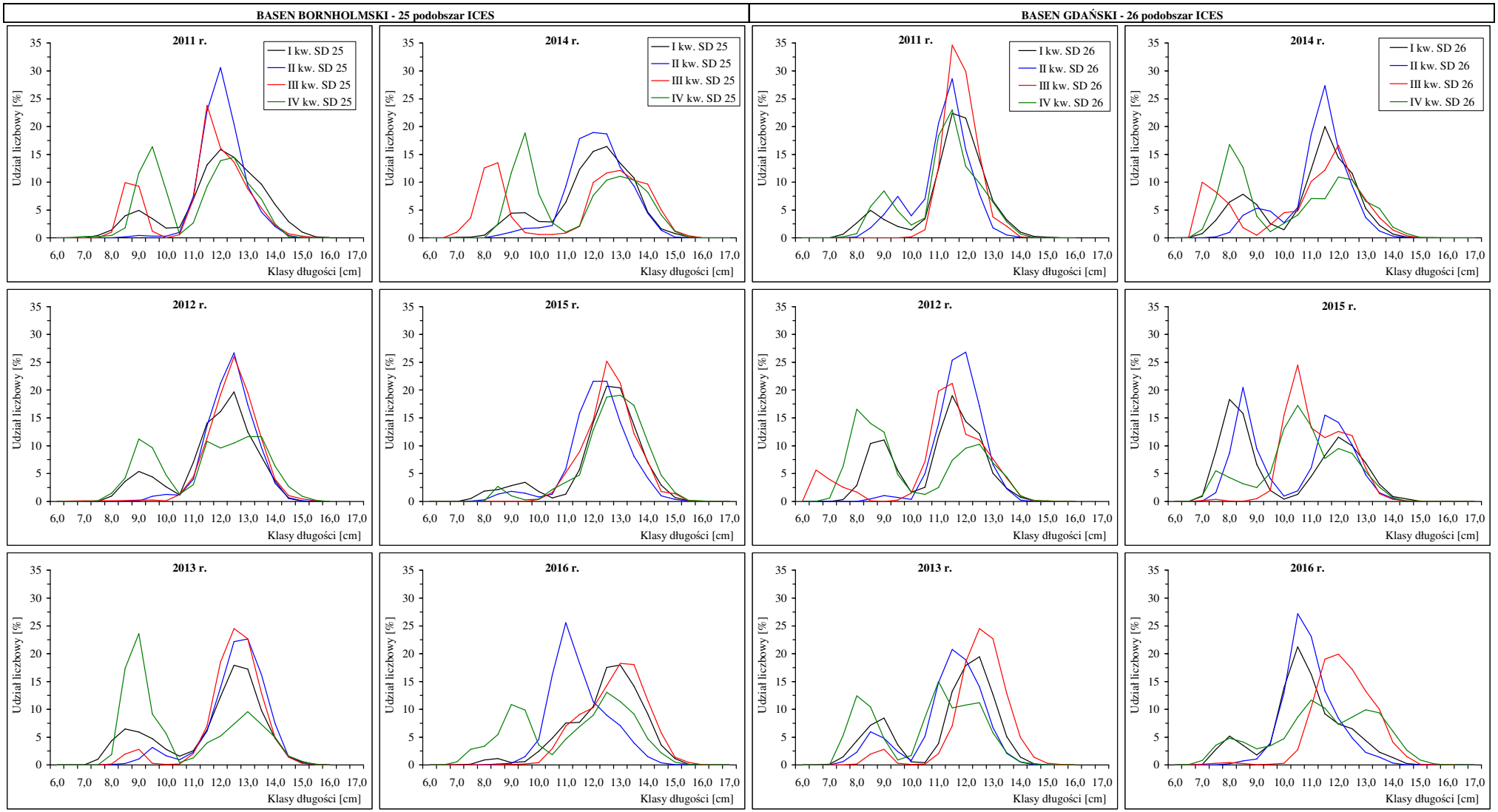
Wielkość oczka (prześwit) w workach włoków szprotowych, podczas ukierunkowanych połowów, według starszych polskich przepisów rybackich (rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 16 lipca 2002 r. w sprawie szczegółowych warunków wykonywania

rybołówstwa morskiego (Dz. U. poz. 1038, z późn. zm.) powinna wynosić, co najmniej 16 mm. Minimalny rozmiar oczek w worku włoka przy połowach gatunku celowego - szprot bałtycki, zgodnie z rozporządzeniem Rady (WE) nr 2187/2005, w podobszarach ICES 22-27 wynosi ≥16 mm. W załączniku III do rozporządzenia Rady (WE) nr 2187/2005 zaznaczono, że w podobszarach ICES 22-27, przy połowach gatunku celowego - szprot bałtycki, minimalny rozmiar oczek w sieciach skrzelowych, oplątujących i trójściennych wynosi ≥32 mm. Przepis ten nie ma praktycznego zastosowania, gdyż większość połowów wykonywana jest włokami. Według klasyfikacji narzędzi połowów ryb stosowanej przez UE, w odniesieniu do szprota bałtyckiego przyjęto kod (métier) - SPF_16-31_0_0, co oznacza dopuszczalną wielkość oczka w worku od 16 mm do 31 mm. Szprot, jako gatunek niecelowy (przyłów) trafia się także w połowach pelagicznymi włokami i tukami śledziowymi oraz dennymi włokami śledziowymi, gdzie wielkość oczka w worku wynosi 32 mm - 104 mm.

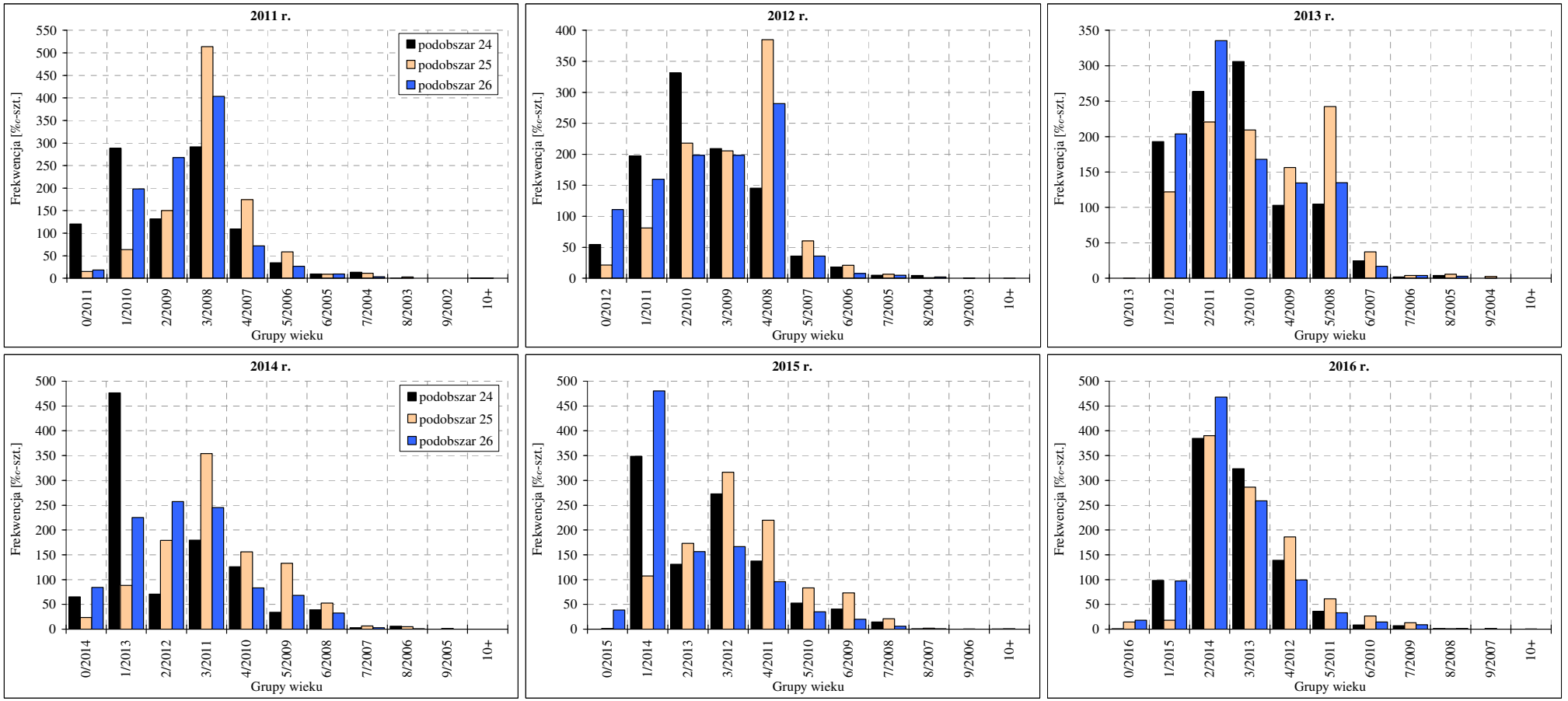
W próbach badawczych z lat 2011-2016 zakres długości szprotów złowionych w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim wahał się od 6,5 cm do 16,5 cm, przy czym udział liczbowy osobników z najmniejszych i największych klas długości był nieznaczny, z reguły poniżej 0,2% (Rys. 4.3.19). Niemal wszystkie krzywe reprezentujące kwartalny (lata 2011-2016) rozkład długości szprotów złowionych w ww. basenach były dwumodalne – z mniejszym ekstremum frekwencji liczebności w grupie młodych osobników, określanych terminem „niewymiar" (<10,0 cm długości) i z większym maksimum udziału – w grupie ryb dorosłych. Wyjątkowo krzywe odzwierciedlające rozkład długości szprotów złowionych w II kwartale, w niektórych latach i akwenach miały unimodalny kształt, np. w 2015 r. w Basenie Bornholmskim ekstremum frekwencji liczebności przypadało na klasy 12,0 cm-13,0 cm, co wskazuje, że próby z tego kwartału pochodziły w dużej mierze z rejonów tarlisk dorosłych ryb. Dodać należy, że krzywe reprezentujące rozkłady długości szprotów złowionych w I i II kwartale 2015 r. w Basenie Gdańskim były dwuwierzchołkowe i pod względem liczbowym dominowały młode ryby z klas 8,0 cm-9,0 cm, pochodzące z bardzo urodzajnego pokolenia 2014 r. W tym samym okresie, rozkłady długości szprotów reprezentujące próby z Basenu Bornholmskiego były monomodalne, z maksimum frekwencji w klasach 12,0 cm-13,0 cm. Powyższe dane wskazują na znaczące zróżnicowanie długościowe szprotów względem akwenów Bałtyku.

W Polsce nie obowiązuje wymiar ochronny szprota bałtyckiego, natomiast ustalono minimalny wymiar handlowy, wynoszący 10,0 cm długości całkowitej, co nie oznacza bezwzględnego zakazu połowów i wyładunków mniejszych ryb, określanych potocznym terminem „niewymiar", „szpilka".

W próbach z lat 2011-2016 były obecne szproty z grup wieku 0÷10+, tj. z pokoleń 2016-2006 r. (Rys. 4.3.20). Podstawę polskich, rocznych (lata 2011-2016) połowów szprotów stanowiło zwykle jedno lub dwa bardzo urodzajne pokolenia, np. z 2008 r., 2011r. i 2014 r. oraz 2-3 średnio urodzajne pokolenia. Obecność w połowach szprotów z ww. bardzo urodzajnych roczników wyraźnie zaznaczała się przez kolejne 3-4 lata, choć zmniejszała się ich liczebność wskutek presji rybołówstwa na zasoby stada. Na przykład, w 2011 r. największy udział liczbowy szprotów w połowach dokonanych w 25, 26, 27, 28 i 29 podobszarze ICES zanotowano w odniesieniu do ryb z rocznika 2008 (w 3 grupie wieku) iwynosił kolejno: 51,4%, 40,3%, 52,3%, 51,7% i 51,4 %. Z kolei, w latach 2015 - 2016 największy udział liczbowy szprotów w połowach zanotowano w odniesieniu do ryb z rocznika 2014 (kolejno w 1 i 2 grupie wieku), gdzie np. w 26 podobszarze ICES udział ten wynosił odpowiednio, 48,0% i 46,8%. Roczna struktura wieku wyładunków komercyjnych szprotów w latach 2011-2016 była zróżnicowana, głównie ze względu na udział ryb z najmłodszych pokoleń, uzupełniających eksploatowane stado. Na przykład, procentowy udział liczbowy szprotów z 1 grupy wieku w polskich rocznych połowach komercyjnych w 26 podobszarze ICES, kolejno w latach 2011-2016 był następujący: 19,8 (pokolenie z 2010 r.); 16,0 (pokolenie z 2011 r.); 20,4 (pokolenie z 2012 r.); 22,5 (pokolenie z 2013 r.); 48,0 (pokolenie z 2014 r.) i 9,8 (pokolenie z 2015 r.). W ostatnich latach, poczynając od IV kwartału 2014 r. do IV kwartału 2016 r., w każdym z kwartałów i podobszarów ICES najliczniej były reprezentowane szproty należące do bardzo urodzajnego rocznika 2014 (Rys. 4.3.20).



Rys. 4.3.19. Kwartalny rozkład długości szprotów w latach 2011-2016, na podstawie polskich prób z Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego (wykresy reprezentujące dane z drugiego półrocza 2013 r. oparte są tylko na próbach z polskich połowów badawczych statku „Baltica", gdyż połowy komercyjne ze względu na wykorzystanie kwoty rocznej zostały zablokowane).



Rys. 4.3.20. Średni roczny rozkład wieku szprotów, ważony przez liczebność polskich wyładunków komercyjnych kolejno w latach 2011-2016, w 24, 25 i 26 podobszarze ICES (wykresy reprezentujące dane z drugiego półrocza 2013 r. oparte są tylko na próbach z polskich połowów badawczych statku „Baltica", gdyż połowy komercyjne ze względu na wykorzystanie kwoty rocznej zostały zablokowane).

W polskich połowach szprotów od wielu lat notowany jest lokalnie i okresowo niekiedy znaczący przyłów młodych osobników tego gatunku oraz młodych śledzi. Młode szproty preferują głębokości ≤20 m do 50 m, natomiast bardzo sporadycznie były spotykane w strefie najgłębszych, otwartych wód Bałtyku. Udział liczbowy młodych szprotów stopniowo zmniejszał się od 87% do 3%, adekwatnie do wzrostu głębokości, w zakresie 20 m-100 m. Współwystępowanie młodych szprotów i śledzi, pod względem ilościowym zdeterminowane jest głównie liczebnością ryb z rekrutujących pokoleń.

Przyłów niewymiarowych (<10,0 cm) szprotów do 2015 r. często był eliminowany z wyładunków przez zastosowanie mechanicznych sortownic, selekcjonujących złowione ryby według dwóch głównych grup wielkościowych. „Niewymiar" szprotów w wyładunkach przeznaczonych do konsumpcji w ubiegłych latach (do stycznia 2015 r.) z reguły podlegał odrzuceniu (discards) lub był sprzedawany jako komponent do produkcji pasz zwierzęcych. Domieszka młodych szprotów i śledzi w wyładunkach szprotów przeznaczonych na cele konsumpcyjne jest niekorzystna zarówno z technologicznego jak i biologicznego punktu widzenia, gdyż zwiększa nakład pracy (dodatkowe sortowanie) i koszty produkcji oraz podwyższa śmiertelność rekrutujących pokoleń ryb śledziowatych. Potwierdzeniem występowania różnicy w wielkości przyłowu młodych szprotów w zależności od lokalizacji łowiska i lat mogą być zestawione poniżej uśrednione dane z I kwartałów lat 2009-2016 i łowisk (procentowy udział liczbowy):

Rok	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Zatoka Gdańska (łowiska przybrzeżne)	66	17	24	29	28	60	66	24
łowisko bornholmskie-S (strefa otwartego morza)	23	4	31	9	3	16	6	1

Frakcja niewymiarowych szprotów w I kwartale lat 2009-2015 zdominowana była kolejno przez: urodzajne pokolenie z 2008 r., średnio urodzajne pokolenie z 2009 r., urodzajne pokolenia z 2010 r. i 2011 r., średnio urodzajne pokolenia z 2012 r. i 2013 r., bardzo liczebne pokolenie z 2014 r. i mało liczebne pokolenie z 2015 r. W I kwartale 2015 r., kiedy w próbach był wyraźnie zauważalny udział szprotów z liczebnego rocznika 2014, duży przyłów niewymiarowych ryb zaznaczył się zarówno w Zatoce Gdańskiej jak i w Głębi Gdańskiej, na łowiskach gotlandzkim (południowa część) i władysławowskim. W każdym z ww. rejonów udział masy wynosił ponad 22%. W tym samym okresie przyłów masy tej frakcji szprotów w rejonie Rynny Słupskiej, Ławicy Środkowej, łowisk kołobrzesko-darłowskiego, bornholmskie-S i bornholmskie-N wynosił odpowiednio, 1,2%, 8,4%, 2,0%, 2,0% i 4,3%. W I i II kwartale lat 2013 i 2015 notowano z reguły większe średnie wartości ww. parametru w próbach z łowisk południowo-wschodniego Bałtyku niż z łowisk południowo-zachodnich. W III kwartale lat 2013 i 2015 przyłów niewymiaru szprotów był zwykle bliski lub równy zeru. Wyjątkowo, latem 2013 r. średni udział masy młodych szprotów (z pokoleń 2012 r. i 2013 r.) na łowisku kołobrzesko-darłowskim wynosił 33,6% (jedna próba) a w Zatoce Gdańskiej – 9,8% (cztery próby). W IV kwartale udział niewymiaru szprotów ponownie zwiększył się, w przybliżeniu do poziomu z I i II kwartału, i w roku 2013 na łowisku ustecko-łebskim wynosił aż 73,4%-masy (trzy próby), w Zatoce Gdańskiej – 25,0% (pięć prób), a na łowisku kołobrzesko-darłowskim 21,2% (10 prób).

Kolejnym przykładem ilustrującym okresowe zmiany średniego udziału masy niewymiarowych szprotów są dane zestawione w Tabela 4.3.6. Na przykład, w I kwartale udziału masy niewymiarowych szprotów w Basenie Gdańskim wahały się od 5,0% (2011 r.) do 24,4% (2015 r.). W latach 2011 i 2015 zanotowano także znaczące różnice w liczebności szprotów z najmłodszego pokolenia, rekrutującego do stada użytkowego, która dla rocznika 2010 (w roku 2011) wynosiła 62,4 mld sztuk a dla rocznika 2014 (w roku 2015) – 196,2 mld sztuk (ICES-WGBFAS 2017). Dane zestawione w tabeli 4.3.1 wskazują także na sezonową zmienność udziału masy młodych szprotów, który np. w próbach z Basenu Gdańskiego, w kwartałach I-IV 2015 r.

wynosił kolejno: 24,4%, 22,9%, 1,6% i 9,7%, co dowodzi, że w sezonie zimowym i na początku wiosny udział ten osiągał swe maksimum a latem minimum. Fakt ten wynika z naturalnych przyczyn – szproty z ubiegłorocznego pokolenia dość szybko przyrastają pod względem długości i masy, uzyskują wymiar handlowy. Natomiast szproty z tegorocznego pokolenia, jesienią migrują do płytkich i średnio głębokich wód przybrzeżnych, najczęściej w naturalnie osłonięte akweny, sąsiadujących z ujściami dużych rzek, gdzie tworzą duże agregacje. Dość duża część najmłodszych szprotów, ze względu na nikłe długości nie jest zatrzymywana w workach włoków pelagicznych lub zawiesza się pokrywami skrzelowymi o materiał sieciowy i ulega mechanicznemu uszkodzeniu.

Tabela 4.3.6. Średni kwartalny udział masy niewymiarowych szprotów (<10,0 cm długości) w polskich próbach z kolejnych kwartałów lat 2011-2016, według Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego.

	Udział (%) niewymiaru szprotów w masie prób według kwartałów			
	I	II	III	IV
Lata	Basen Gdański			
2011	5,0	7,6	0,0	9,4
2012	13,7	0,8	3,3	26,4
2013	9,6	6,5	4,2	14,9
2014	10,7	7,2	10,6	18,2
2015	24,4	22,9	1,6	9,7
2016	7,8	4,0	0,4	7,6
	Basen Bornholmski			
2011	5,1	0,3	9,0	14,9
2012	5,7	0,5	0,4	11,6
2013	7,9	1,9	2,0	27,3
2014	4,6	1,4	12,8	15,7
2015	3,5	1,9	0,0	1,3
2016	1,0	1,0	0,1	14,9

W ramach UE, w 1996 r. została ustalona minimalna kategoria wagowa dla wyładunków komercyjnych szprotów bałtyckich, wynosząca 4 g/sztukę a liczba ryb w 1 kg powinna wynosić ≤250. W odniesieniu do polskiej części wód Bałtyku podana kategoria wagowa jest zaniżona. Ustalone w Polsce w 2003 r. standardy rynkowe - kategorie wielkościowe ryb, w odniesieniu do szprotów wynoszące ≤125 sztuk/kg (≤8,0 g/szt.) są z kolei nieco zawyżone w stosunku do danych MIR-PIB i nie w pełni korespondują z minimalną długością handlową tych ryb (10,0 cm) ustaloną według wcześniejszych (1992 r.) polskich norm. Cytowane powyżej standardy wielkościowe szprotów bałtyckich według polskich i unijnych norm niesłusznie zakładają stabilność wartości średniej masy ryb w latach i sezonach. Z badań własnych wynika, że w I kwartałach średnia masa szprotów z klasy długości 10,0 cm zmieniała się w latach 2011-2015 odpowiednio, z 5,6 do 6,8 g/sztukę (Basen Bornholmski) i z 5,9 do 7,2 g/sztukę (Basen Gdański).

Presja rybacka na zasoby szprota bałtyckiego dotyczy zarówno dorosłych jak i młodych ryb – niepodlegających specjalnym przepisom ochronnym. Szprot, jako jeden z masowo eksploatowanych gatunków ryb w Bałtyku, w porównaniu np. z dorszem lub łososiem, objęty jest najmniejszym zakresem przepisów regulujących eksploatację rybacką i chroniących zasoby tych ryb.

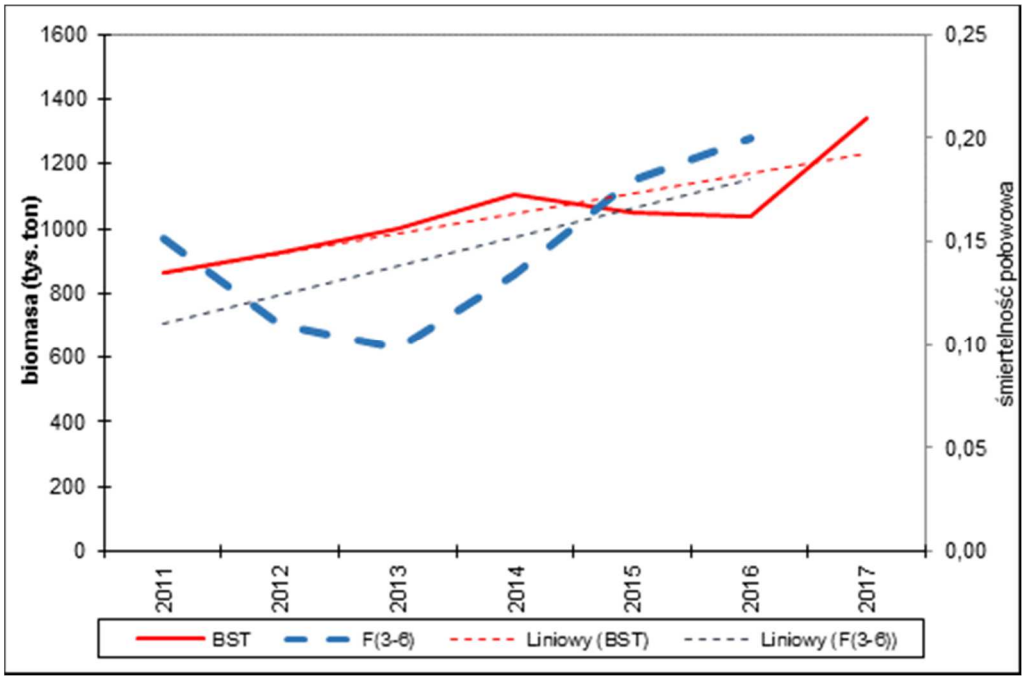
Eksploatacja śledzia

Śledź, podgatunek bałtycki (*Clupea harengus membras*), jest jednym z ważniejszych wśród gatunków ryb wykorzystywanych gospodarczo. Jego udział w polskich połowach w Bałtyku w ostatnich latach (2011-2016) oscylował z reguły w pobliżu 30% ich całkowitej masy. Do połowu śledzi polscy rybacy używają narzędzi czynnych, jak włoki i tuki, zarówno pelagicznych jak i dennych. Ten typ narzędzi wykorzystywany jest przez cały rok. W sezonie wiosennym (okres tarła śledzia) do połowu tego gatunku używane są także narzędzia bierne typu skrzelowego (mance śledziowe) oraz pułapkowego (niewody stawne, w tym duńskie) na łowiskach morskich, a żaki i stawniki na Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim. Podstawowym zabiegiem ochronnym mającym za zadanie chronić przed odłowem ryby młodociane (niedojrzałe płciowo) opisywanego gatunku w Bałtyku jest wprowadzenie minimalnego rozmiaru oczka w sieci, który wynosi 32 mm (prześwit) dla podobszarów ICES 22-27 i 16 mm dla podobszarów ICES 28-32. W tym zakresie obowiązują aktualnie przepisy dotyczące warunków wykonywania rybołówstwa przez państwa członkowskie UE na Morzu Bałtyckim i w cieśninach Bełt i Sund, zawarte w rozporządzeniu nr 2187/2005 oraz ustawie z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim, wraz z przepisami w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa morskiego. W przypadku śledzia, jak dotychczas, nie stosuje się wprowadzania okresów ochronnych, ani też wyznaczania obszarów ochronnych. Przepisy UE nie przewidują również dla śledzia bałtyckiego minimalnego rozmiaru do wyładunków. Zwyczajowo (historycznie) w polskim rybołówstwie przyjmuje się rozmiar 16 cm i powyżej dla ryb handlowych tego gatunku. Eksploatacja śledzia już od końca lat 70. XX wieku podlega zasadom zrównoważonej gospodarki jego zasobami. Śledź jest gatunkiem, którego połowy są limitowane, a bieżącej kontroli (Centrum Monitorowania Rybołówstwa w Gdyni) podlega stan wykorzystania przyznanej polskiemu rybołówstwu kwoty połowowej (TAC). W przypadku jej wyczerpania wprowadzany jest całkowity zakaz połowów. Ten przypadek miał miejsce w 2011 r. i dotyczył stada południowego i centralnego Bałtyku, w okresie od dnia 15 listopada do końca roku. Regulacja ta wprowadzona została w życie rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 10 listopada 2011 r. w sprawie wprowadzenia zakazu prowadzenia połowów śledzia w podobszarach 25-27, 28.2, 29 i 32 Morza Bałtyckiego (Dz. U. poz. 1433). Kolejne takie przypadki miały miejsce w roku 2012 i 2013, kiedy połowy śledzia zostały wstrzymane, odpowiednio z dniem 30 października i 4 września. Podobne regulacje dotyczą połowów i sposobu wyładunku niesortowanych ryb śledziowatych na cele przemysłowe (paszowe). Połowy te mogą być wyładowywane wyłącznie we wskazanych portach, gdzie działa program wyrywkowych kontroli wyładunków z przeznaczeniem na paszę. Niekorzystnym zjawiskiem w świetle ochrony gatunkowej (w tym w połowach ukierunkowanych na śledzia) był problem odrzutów przyłowu głównie ryb niewymiarowych odławianego gatunku i ryb innych gatunków limitowanych lub chronionych. Od dnia 1 stycznia 2015 r. wprowadzony został obowiązek dla wszystkich państw członkowskich UE wyładunku całości połowu w odniesieniu do połowów gatunków podlegających limitom połowowym, w tym śledzia (ozporządzenie delegowane Komisji Europejskiej (UE) Nr 1396/2014 z dnia 20 października 2014 r. ustanawiające plan w zakresie odrzutów, uwzględniające wytyczne zawarte w rozporządzeniu nr 1380/2013).

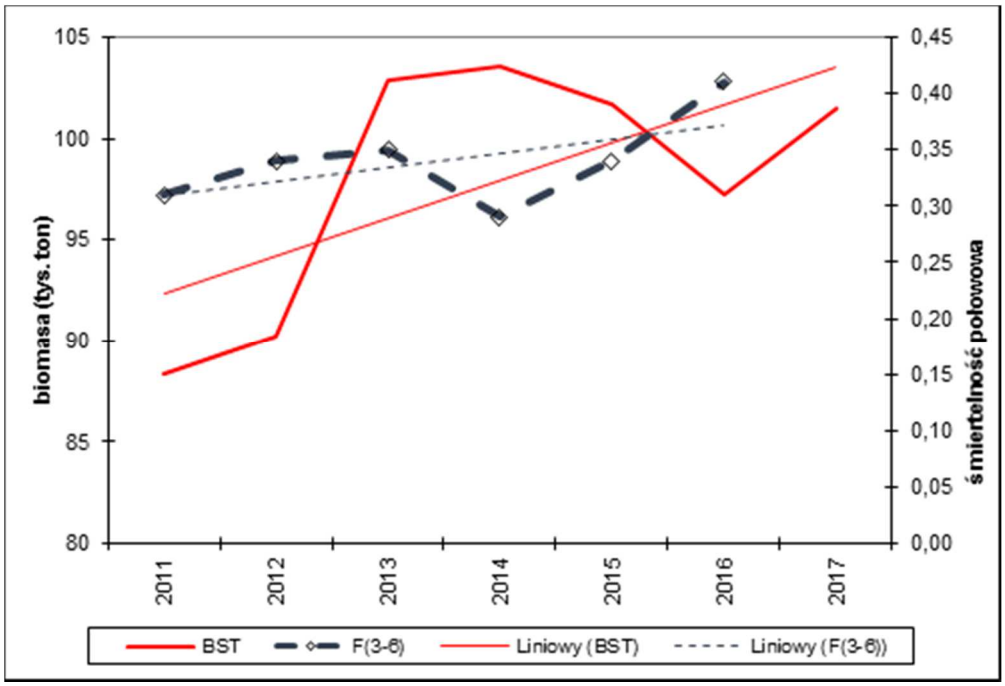
Polskie rybołówstwo eksploatuje śledzia należącego do dwóch stad (jednostek zarządzania według ICES): stada zachodniego Bałtyku, zasiedlającego podobszary 20-24 oraz stada centralnego Bałtyku, zasiedlającego podobszary 25-29 i 32 (z wyłączeniem Zatoki Ryskiej). Stan zasobów śledzi i ich dynamika (oba stada) oceniane są na podstawie modeli matematycznych,

kalibrowanych za pomocą akustycznych ocen wielkości biomasy stada. ICES proponuje TAC na podstawie zasady MSY (maksymalny zrównoważony połów) oraz dynamiki biomasy i prognozy jej wielkości. Na Rys. 4.3.21 i Rys. 4.3.22 przedstawiono biomasę stada tarłowego oraz śmiertelność połowową (F) w wieku 3-6 ww. stad śledzia w latach 2011-2016/2017.

Stan biomasy stada tarłowego centralnego Bałtyku do 2014 r. miał tendencję wzrostową, osiągając 1104 tys. t, a w latach 2015-2016 nastąpił nieznaczny spadek wartości tego parametru, który był wyraźnie powyżej wartości średniej z lat 1973-2016 (958 tys. t). Poziom eksploatacji śledzia z tego stada, wyrażony wartościami współczynnika śmiertelności połowowej po 2013 r. miał tendencję wzrostową, osiągając 0,20, ale był nadal niższy od wartości średniej za lata 1973-2016, wynoszącej 0,23. W przypadku śledzi stada zachodniego biomasa stada tarłowego w omawianych latach była na stosunkowo niskim poziomie – znacznie poniżej średniej wieloletniej, wynoszącej 144 tys. t. Do 2014 r. wartości tego parametru miały nieznaczną tendencję wzrostową, osiągając 104 tys. t, po czym odnotowano spadek do 97 tys. t w 2016 r. Wartość współczynnika śmiertelności połowowej w omawianym okresie fluktuowała w przedziale wartości 0,29-0,35, by w 2016 r. osiągnąć wartość najwyższą - 0,41. Wartości te były jednak niższe od średniej za lata 1991-2016, wynoszącej 0,48.



Rys. 4.3.21. Biomasa stada tarłowego (BST) i śmiertelność połowowa śledzia dla grup wieku 3-6 (F(3-6)) ze stada centralnego Bałtyku (podobszary 25-29+32) w latach 2011-2016/2917 (ICES 2017).



Rys. 4.3.22. Biomasa stada tarłowego (BST) i śmiertelność połowowa śledzia dla grup wieku 3-6 (F(3-6)) ze stada zachodniego Bałtyku (podobszary 20-22) w latach 2011-2016/2017 (ICES 2017).

Ogólne polskie połowy (wyładunki) śledzi w latach 2011-2016, łącznie z wyszacowanym przyłowem tego gatunku w wyładunkach szprota, miały początkowo tendencję spadkową, a po roku 2013 charakteryzowały się trendem wzrostowym, zgodnie z coraz wyższymi kwotami połowowymi (TAC) przyznawanymi polskiemu rybołówstwu (Tabela 4.3.7).

Tabela 4.3.7. Polskie połowy śledzia według podobszarów statystycznych, przeznaczenia i typów narzędzi w latach 2011-2016 r. [t i %].

Podobszar	Przeznaczenie	Typy narzędzi	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Średnio	%	
24	konsumpcyjne	ciągnione (trały)	1270,8	1546,5	2255,0	1760,7	1502,7	2125,8	1743,6	68,8	
		pułapkowe	227,4	340,0	390,9	301,7	393,7	431,6	347,6	13,7	
		skrzelowe	247,7	346,5	425,2	318,7	330,3	280,6	324,8	12,8	
		Suma	1745,9	2233	3071,1	2381,1	2226,7	2838,0	2416,0	95,4	
	przemysłowe	ciągnione (trały)	44,6	127,7	37,1		414,8	79,4	117,3	4,6	
	Razem podobszar 24		1790,5	2360,7	3108,2	2381,1	2641,5	2917,4	2533,2	100,0	7,7
25	konsumpcyjne	ciągnione (trały)	17623,2	13476,8	13618,8	15120,2	16398,1	19627,2	15977,4	85,0	
		pułapkowe	117,6	18,2	22,4	32,6	65,4	14,1	45,1	0,2	
		skrzelowe	241,5	550,4	591,9	1016,7	1084,4	806,8	715,3	3,8	
		Suma	17982,5	14045,4	14233,1	16169,5	17547,9	20448,1	16737,8	89,0	
	przemysłowe	ciągnione (trały)	1225,8	2872,2	502,7	325,6	2868,2	2227,4	1670,3	8,9	
	przyłów ze szprota*	ciągnione (trały)	143,7		343,1	870,3	991,0		391,4	2,1	
	Razem podobszar 25		19352,0	16917,6	15078,9	17365,4	21407,1	22675,5	18799,4	100,0	57,1
26 (morze)	konsumpcyjne	ciągnione (trały)	3637,4	1178,8	2423,0	6587,4	11820,5	14088,7	6622,6	60,3	
		pułapkowe	2,0	9,5	254,0	436,7	53,4	9,6	127,5	1,2	
		skrzelowe	83,6	92,3	171,1	159,9	176,6	62,8	124,4	1,1	
		Suma	3723,0	1280,6	2848,1	7184,0	12050,5	14161,1	6874,6	62,6	
	przemysłowe	ciągnione (trały)	2079,9	4181,9	643,1	18,9	1446,7	381,5	1458,7	13,3	
	przyłów ze szprota*	ciągnione (trały)	365,2	589,2	267,2	574,5	955,0	305,6	509,5	4,6	
	Razem morze		6168,1	6051,7	3758,4	7777,4	14452,2	14848,2	8842,7	80,5	
(Zalew Wiślany)	konsumpcyjne	pułapkowe	1799,1	2095,3	1351,3	1895,8	2893,6	2486,8	2087,0	19,0	
		skrzelowe	13,4	68,6	97,6	28,7	50,7	43,4	50,4	0,5	
	Razem Zalew Wiślany		1812,5	2163,9	1448,9	1924,5	2944,3	2530,2	2137,4	19,5	
	Razem podobszar 26		7980,6	8215,6	5207,3	9701,9	17396,5	17378,4	10980,1	100,0	33,4
27	konsumpcyjne	ciągnione (trały)			40,8	15,0	0,5	154,0	35,1	52,6	
	przemysłowe	ciągnione (trały)	52,6	27,5	102,7			7,0	31,6	47,4	
	Razem podobszar 27		52,6	27,5	143,5	15,0	0,5	161,0	66,7	100,0	0,2
28.2	konsumpcyjne	ciągnione (trały)	29,0	26,9	593,4	219,5	132,3	20,8	170,3	43,8	
	przemysłowe	ciągnione (trały)	566,7	3,5	4,0	29,8	38,8	670,0	218,8	56,2	
	Razem podobszar 28.2		595,7	30,4	597,4	249,3	171,1	690,8	389,1	100,0	1,2
29	konsumpcyjne	ciągnione (trały)	14,0	2,2			41,8	54,0	18,7	12,4	
	przemysłowe	ciągnione (trały)	604,2	24,4	124,8			40,0	132,2	87,6	
	Razem podobszar 29		618,2	26,6	124,8		41,8	94,0	150,9	100,0	0,5
OGÓŁEM			30389,6	27578,4	24260,1	29712,7	41658,5	43917,1	32919,4		100,0
	konsumpcyjne	ciągnione (trały)	22574,4	16231,2	18931,0	23702,8	29895,9	36070,5	24567,6		74,6
		pułapkowe	2146,1	2463,0	2018,6	2666,8	3406,1	2942,1	2607,1		7,9
		skrzelowe	586,2	1057,8	1285,8	1524	1642	1193,6	1214,9		3,7
		Suma	25306,7	19752,0	22235,4	27893,6	34944,0	40206,2	28389,7		86,2
	przemysłowe	ciągnione (trały)	4573,8	7237,15	1414,4	374,3	4768,5	3405,3	3628,9		11,0
	przyłów ze szprota*	ciągnione (trały)	508,9	589,2	610,3	1444,8	1946,0	305,6	900,8		2,7

* Przyłów śledzia z wyładunków szprota został oszacowany poza oficjalną statystyką połowową, wygenerowaną z dzienników statkowych przez CMR i zawiera dane tylko z podobszarów, gdzie było próbkowanie.

Rozpatrując dynamikę polskich połowów śledzi według lat i miesięcy wyróżnić można dwa sezony: wiosenny, ze szczytem połowów przypadającym z reguły na marzec lub kwiecień oraz letnio-jesienny, ze szczytami połowów z reguły od sierpnia do października (Rys. 4.3.23). Średnio w omawianym okresie polska flota rybacka odławiała 32919 t śledzia, a w roku 2016 połowy osiągnęły 43917 t. Średni udział połowów według ich przeznaczenia był następujący: 86,2% na cele konsumpcyjne, 11,0% na cele przemysłowe (paszowe), a około 2,7% stanowił przyłów śledzia w wyładunkach szprota. Szacunek przyłowu śledzi w ogólnych wyładunkach szprotów w omawianych latach był niepełny z powodu braku próbkowania we wszystkich kwartałach i podobszarach statystycznych. Główną masę wyładunków śledzia pozyskiwano z podobszaru 25 – średnio 57,1% i kolejno: 33,4% z podobszaru 26 (w tym Zalew Wiślany), 7,7% z podobszaru 24, 1,2% z podobszaru 28.2, 0,5% z podobszaru 29 oraz 0,2% z podobszaru 27. Najwięcej śledzi odłowiono narzędziami czynnymi - trałowymi (włoki, tuki), bo średnio aż 88,3% masy całkowitej. Na narzędzia pułapkowe (niewody stawne, żaki) przypadło średnio 7,9%. Pozostałe około 3,7% masy połowu uzyskano sieciami skrzelowymi (mance). Stopień wykonania kwot połowowych śledzia przyznanych polskiej flocie rybackiej przedstawia poniższe zestawienie:

Łączne TAC [t] dla Polski i wykonanie kwoty [%]:

2011	29930 t	99,83%
2012	22256 t	121,26%*
2013	25825 t	91,58%
2014	30655 t	92,21%
2015	45625 t**	83,37%
2016	53556 t***	81,43%

* przekroczono dopuszczalną kwotę śledzia

i z dniem 30 października 2012 r. obowiązywał zakaz połowów

** po wymianach z innymi państwami

*** po przyznaniu przez MGMiŻŚ dodatkowej kwoty wyrównawczej

Wzrost TAC w 2016 r. w stosunku do 2015 r. przyjęty przez Radę Unii Europejskiej	
stado 22-24	*18,20%*
stado 25-29 i 32	*8,60%*

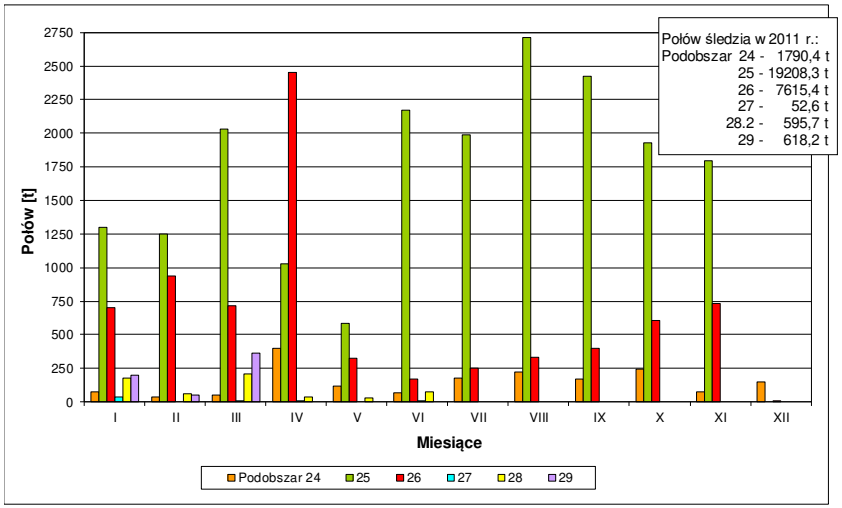
Na Rys. 4.3.24 przedstawiono rozkłady długości śledzi łowionych w panelu rybołówstwa dostarczającego największą masę wyładunków, tj. w połowach kutrów na cele konsumpcyjne z użyciem narzędzi ciągnionych (włoki, tuki) według podobszarów statystycznych 24-26 i kwartałów poszczególnych lat z przedziału 2011-2016. Najkorzystniejszym pod względem technologicznym rozkładem długości w połowach kutrów w omawianych latach charakteryzowały się śledzie łowione w I i II kwartale (szczególnie w podobszarach 24 i 25), kiedy to na łowiskach przybrzeżnych eksploatowane były przed tarłowe i tarłowe koncentracje ryb należących do lokalnej populacji wiosennego tarła. Śledzie te charakteryzują się stosunkowo dużym tempem wzrostu, zwłaszcza część populacji odbywająca wędrówki żerowiskowe do cieśnin duńskich i Morza Północnego i powracająca wiosną na tradycyjne tarliska u polskich wybrzeży Bałtyku. W okresie zimowo-wiosennym omawianych lat (2011-2016) w połowach kutrami na cele konsumpcyjne przy użyciu narzędzi ciągnionych (włoków i tuk) dominowały głównie śledzie w klasach długości całkowitej: w podobszarze 24 - 19-24 cm, a w podobszarach 25 i 26 (bez Zalewu Wiślanego) - 18-22 cm. W drugim półroczu omawianych lat połowy śledzi konsumpcyjnych prowadzono głównie na łowiskach otwartych, gdzie obiektem połowu kutrów były ryby żerujące w koncentracjach populacyjnie wymieszanych, z dużą domieszką wolno rosnących imigrantów z północnych rejonów Bałtyku. W Basenie Arkońskim (podobszar 24) i w Basenie Bornholmskim (podobszar 25) największa frekwencja łowionych śledzi w ww. półroczu przypadała na klasy długości 17-22 cm, a w Basenie Gdańskim (podobszar 26) – na klasy długości16-21 cm. Głównie w I i IV kwartale zdarzały się liczniejsze przyłowy niewymiarowych śledzi, jak to miało miejsce w podobszarze 24 (lata 2013 i 2014) i w podobszarze 26 (lata 2012 i 2016). Szczyty frekwencji tych ryb przypadały na klasy długości 12-15cm i nie osiągały 10% liczebności całkowitej gatunku.

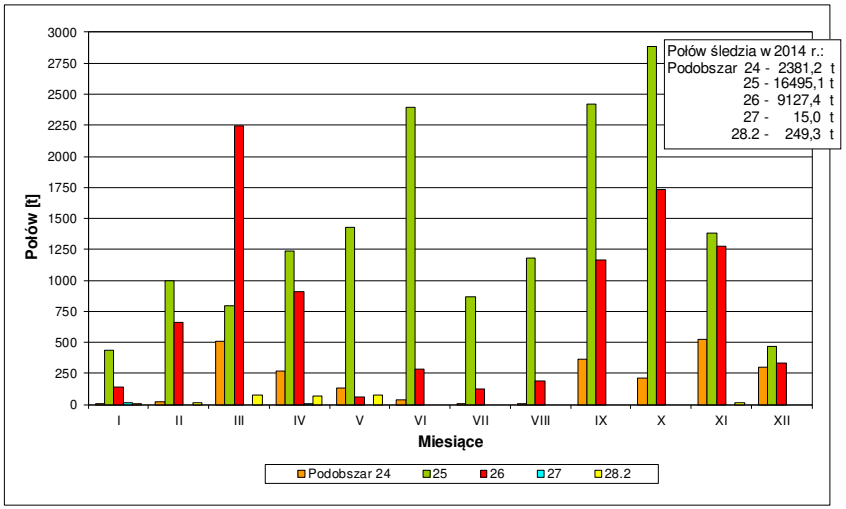
Łączną dla podobszarów 24-26 roczną strukturę populacyjną i skład wiekowy śledzi z polskich wyładunków na cele konsumpcyjne w przedziale lat 2011-2016 przedstawiono na Rys. 4.3.25. We wszystkich omawianych latach w połowach (wyładunkach) zaznaczyła się dominacja populacji wiosennej północnego wybrzeża Bałtyku (tzw. śledzi „szwedzkich"). Jej udział w ogólnej liczebności gatunku wynosił od 54,1% w roku 2014 do 71,0% i 71,2%, odpowiednio w latach 2016 i 2013. Śledzie lokalnej populacji wiosennej południowego Bałtyku maksymalny udział liczebności osiągnęły w roku 2014 – 38,0%, a minimalny w roku 2016 – 21,1%, z tendencją malejącą w ostatnich dwóch latach. Udział śledzi jesiennych nadal był marginalny po obfitych dla tej populacji latach 60. ubiegłego stulecia. W populacji wiosennej północnego wybrzeża w

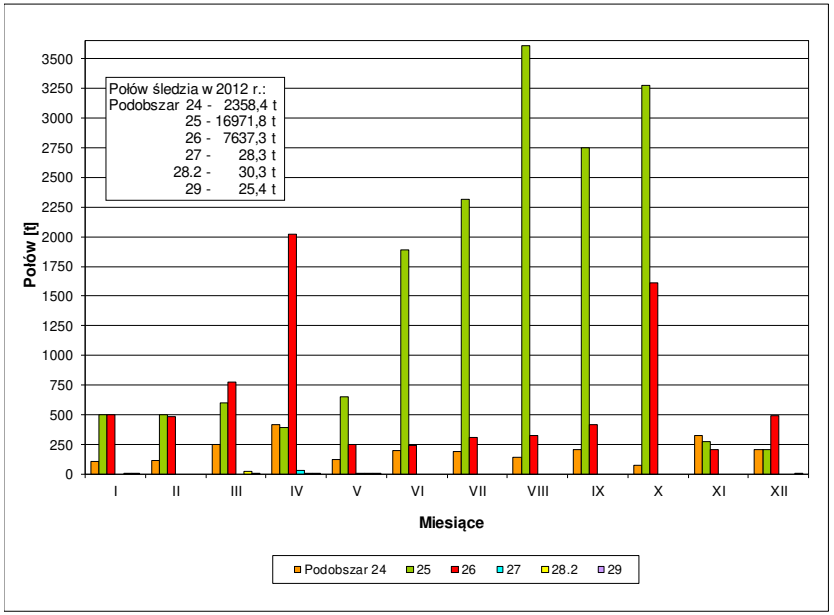
połowach pokolenie 2007 dominowało przez kolejne 3 lata (2011-2013), już jako 4-latki przeważając ilościowo w roku 2011 i będąc licznym jeszcze po osiągnięciu 8. roku życia w 2015 r. Do kolejnych ponad przeciętnie liczebnych pokoleń należały ryby urodzone w latach 2011 i 2012, które jako 4-latki dominowały w latach, odpowiednio 2015 i 2016. Wyjątkowo urodzajne pokolenie tych śledzi z roku 2014 powinno zdominować liczebność tej populacji w połowach 2017 r., po jego pełnej rekrutacji do stada użytkowego. Ze składu wiekowego połowów wynika, że zasoby tej populacji śledzi są w dobrej kondycji, zasilane kolejnymi urodzajnymi generacjami ryb i będą dalej decydowały o wielkości polskich połowów (głównie w drugich półroczach) najbliższych lat. Wśród lokalnej populacji śledzi wiosennych południowego Bałtyku, w omawianych latach, dominowały ryby młode, z grup wieku 2-4. Ryby starsze, powyżej 5 grupy wieku miały znaczenie marginalne. Z powodu słabej rekrutacji śledzie tej populacji w omawianych latach przeżywały regres liczebności zasobów. Śledzie młodociane tej populacji były też elementem odrzutów (ang. discard) powstających w trakcie sortowania na kutrach połowów ukierunkowanych tego gatunku. Pilotażowe badania tego zagadnienia przeprowadzone przez MIR-PIB w 2012 r. wykazały, że średnia wielkość odrzutów śledzia wyniosła zaledwie 0,09% całkowitej masy połowu (w poszczególnych badanych zaciągach połowowych w przedziale 0-3,3%). W ostatnich latach jest to jednak problem zanikający w ukierunkowanym na śledzia polskim rybołówstwie, z uwagi na obowiązujące od 1 stycznia 2015 r. przepisy o obowiązku wyładunku całego połowu, co dotyczy wszystkich gatunków ryb, których połowy są limitowane.

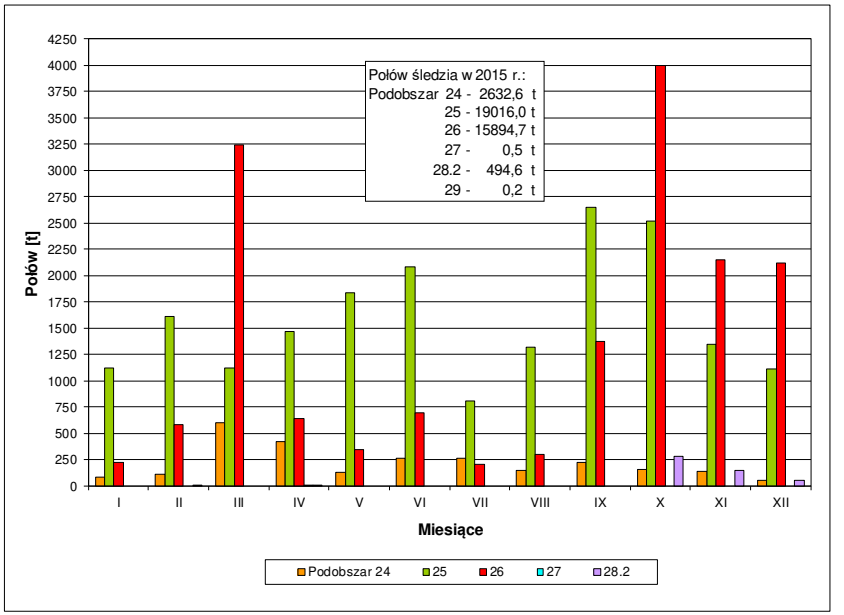
W latach 2011-2016 próbkowane były też mieszane (śledź + szprot) połowy z przeznaczeniem na cele przemysłowe (paszę). Rozkłady długości śledzi z tych połowów według podobszarów, lat i kwartałów przedstawiono na Rys. 4.3.26. Ponieważ w połowach paszowych ryb śledziowatych stosowane jest oczko w worku włoka o minimalnym prześwicie 16 mm (w ukierunkowanych połowach śledzia prześwit minimalny dla Bałtyku Południowego wynosi 32 mm), odławiano większe ilości śledzi poniżej tzw. wymiaru handlowego (ryb poniżej 16 cm długości). Miało to miejsce głównie w podobszarze 26 w I i II kwartale lat 2011, 2013, 2015 i 2016, kiedy połowy paszowe prowadzono na łowiskach przybrzeżnych, gdzie w koncentracjach ze szprotem niewymiarowe (niedojrzałe płciowo) tzw. „śledziki" występowały liczniej. Szczyty frekwencji tych ryb przypadały na klasy długości 12-13 cm. W podobszarze 25 przyłów „śledzików" był wyraźnie niższy. W podobszarach 28.2 i 29, gdzie śledzie charakteryzują się wyraźnie niższym tempem wzrostu, niż w południowym Bałtyku (podobszary 25 i 26), modalne zakresy długości łowionych śledzi odpowiadały klasom długości 14-17 cm.

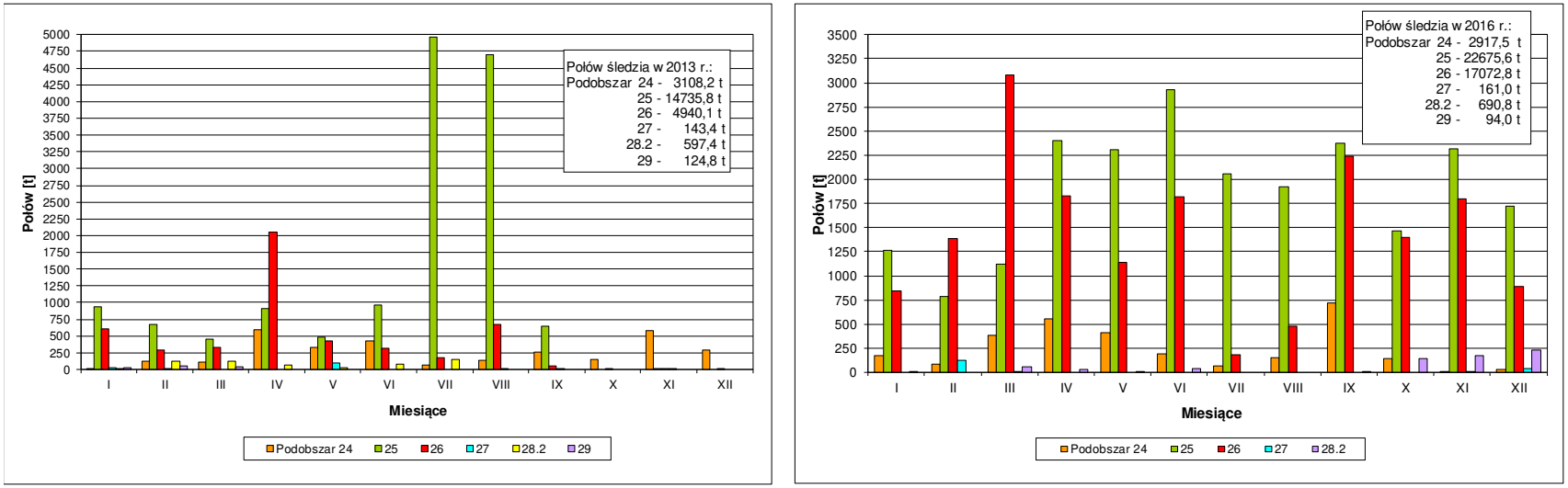
Skład populacyjny i wiekowy wyładunków śledzi na cele przemysłowe w omawianych latach przedstawiono na Rys. 4.3.27. Podobnie jak w połowach ukierunkowanych na konsumpcję, również i w połowach przemysłowych dominowała populacja śledzi wiosennych północnych wybrzeży. Jej udział ilościowy w poszczególnych latach oscylował w zakresie od 46,3 w 2013 r. do 76,1% w 2016 r. Generalnie najliczniej reprezentowane były grupy wieku 4-8, tj. roczniki reprezentujące dorosłą część stada. Szczególnie pokolenie 2007 r. tej populacji licznie reprezentowane było w połowach wszystkich omawianych lat. Przyłów ryb młodocianych ww. populacji nie był liczny, poza 2012 r., kiedy to udział 1-latków wyniósł około 7,5% liczebności ogólnej gatunku. Skład lokalnej populacji śledzi wiosennych stanowiły głównie ryby najmłodszych grup wieku od 0 do 3, a śledzie młodociane z 0 i 1 grupy wieku liczebnie wyraźnie dominowały w latach 2011, 2013 i 2015. Liczniejszy, niż w połowach konsumpcyjnych, udział śledzi populacji jesiennej wynikał z faktu, że większość połowów mieszanych ryb śledziowatych z przeznaczeniem na paszę prowadzona była w sezonie zimowo-wiosennym, kiedy śledzie populacji wiosennej skupiały się i odbywały rozród na tarliskach rozmieszczonych w wodach przybrzeżnych. W pewnej części były więc poza zasięgiem połowów paszowych.


Połów śledzia w 2011 r.:
Podobszar 24 - 1790,4 t
25 - 19208,3 t
26 - 7615,4 t
27 - 52,6 t
28.2 - 595,7 t
29 - 618,2 t
Połów [t]
Miesiące
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII
Podobszar 24 25 26 27 28 29

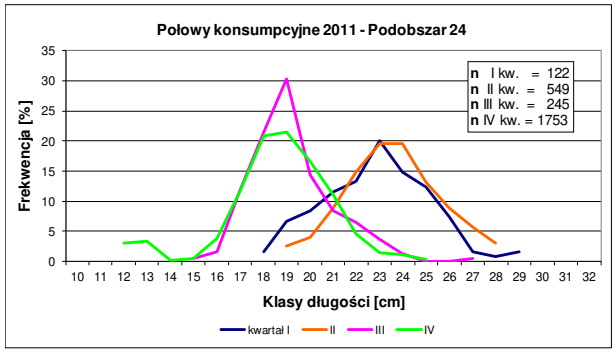

Połów śledzia w 2014 r.:
Podobszar 24 - 2381,2 t
25 - 16495,1 t
26 - 9127,4 t
27 - 15,0 t
28.2 - 249,3 t
Połów [t]
Miesiące
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII
Podobszar 24 25 26 27 28.2

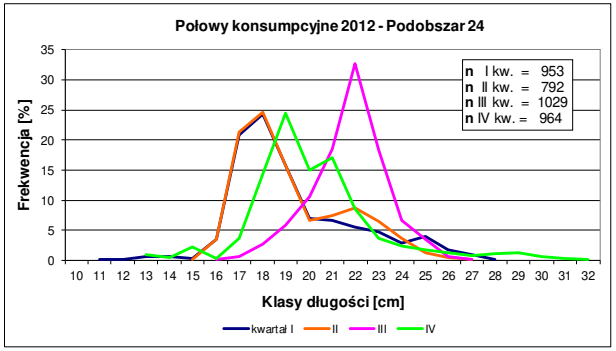

Połów śledzia w 2012 r.:
Podobszar 24 - 2358,4 t
25 - 16971,8 t
26 - 7637,3 t
27 - 28,3 t
28.2 - 30,3 t
29 - 25,4 t
Połów [t]
Miesiące
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII
Podobszar 24 25 26 27 28.2 29

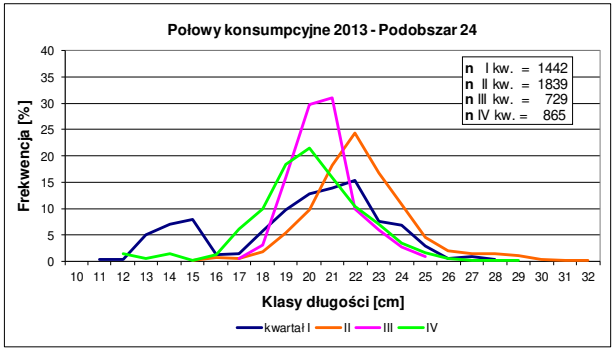

Połów śledzia w 2015 r.:
Podobszar 24 - 2632,6 t
25 - 19016,0 t
26 - 15894,7 t
27 - 0,5 t
28.2 - 494,6 t
29 - 0,2 t
Połów [t]
Miesiące
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII
Podobszar 24 25 26 27 28.2

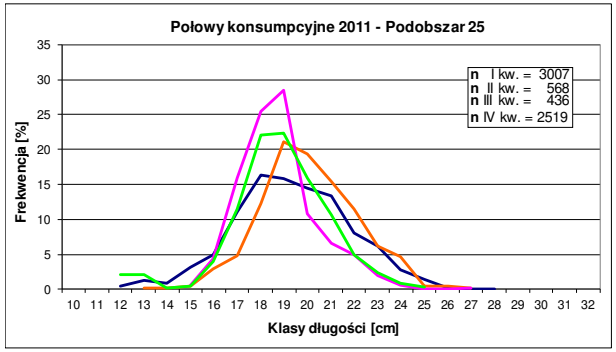


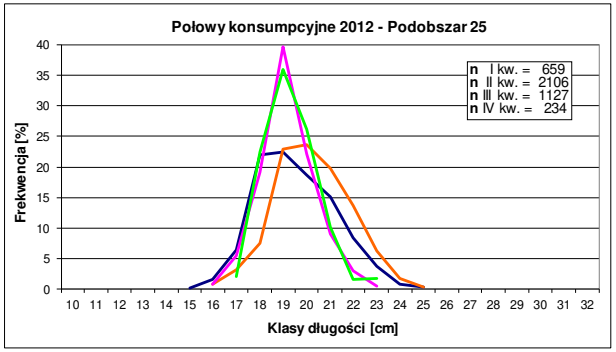
Rys. 4.3.23. Dynamika polskich połowów śledzia według podobszarów statystycznych i miesięcy w latach 2011-2016.

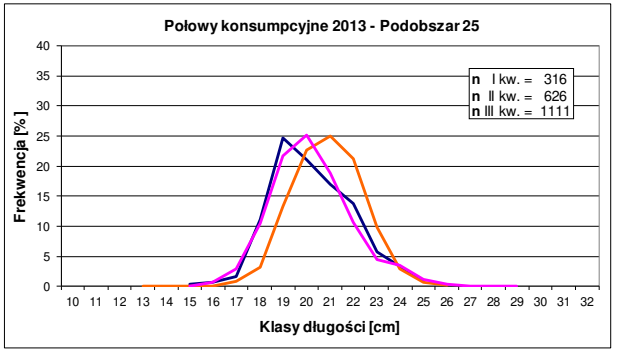


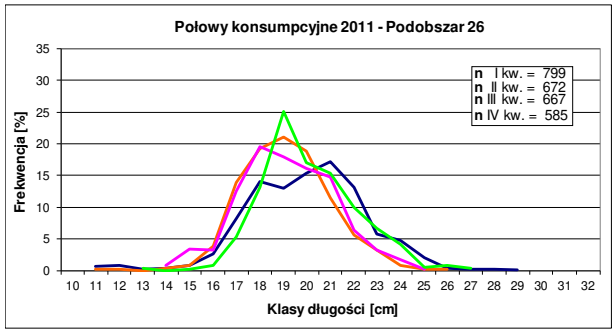


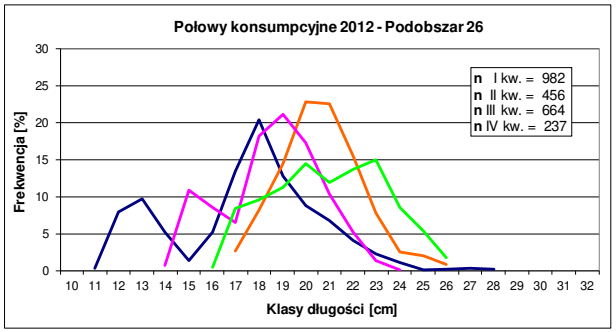


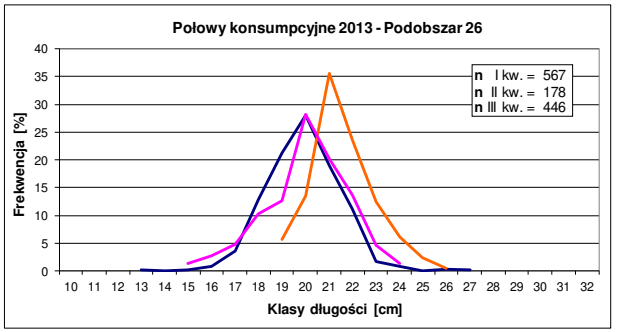




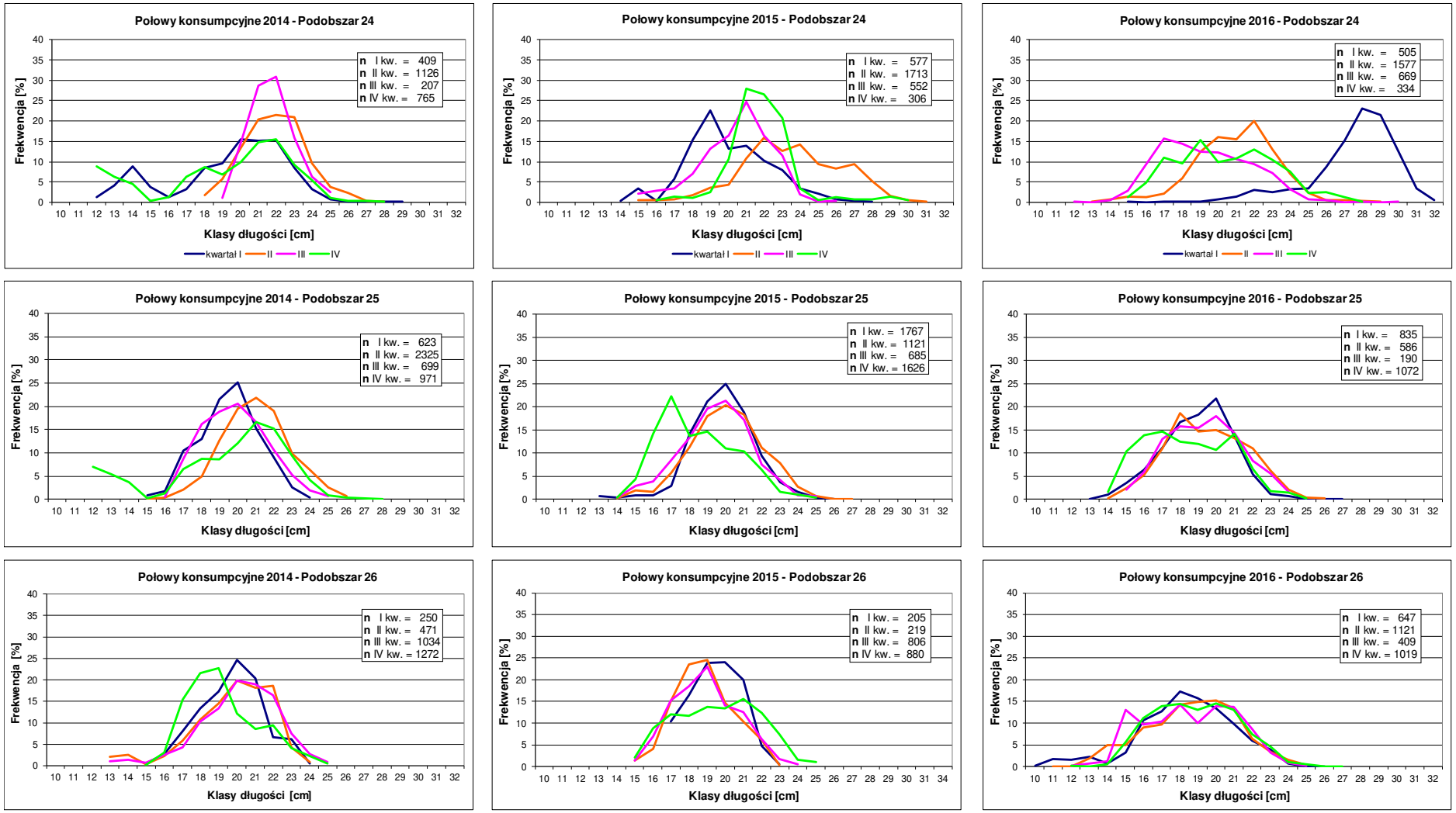




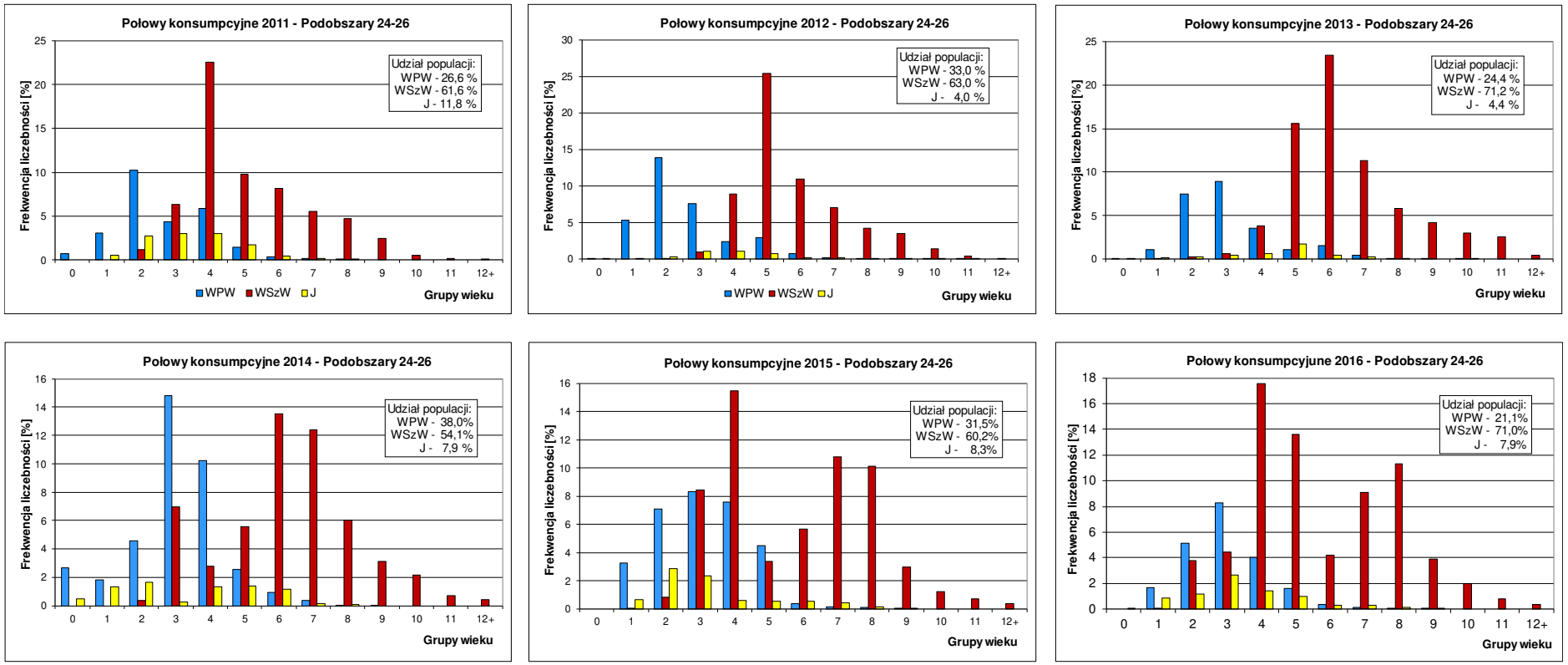




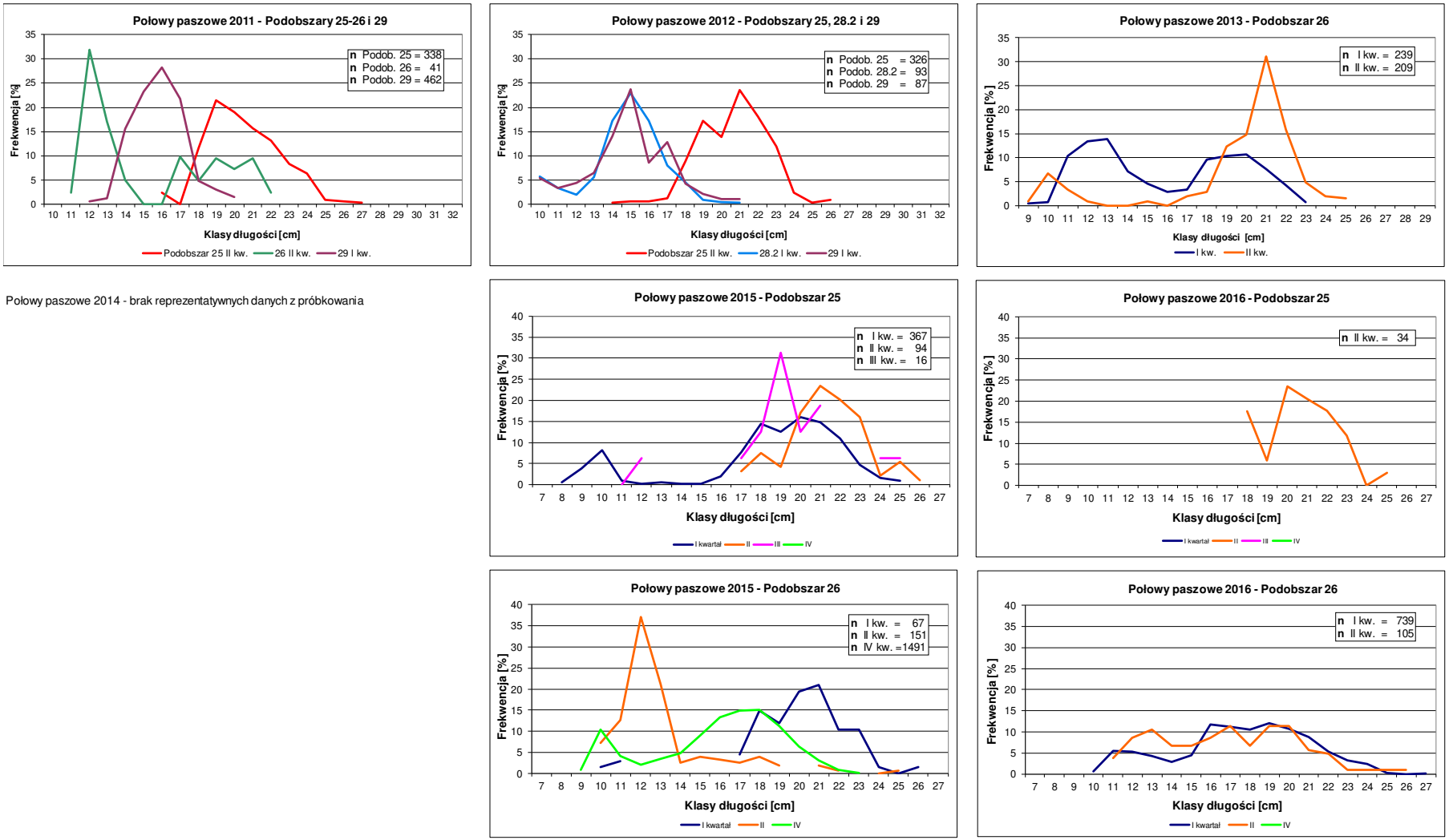
cd. na następnej stronie



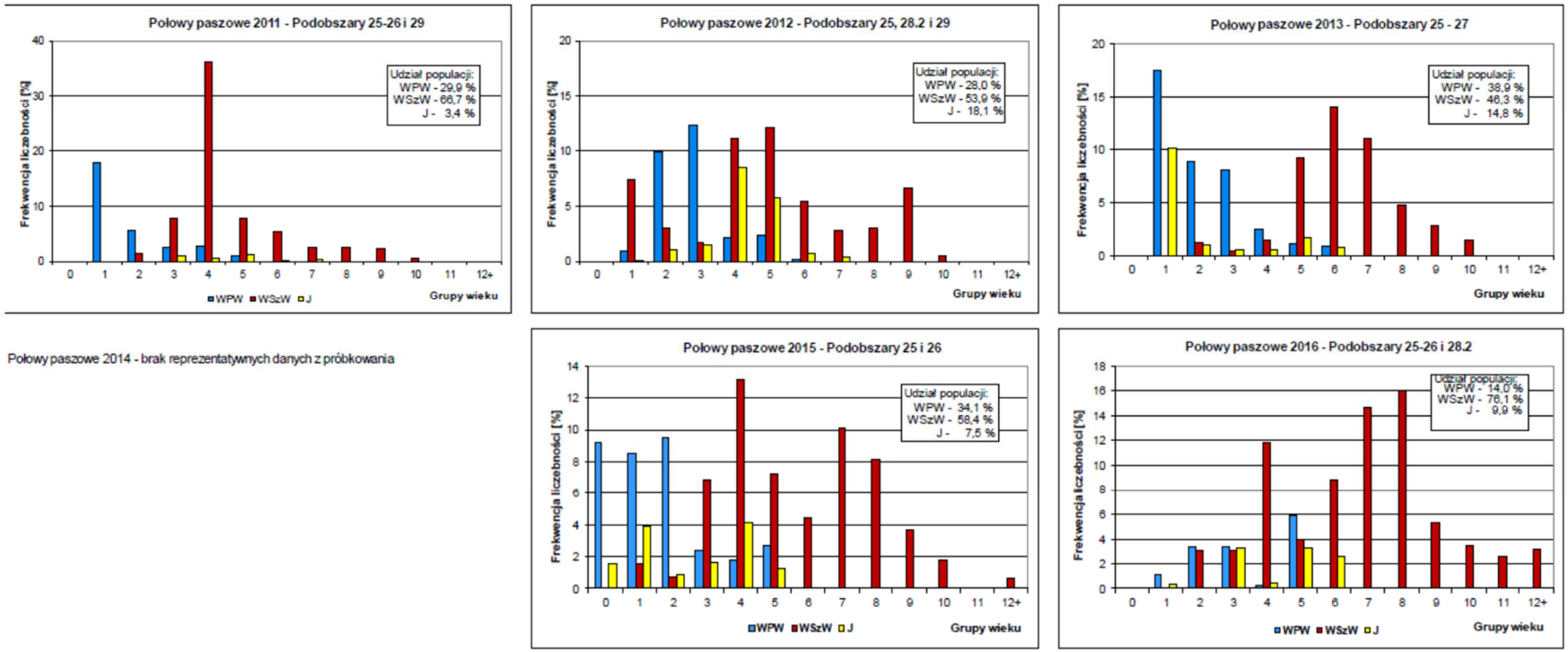
Rys. 4.3.24. Rozkłady długości śledzi z połowów narzędziami ciągnionymi (włoki, tuki) na cele konsumpcyjne w podobszarach statystycznych 24-26 według ICES w latach 2011-2016 [w % liczebności].



Rys. 4.3.25. Struktura populacyjna i wiekowa polskich wyładunków śledzi na cele konsumpcyjne w latach 2011-2016 r. [w % liczebności] (*populacje: WPW - wiosenna południowego wybrzeża Bałtyku, WSzW – wiosenna północnego wybrzeża Bałtyku, głównie Szwecji, J – jesienna*).



Rys. 4.3.26. Rozkłady długości śledzi z połowów narzędziami ciągnionymi (włoki, tuki) na cele przemysłowe (paszowe) w podobszarach statystycznych 25-29 według ICES w latach 2011-2016 [w % liczebności].



Rys. 4.3.27. Struktura populacyjna i wiekowa polskich wyładunków śledzi na cele przemysłowe (paszowe) w podobszarach 25-29 według ICES w latach 2011-2016 r. [w % liczebności] (*populacje: WPW - wiosenna południowego wybrzeża Bałtyku, WSzW – wiosenna północnego wybrzeża Bałtyku, głównie Szwecji, J – jesienna*).

Eksploatacja płastug (stornia, skarp, gładzica)

Do połowu płastug w POM używa się głównie włoków dennych i sieci stawnych. Narzędzia połowowe dopuszczone do połowu ryb bałtyckich (w podobszarach 22-32) zostały określone w załączniku II do rozporządzenia Rady (WE) nr 2187/2005. Zgodnie z rozporządzeniem Rady (WE) nr 2187/2005 do połowu płastug dopuszcza się:

1) włoki, niewody duńskie i podobne narzędzia o rozmiarze oczek ≥ 90 mm (przy minimalnej wielkości procentowej gatunku docelowego 90%) i ≥ 105 mm (przy minimalnej wielkości procentowej gatunku docelowego 100%); narzędzia o rozmiarze oczek ≥ 105 mm muszą posiadać okno wyjściowe typu Bacoma lub worek włoka i przedłużenie typu T90 oraz rozmiar oczek i specyfikację określoną w dodatkach I i II; ponadto nie dopuszcza się użycia włoka ramowego;
2) sieci skrzelowe, oplątujące i trójścienne o rozmiarach oczek: ≥ 110 mm i < 156 mm (przy minimalnej wielkości procentowej gatunku docelowego 90%) i ≥ 157 mm (przy minimalnej wielkości procentowej gatunku docelowego 100%).

Załącznik IV do rozporządzenia Rady (WE) 2187/2005 określa minimalną wielkość ryb do wyładunku, która dla storni złowionej w podobszarach 24-25 i podobszarze 26 wynosi odpowiednio 23 cm i 21 cm, dla skarpia 30 cm, a dla gładzicy 25 cm.

Dodatkowo, zarządzenie nr 2 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Szczecinie z dnia 17 listopada 2016 r. w sprawie ów, okresów ych organizmów morskich, obszarów wyłączonych z wykonywania rybołówstwa oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego na morskich wodach wewnętrznych oraz na Jeziorze Dąbie (Dz. Urz. Woj. Zachodniopomorskiego poz. 4486) w okresie przypadającycm na czas opracowywania aktualizacji ustanawiało wymiary ochronne w rybołówstwie komercyjnym na morskich wodach wewnętrznych oraz na Jeziorze Dąbie, dalej zarzadzenie nr 2 OIRM w Szczecinie z dnia 17 listopada 2016 r. W przypadku płastug zostały wyznaczone następujące wymiary: 25 cm dla storni, gładzicy i zimnicy oraz 30 cm dla skarpia. Ponadto, wymiary ochronne w rybołówstwie rekreacyjnym zostały określone w rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego i dla płastug wynoszą: 23 cm dla storni, 25 cm dla gładzicy i zimnicy oraz 30 cm dla skarpia.

Okres ochronny dla storni obowiązuje jedynie w podobszarze 26 od dnia 15 lutego do dnia 15 maja, a dla skarpia w podobszarach 25 i 26 od dnia 1 czerwca do dnia 31 lipca (rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1237/2010 z dnia 15 grudnia 2010 r. w sprawie zmiany rozporządzenia Rady (WE) nr 2187/2005 w odniesieniu do zakazu selekcji jakościowej i ograniczeń połowów storni i skarpa w wodach Morza Bałtyckiego oraz cieśnic Bełt i Sund (Dz. Urz. UE L 348 z 31.10.2010, str. 34).

Opis zarządzania połowami i rybołówstwem - podział na stada (według grupy roboczej ICES WGBFAS)

W oparciu o rodzaj ikry w Bałtyku, wyróżnia się dwie główne populacje rozrodcze storni. Osobniki rozradzające się w głębokich partiach wód wykształciły ikrę pelagiczną, która charakteryzuje się pływalnością obojętną i może rozwijać się w toni przy minimalnym zasoleniu wynoszącym 11-12 psu. W związku z tym zakres występowania ryb z tej populacji ogranicza się głównie do wód południowo-zachodniego Bałtyku. Ikra storni rozradzającej się w wodach płytkich, o większym ciężarze właściwym, rozwija się przy dnie w zakresie zasolenia 5-7 psu. Zakres występowania tej populacji sięga południowej części Zatoki Botnickiej i Zatoki Fińskiej.

W Morzu Bałtyckim wyróżniono cztery stada storni. Trzy z nich wyróżniono w obrębie populacji głębokowodnej: Wielkiego i Małego Bełtu oraz Sund obejmujące stornie z podobszarów 22 i 23 (fle.27.2223), południowo-zachodniego Bałtyku z podobszarów 24-25 (fle.27.2425) oraz obszaruwschodnio-Gotlandzkiego i Zatoki Gdańskiej z podobszarów 26 i 28 (fle.27.2628) - rys. 3.1.

Udział storni ze stad głębokowodnych w bałtyckich wyładunkach wynosi 80-90%. Czwarte stado obejmuje stornie z populacji płytkowodnej, do której należą stornie z podobszarów 27 i 29-32 (fle.27.27,29-32).

Największy udział w wyładunkach bałtyckiej storni ma Polska, która w ostatnich sześciu latach wyładowywała średnio 62% całkowitych wyładunków. W obrębie POM eksploatowane są dwa stada storni: fle.27.2425 fle.27.2628. Z powyższych stad raportowane jest odpowiednio średnio 69% i 24% wyładunków bałtyckiej storni, z czego Polska wyładowuje średnio 80% i 39%.

Do oceny zasobów stad storni wykorzystuje się wskaźnik biomasy, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych BITS z I i IV kwartału, miarodajny dla ryb większych niż 20 cm. Dodatkowo od 2017 r. wyliczany jest wskaźnik bazujący na rozkładzie długości $L_{mean}/L_{F=M}$ będący przybliżeniem F_{MSY} (śmiertelności połowowej na poziomie maksymalnego zrównoważonego połowu), który jest proporcją pomiędzy średnią długością ryb w połowie, a oczekiwaną średnią długością w połowie (wyższą niż średnia długość ryb po raz pierwszy przystępujących do tarła), gdy śmiertelność połowowa (F) równa się śmiertelności naturalnej (M). ICES proponuje maksymalny połów w oparciu o zasadę przezorności, analizując trend wskaźnika biomasy oraz wartość wskaźnika bazującego na rozkładzie długości. Prace nad zastosowaniem modeli analitycznych do oceny zasobów storni są w toku.

Gładzica poławiana jest głównie w podobszarze 22. Największy udział w połowach tego gatunku ma Dania. Kolejnym ważnym obszarem połowowym jest podobszar 24, na którym poławiają głównie Dania i Niemcy. W Morzu Bałtyckim można wyróżnić dwa stada gładzicy: ple.27.2123 w Kattegacie, Małym i Wielkim Bełcie oraz Cieśninie Sund (podobszary 21-23) oraz ple.27.2432 w pozostałych częściach Bałtyku (podobszary 24-32). Polska poławia na stadzie ple.27.2432, a jej wyładunki stanowią średnio 17% całkowitych wyładunków na nim prowadzonych.

Ocena stanu zasobów stada gładzicy występującego w SD 24-32 oraz maksymalny połów w oparciu o zasadę przezorności proponowany przez ICES wyznacza się na podstawie trendów w relatywnej biomasie stada tarłowego (SSB) i relatywnej śmiertelności połowowej. Do wyznaczenia tych wartości stosowany jest analityczny model bazujący na strukturze wiekowej – SAM. Model ten stosowany jest dla tego stada od 2015 r. i znajduje się obecnie w fazie testowania, dlatego nie można przedstawić wyników SSB i F jako wartości bezwzględnych.

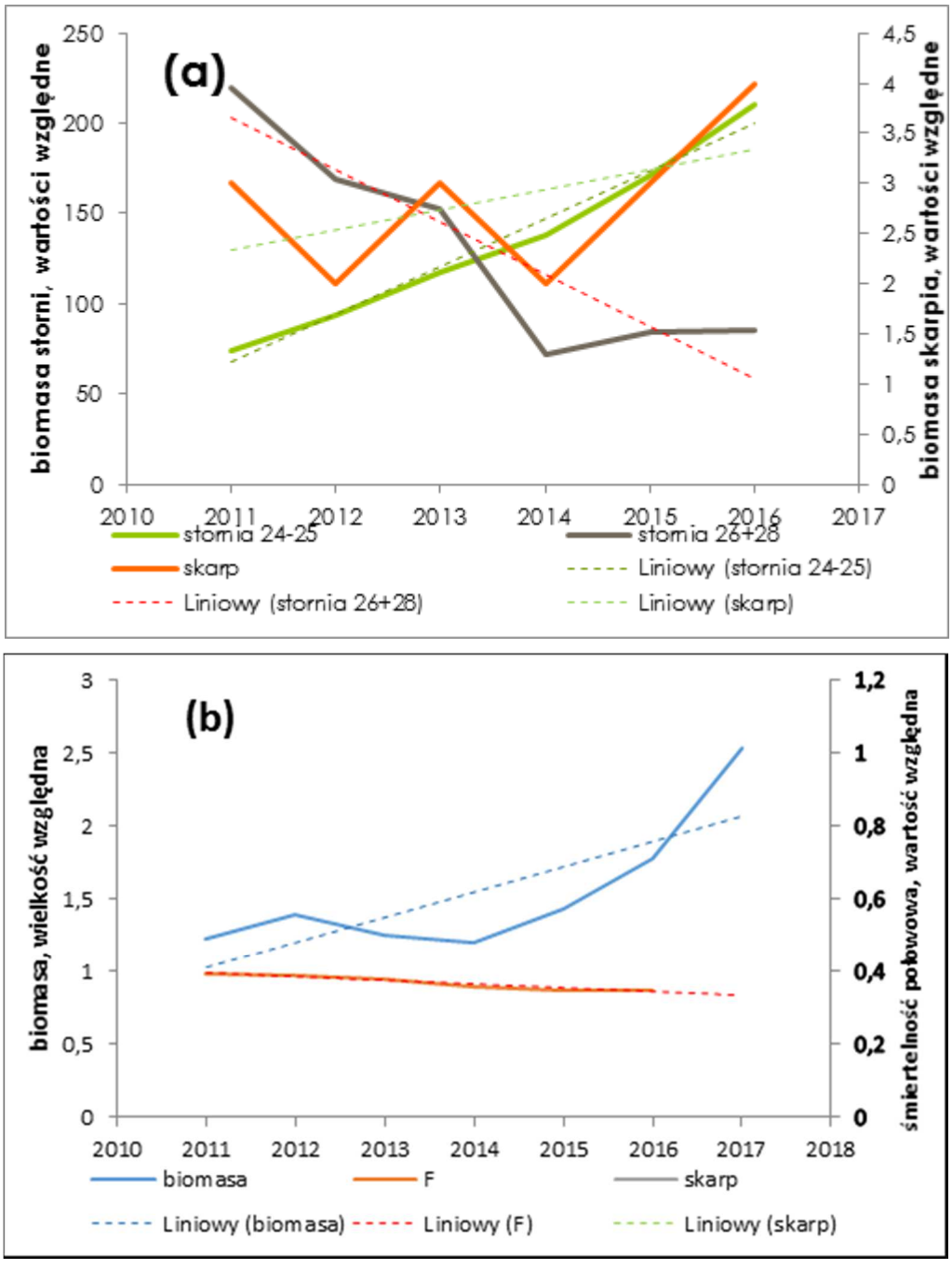
Skarp występuje głównie w południowych i zachodnich częściach Bałtyku Właściwego, stąd większość wyładunków tej ryby pochodzi z podobszarów 22-26. Skarpia zaczęto efektywnie łowić w sieci stawne dopiero na początku lat 90., co miało związek z większym zainteresowaniem rybaków tym gatunkiem. Od 1990 r. skarp zaczął być wysortowywany z polskich połowów ukierunkowanych na ryby płaskie ze względu na jego wysoką cenę. W ostatnich sześciu latach polskie wyładunki skarpia stanowiły średnio 22% wyładunków tego gatunku w całym Bałtyku.

W przypadku stada skarpia występującego w SD 22-32 ICES proponuje maksymalny wyładunek w oparciu o zasadę przezorności, analizując wskaźnik liczebności, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych BITS z I i IV kwartału, miarodajny dla ryb większych niż 20 cm. Informacje o wielkości odrzutu nie są znane.

Biomasa i połowy na przestrzeni ostatnich lat

ICES nie dysponuje zaakceptowaną analityczną oceną biomasy storni. Jednakże jej dynamikę można w przybliżeniu ocenić na podstawie wyników połowów badawczych. Polska eksploatuje stado podobszarów 24-25 i stado podobszarów 26+28. Dynamika zasobów w obu stadach różni się - stado w podobszarach 24-25 wykazuje silny trend wzrostowy wielkości biomasy (w okresie 2011-2016 biomasa wzrosła prawie trzykrotnie), a w stadzie podobszarów 26+28 biomasa obniża się (w okresie 2011-2016 zmniejszyła się o około 60%) (Rys. 4.3.28a).

W przypadku skarpia wartości względne biomasy uzyskane na podstawie połowów badawczych nie wykazują wyraźnego trendu. Ze względu na rzadkie występowanie skarpia w połowach badawczych, szacunki dynamiki stada na tej podstawie są niepewne. Wartości względne biomasy i śmiertelności połowowej gładzicy przedstawiono na Rys. 4.3.28b. Biomasa stada tarłowego wykazuje wyraźny trend wzrastający, natomiast śmiertelność połowowa - niewielki trend spadkowy.



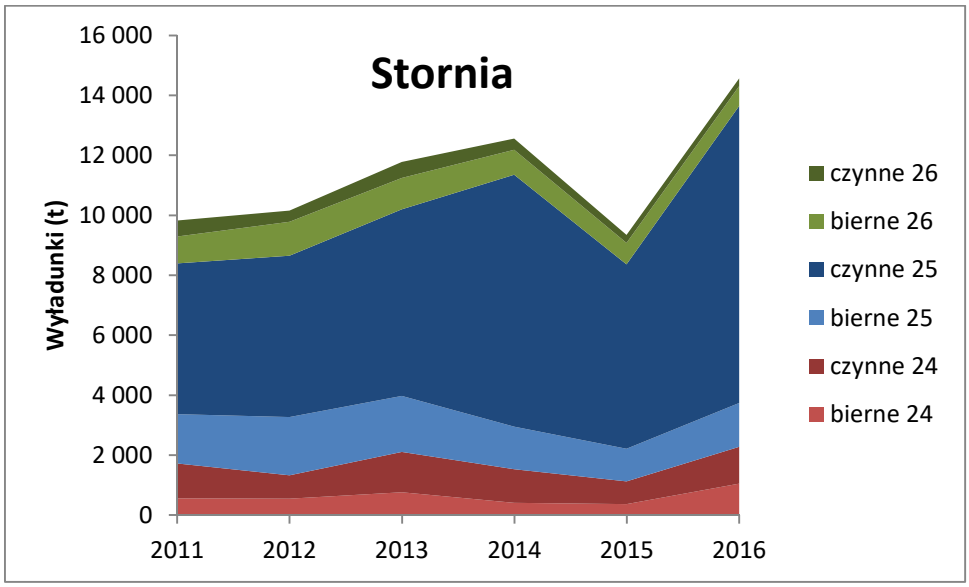
Rys. 4.3.28. (a) Wskaźnik wielkości biomasy storni w podobszarach 24-25 i podobszarach 26+28 oraz skarpia na podstawie wyników rejsów badawczych. (b) Wskaźnik wielkości biomasy i śmiertelności połowowej (F) gładzicy w podobszarach 24-32, wartości względne.

Do połowu płastug w POM używa się głównie włoków dennych i sieci stawnych, których udział w wyładunkach odpowiednio narzędziami czynnymi i biernymi stanowi po 99%.

Największy udział w wyładunkach bałtyckiej storni ma Polska, która w ostatnich sześciu latach wyładowywała średnio 62% całkowitych wyładunków. W obrębie POM eksploatowane są dwa stada storni: fle.27.2425 i fle.27.2628.

Od 2011 r. wyładunki storni w POM stopniowo wzrastały. Po spadku w 2015 r., gdy wyładunki osiągnęły wartość 9902 ton, w 2016 r. osiągnęły one najwyższą wartość na przestrzeni ostatnich lat (14 571 ton), tj. prawie dwukrotnie więcej niż w 2011 r. Przyczynił się do tego wzrost wyładunków z

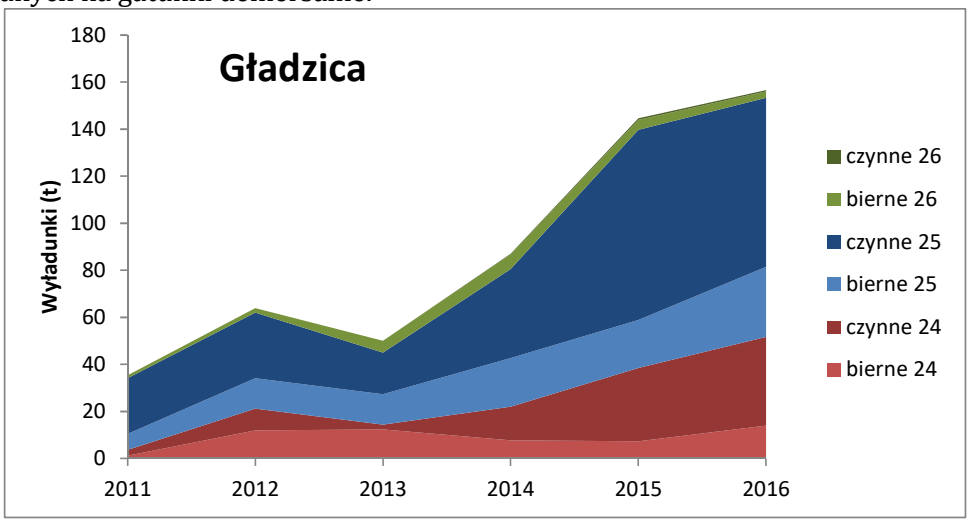
narzędzi czynnych w podobszarze 25, które mają największy udział w wyładunkach storni w POM (średnio 53%).



Rys. 4.3.29. Polskie wyładunki [t] storni według narzędzi (czynnych – głównie włoków dennych i biernych – głównie sieci stawnych) i podobszarów ICES (24, 25, 26)

Polskie wyładunki gładzicy rosną od 2013 r. (Rys. 4.3.30). W 2013 r. wyładowano łącznie 50 ton, a w 2016 r. już trzykrotnie więcej. Gładzice wyładowywane były głównie w podobszarach 24 i 25, skąd pochodzi 95% polskich wyładunków. W podobszarze 25 największy udział w wyładunkach miały narzędzia czynne stanowiąc średnio 48% ogólnych wyładunków gładzicy. Z kolei wyładunki z podobszaru 26 pochodziły niemal wyłącznie z narzędzi biernych.

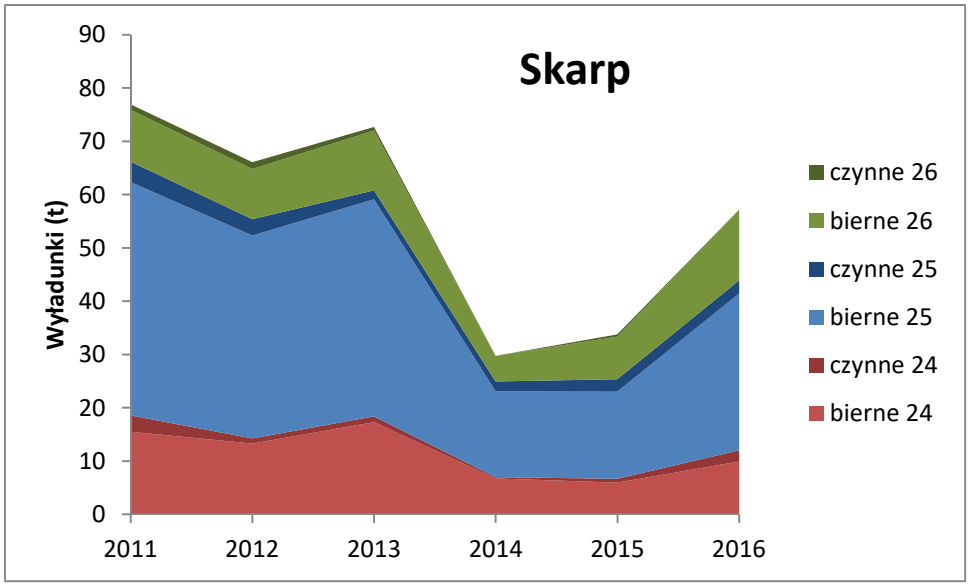
Wzrost wyładunków w niewielkim stopniu może mieć związek ze wzrostem cen gładzicy w skupach, co mogło doprowadzić do dokładniejszego wysortowywania tego gatunku z połowów ukierunkowanych na gatunki demersalne.



Rys. 4.3.30. Polskie wyładunki (t) gładzicy w latach 2011-2016 według podobszarów ICES oraz według narzędzi.

W ostatnich dwóch latach wyładunek skarpia zaczął wzrastać, ale nadal utrzymywał się na poziomie niższym niż średnia w latach 2011-2013 (Rys. 4.3.31). W latach 2011-2016 skarp we

wszystkich podobszarach POM występował głównie w wyładunkach narzędziami biernymi. Wyładunki narzędziami czynnymi stanowiły średnio od 1% w podobszarze 26 do 4% w podobszarze 25. Największy udział skarp miał w wyładunkach z sieci stawnych, w podobszarze 25 (średnio 54% rocznych wyładunków).



Rys. 4.3.31. Polskie wyładunki (t) skarpia w latach 2011-2016 według podobszarów ICES oraz według narzędzi.

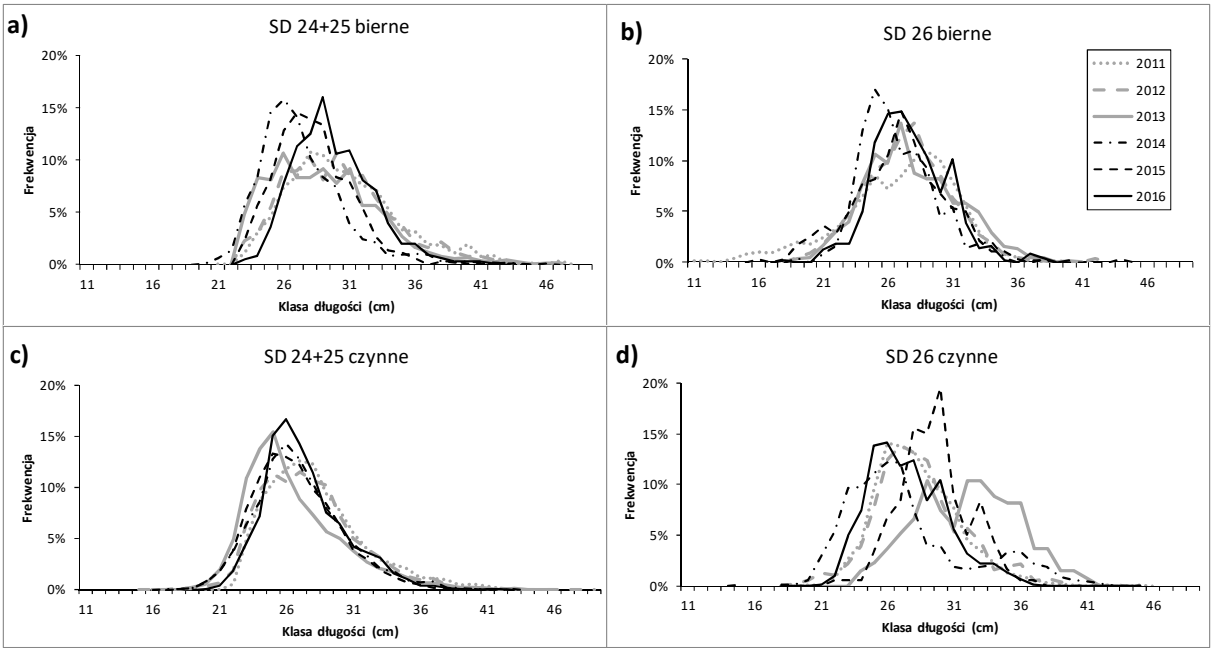
Struktura długości storni poławianej w POM

Ponieważ stornie bytujące w podobszarach ICES 24-25 należą do jednego stada południowo-zachodniego (fle.27.2425) charakteryzującego się tymi samymi parametrami biologicznymi i tempem wzrostu, a w 26 podobszarze ICES występują stornie z odrębnego stada (fle.27.2628), różniącego się od południowo-zachodniego pod względem parametrów biologicznych, w niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wyniki analiz biologicznych przedstawiono łącznie dla podobszarów 24-25 i oddzielnie dla storni z podobszaru 26 ICES.

Rozkłady długości całkowitej (*L.t.*) oraz strukturę wiekową storni w wyładunkach i odrzutach z lat 2011-2016 przedstawiono z podziałem na narzędzia połowowe oraz podobszary ICES uwzględniając przynależność do stad.

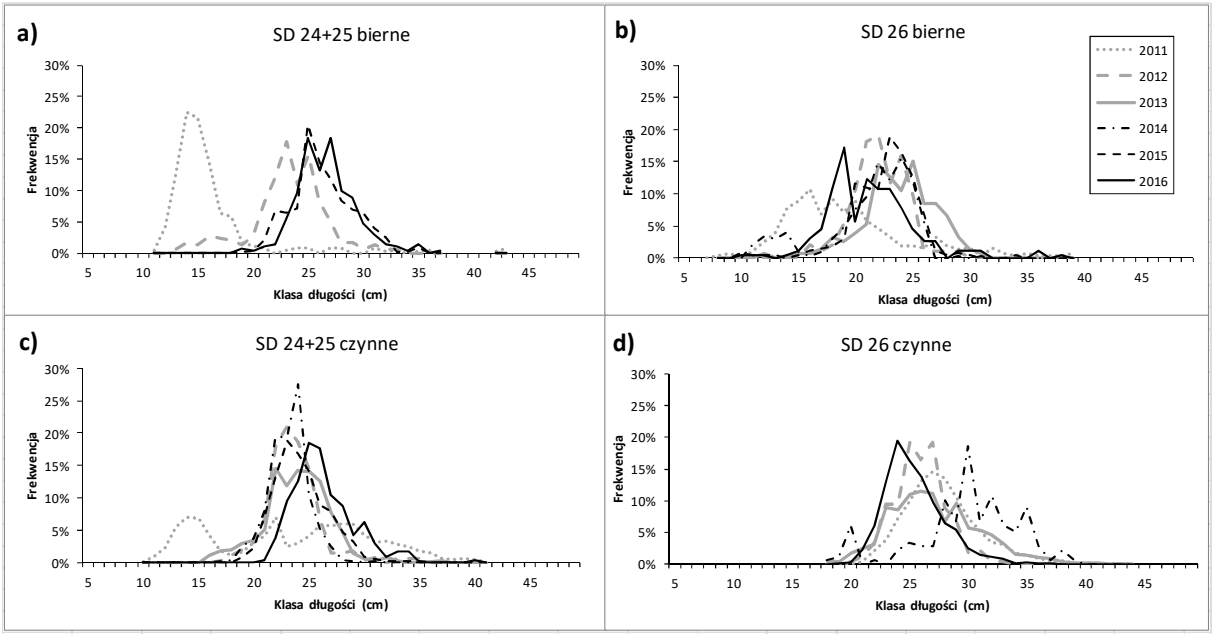
W rozpatrywanym okresie zakres *L.t.* storni w wyładunkach i odrzutach z narzędzi biernych w podobszarach 24-26 mieścił się w przedziale 11–49 cm i 8-43 cm, a narzędzi czynnych odpowiednio w przedziale 15–45 cm i 5-47 cm, (Rys. 4.3.32.a-d i Rys. 4.3.32.a-d). Krzywe rozkładu długości w wyładunkach dla narzędzi i stad nie zmieniały się znacząco w czasie. W większości przypadków były to rozkłady jednowierzchołkowe ze szczytami frekwencji przypadającymi na klasy 25-29 cm (Rys. 4.3.32.a-d). W wyładunkach z narzędzi biernych w podobszarach 24-25 można zauważyć wzrost średniej długości ryb w ciągu trzech ostatnich lat (Rys. 4.3.32.a). Z kolei w przypadku narzędzi czynnych rozkłady długości w poszczególnych latach były podobne. Jedynie w 2016 r. w wyładunkach pojawiało się więcej dużych ryb (Rys. 4.3.32.c). Najbardziej różnorodne rozkłady długości odnotowano w wyładunkach z narzędzi czynnych w podobszarze 26 (Rys. 4.3.32.d). Największe stornie łowiono tu w 2013 r. i 2015 r., a najmniejsze w 2014 r. W przypadku połowów narzędziami biernymi w tym podobszarze najbardziej wyróżniał się rozkład długości z 2014 r., w którym szczyt frekwencji przesunięty był w kierunku mniejszych klas długości (Rys. 4.3.32.b).

Średnie długości w poszczególnych latach, stadach i narzędziach wynosiły od 26,5 cm długości do 32,0 cm. Największe uzyskano w wyładunkach z narzędzi biernych w podobszarach 24-25 w latach 2011 i 2012.



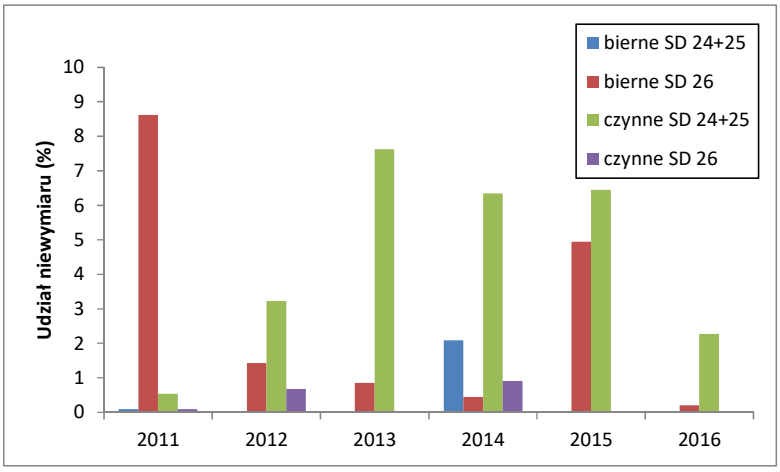
Rys. 4.3.32. Rozkłady długości w polskich wyładunkach storni z uwzględnieniem typów narzędzi połowowych w podobszarach ICES w latach 2011-2016 (przedstawione kolejno w wykresach a-d).

Struktury długości z odrzutów wyglądały nieco inaczej niż z wyładunków. Rozkłady długości w kolejnych latach różniły się od siebie, a większość z nich była wielowierzchołkowa (Rys. 4.3.33). Najmniejsze ryby odrzucano w 2011 r. w połowach narzędziami czynnymi. Wtedy w podobszarach 24-25 szczyt frekwencji dla narzędzi czynnych przypadał na długość 15 cm (Rys. 4.3.33c), a w podobszarze 26 dla narzędzi biernych na 16 i 18 cm (Rys. 4.3.33b). Dla porównania, największe stornie w odrzutach wystąpiły w połowach narzędziami czynnymi w podobszarze 26 w 2014 r., gdy szczyt frekwencji długości przypadał na długość 30 cm (Rys. 4.3.33d).



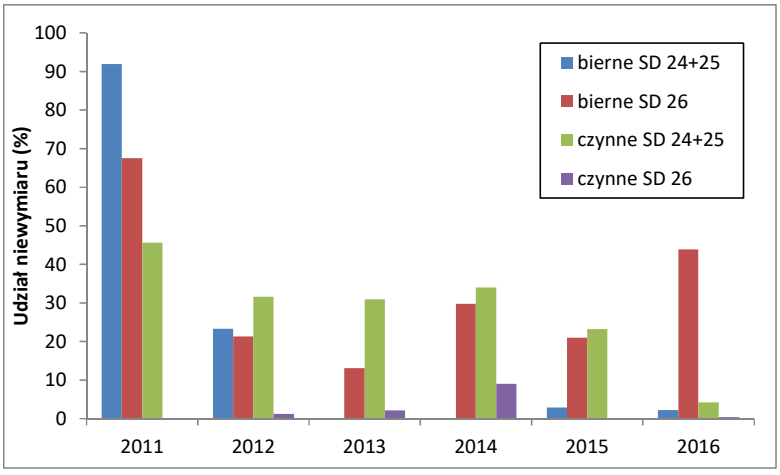
Rys. 4.3.33. Rozkłady długości w polskich odrzutach storni z uwzględnieniem typów narzędzi połowowych w podobszarach ICES w latach 2011-2016 (przedstawione kolejno w wykresach a-d).

Udział storni niewymiarowych w połowach (zarówno w wyładunkach, jak i w odrzutach) na przestrzeni ostatnich lat nie wykazywał wyraźnych trendów (Rys. 4.3.34 - Rys. 4.3.35). W wyładunkach najwyższy odsetek (8,6%) ryb niewymiarowych zaobserwowano w połowach przy użyci narzędzi biernych w podobszarze 26, w 2011 r. (Rys. 4.3.34). W ostatnich sześciu latach średnio najwięcej ryb niewymiarowych (4,4%) wyładowywano w połowach narzędziami czynnymi w podobszarach 24-25.



Rys. 4.3.34. Udział storni niewymiarowych w polskich wyładunkach z różnych typów narzędzi w podobszarach ICES w latach 2011-2016.

Inaczej przedstawiał się udział storni niewymiarowych w odrzutach (Rys. 4.3.35). Ich największy odsetek (91,9%) złowiono przy użyciu narzędzi biernych w podobszarach 24-25 w 2011 r. Wysoki odsetek niewymiarowych storni z podobszaru 24 pochodził z prób z przyłowu (połowy ukierunkowane na okonia i leszcza). W pozostałych latach przyłów ryb niewymiarowych złowionych tymi narzędziami nie był tak znaczny i nie przekraczał 24%. Najwyższy średni udział (32,8%) ryb niewymiarowych w odrzutach obserwowano w połowach narzędziami biernymi w podobszarze 26, nieco mniejszy (28,3%) uzyskano w połowach narzędziami czynnymi w podobszarach 24-25.



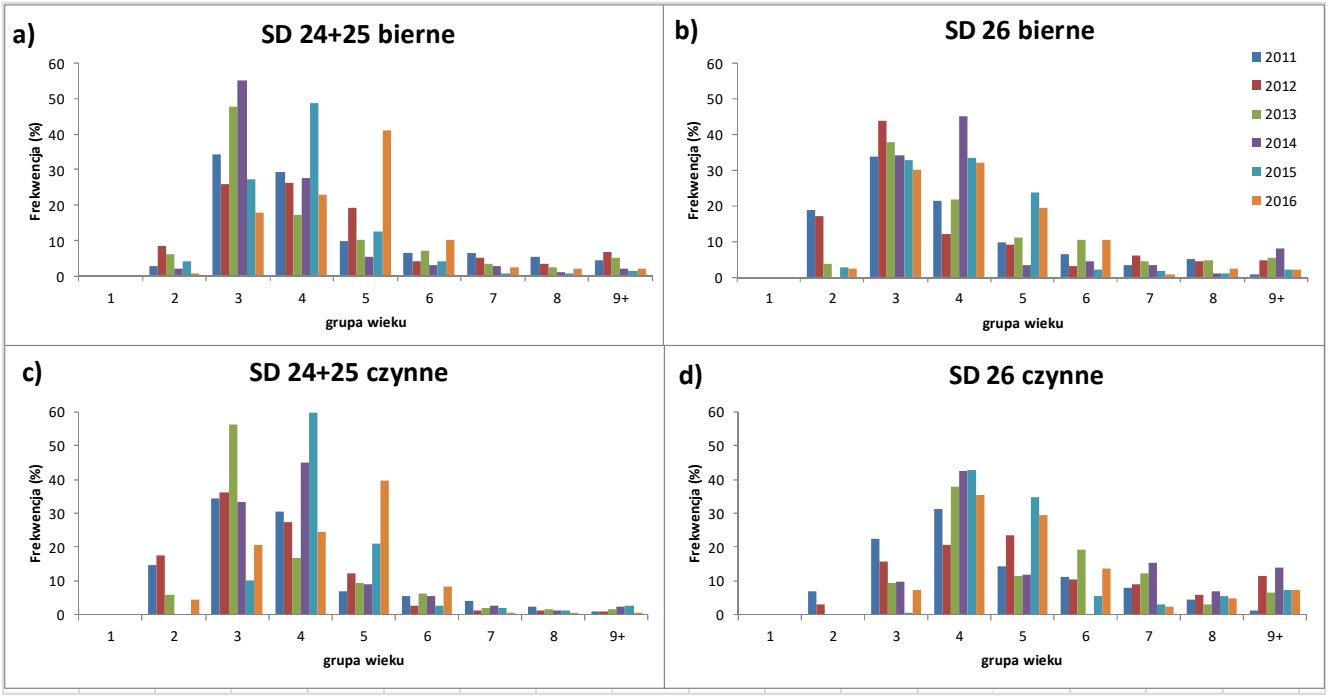
Rys. 4.3.35. Udział storni niewymiarowych w polskich odrzutach z różnych typów narzędzi w podobszarach ICES w latach 2011-2016.

Struktura wiekowa storni poławianej w POM

Struktura wiekowa wyładunków storni z lat 2011-2016 z podziałem na stada i narzędzia połowowe przedstawiona została na Rys. 4.3.36. W wyładunkach z ostatnich lat obserwowano największy udział 3 i 4 grupy wieku. Jedynie w wyładunkach z narzędzi czynnych w podobszarach 24-25 dominowała 4 i 5 grupa wieku. Narzędziami biernymi łowiono ryby od 2 do 17 grupy wieku, a narzędziami czynnymi od 1 do 16 grupy wieku. Z uwagi na małą liczebność osobników powyżej 9 grupy wieku, osobniki z tej grupy i starsze zostały przedstawione razem na Rys. 4.3.36.

W wyładunkach z narzędzi biernych (i w mniejszym stopniu z czynnych) z podobszarów 24-25 można było zaobserwować liczebne pokolenie – w trzech kolejnych latach (2014-2016) dominowały stornie z urodzajnego pokolenia urodzonego w 2011 r. W 2014 r. największy udział miała 3 grupa wieku, w 2015 r. – 4, a w 2016 r. – 5 (Rys. 4.3.36a). Pokolenia te widoczne są również na odpowiednim rozkładzie długości, gdzie szczyty frekwencji z trzech kolejnych lat przesuwają się w kierunku większych długości (Rys. 4.3.32.a).

W podobszarach 24-25 w wyładunkach z obydwu typów narzędzi jedynie w 2016 r. dominującą grupą wieku była grupa 5 (Rys. 4.3.36a i Rys. 4.3.36c), a więc najstarsza wśród dominujących grup. Odzwierciedlenie tego układu można również zauważyć na rozkładzie długości, na którym w 2016 r. największy udział mają najdłuższe ryby (Rys. 4.3.32.a).



Rys. 4.3.36. Rozkład grup wieku storni w polskich wyładunkach z uwzględnieniem typów narzędzi połowowych w poszczególnych podobszarach ICES w latach 2011-2016 (przedstawiony kolejno w wykresach a-d).

Eksploatacja ryb łososiowatych

Eksploatacja ryb łososiowatych w POM obejmuje dwa podstawowe gatunki: łososia (*Salmo salar* L.) i troć wędrowną (*Salmo trutta m. trutta* L.). Na otwartym morzu poławiane są głównie łososie i trocie, a w strefie przybrzeżnej - głównie trocie. W obydwu wypadkach, jako przyłów, mogą występować pstrągi tęczowe (*Oncorhynchus mykiss* Rich) - „uciekinierzy" z akwakultury.

Zarówno eksploatacja zasobów łososia, jak i troci jest w dużej mierze uzależniona od poziomu uzupełniania poprzez proces zarybiania dokonywanego przez państwa bałtyckie.

W polskich połowach łososia w latach 2011-2016 udział osobników pochodzenia naturalnego („dzikich"), stanowił od 11% do 17%, bez sprecyzowanego trendu.

W przypadku troci wędrownej brak jest podobnych danych odnośnie udziału w połowach osobników z naturalnego tarła, a intensywne zarybianie polskich rzek (1-1,5 mln smoltów rocznie), jak i zarybianie w innych krajach bałtyckich oraz brak silnych naturalnych populacji troci w polskich rzekach powoduje, że polskie rybołówstwo trociowe jest praktycznie niezależne od naturalnej reprodukcji, a wręcz opiera się na zarybieniach.

Obydwa gatunki mogą być łowione tym samym sprzętem. Do roku 2007 głównymi narzędziami połowowymi w rybołówstwie łososiowym na wodach POM były pławnice i takle dryfujące. Od 1 stycznia 2008 r., wprowadzono zakaz używania pławnic (rozporządzenie Rady (WE) nr 812/2004 z dnia 26 kwietnia 2004 r. ustanawiające środki dotyczące przypadkowych odłowów waleni na łowiskach i zmieniające rozporządzenia (WE) nr 88/98 (Dz. Urz. WE L 150 z 30.04.2004, str.12, z późn. zm. – Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 4, t. 7, str. 91), rozporządzenie Rady (WE) nr 2187/2005) i od tego momentu w POM do połowu łososiowatych stosowane są głównie sieci skrzelowe kotwiczone oraz takle, jakkolwiek ryby te również mogą być łowione, jako przyłów w narzędziach pułapkowych (np. żaki, niewody stawne), czy ciągnionych (włoki, tuki, niewody duńskie). W ostatnich latach znacząco rozwijają się morskie rekreacyjne połowy łososi i troci, głównie z użyciem węd ciągnionych (trolling).

W POM dla ryb łososiowatych w latach 2011-2016 obowiązywały następujące przepisy ochronne ustanowione przez rozporządzenie Rady (WE) nr 2187/2005:

- rozmiar ochronny (minimalny) łososia 60 cm, troci w podobszarach 24 i 25 -40 cm, a w podobszarze 26 - 50 cm,
- minimalny rozmiar oczka w sieciach skrzelowych: bok oczka = 80 mm i #≥157 mm (z wyjątkiem Zatoki Puckiej, gdzie bok oczka wynosi 70 mm - Zarządzenie Nr 1 OIRM w Gdyni z dnia 28 maja2012 r) oraz rozwartość haczyka 19 mm,
- zakaz połowów od 1 czerwca do 15 września poza 4-milowym pasem wód przybrzeżnych, przy czym dopuszcza się przyłów w tym okresie w narzędziach pułapkowych.

Dodatkowo, w POM istnieje zakaz połowów łososia i troci od 15 dnia września do dnia 15 listopada w 4-milowym pasie wód wewnętrznych z wyłączeniem wód w zarządzaniu OIRM w Gdyni (rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa morskiego).

Na wodach wewnętrznych zarządzanych przez OIRM w Szczecinie występuje zakaz połowu łososia i troci w okresie 25 września – 15 listopada.

Wokół ujść szeregu rzek pomorskich oraz Wisły i rzek Zalewu Wiślanego zostały ustanowione przez poszczególnych okręgowych inspektorów rybołówstwa morskiego obwody ochronne, mające umożliwić swobodne wejście łososia i troci do tych rzek na tarło.

Od 1 stycznia 2015 r. na całym Bałtyku w połowach komercyjnych obowiązuje unijny zakaz odrzutów łososia (rozporządzenie UE nr 1380/2013). W morskich połowach sportowo-rekreacyjnych w POM dopuszcza się złowienie 2 łososi i 2 troci dziennie (rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 6 lipca 2015 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich poławianych przy wykonywaniu rybołówstwa rekreacyjnego oraz szczegółowego sposobu i warunków wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego.

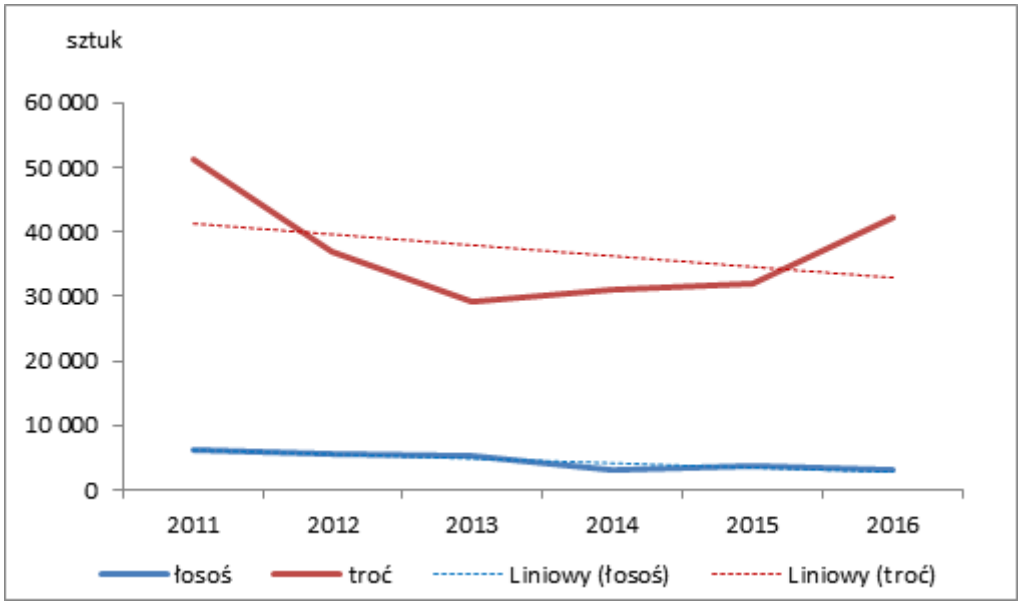
Uzupełniającymi środkami ochrony w morskich wodach wewnętrznych w rejonie Zatoki Gdańskiej są przepisy dotyczące liczby wystawianych narzędzi połowu oraz minimalnych odległości między nimi (Zarządzenie nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdyni z dnia 1

czerwca 2010 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych sposobów wykonywania rybołówstwa morskiego na morskich wodach wewnętrznych w rejonie Zatoki Gdanskiej (Dz. Urz. Woj. Pomorskiego, poz. 1693) i rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 4 marca 2008 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa morskiego (Dz. U. 2008 nr 43 poz.260), obowiązującego do dnia 3 marca 2015 r.).

Eksploatacja zasobów łososia w Bałtyku jest zarządzana przez KE na podstawie doradztwa ICES. Od 1990 r. ustalany jest corocznie ogólny dopuszczalny odłów (TAC), w ramach którego Polska otrzymuje kwotę (w sztukach) do odłowu. Ta kwota z kolei jest dzielona przez ministra ds. rybołówstwa na indywidualne kwoty na jednostki. W różnych latach stosowany był różny podział, np. w 2011 r. indywidualne kwoty wynosiły od 23 szt. do 70 szt. na jednostkę, a w latach 2012-2013 od 5 szt. do 362 szt. na jednostkę. Wielkość kwoty narodowej zmniejszyła się z poziomu 15 723 szt. w 2011 r. do 6 030 szt. w 2016 r., stąd zmniejszające się połowy łososia.

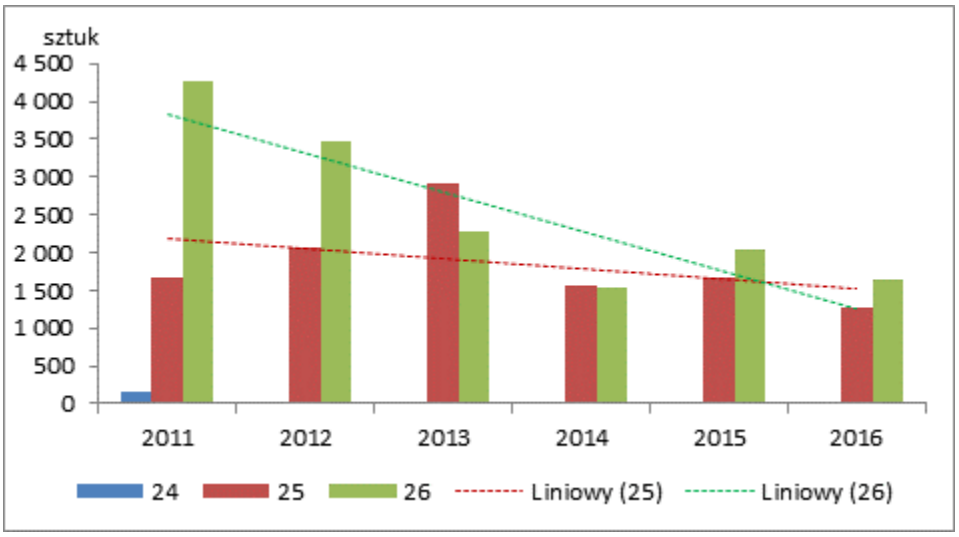
Zasoby troci w Bałtyku są zarządzane na poziomie państw członkowskich UE i nie są limitowane, gdyż wiele stad należy do form lokalnych i jak dotąd nie ma przepisów UE regulujących zarządzanie zasobami (kwotowanie), jakie istnieją w przypadku łososi.

W latach 2011-2016 polskie połowy łososia wynosiły rocznie około 6 200 – 3 100 szt. (Rys. 4.3.37) i mogły być większe, gdyż co roku nie wykorzystywano całości kwoty. Trend połowowy ma tendencję lekko zniżkową, głównie z uwagi na zmniejszające się kwoty połowowe. Połowy troci wynosiły rocznie około 29 000 – 51 000 szt. Trend połowowy troci notuje większy spadek.

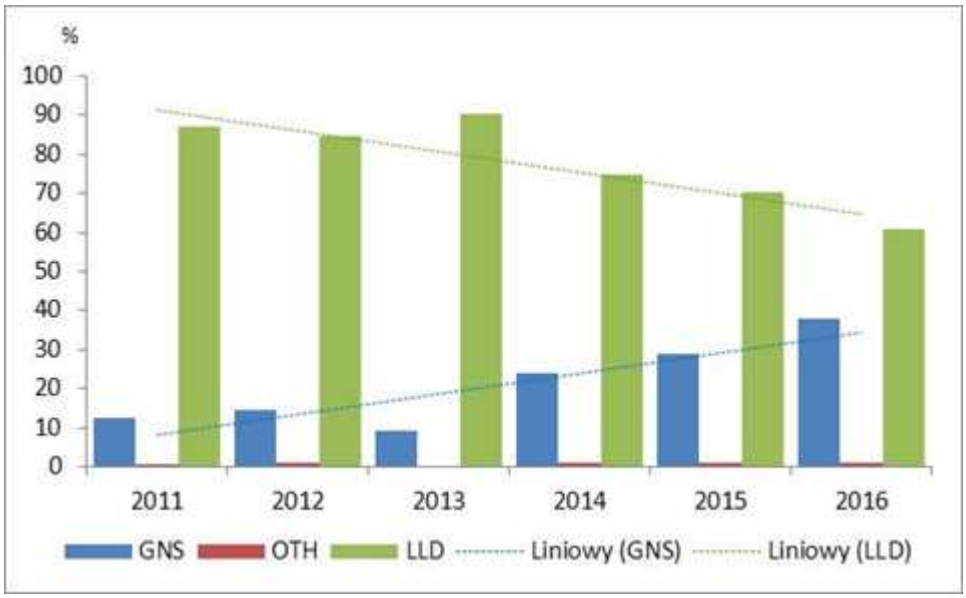


Rys. 4.3.37. Połowy łososia i troci w POM w latach 2011-2016.

Połowy łososia prowadzono głównie w strefie wód otwartych w podobszarze 26, skąd pochodziło około 50-70% wszystkich łososi i w podobszarze 25 (27-56% odłowu), natomiast z podobszaru 24 pochodziło jedynie do 0,5% ogólnego odłowu łososia (Rys. 4.3.38). Najlepszym sezonem połowów w morzu są miesiące: I-III oraz XI-XII. Połowów łososi dokonywano głównie taklami (60-90%) oraz narzędziami skrzelowymi (9-38%), a także innymi (około1%). W ostatnich trzech latach wzrósł trend połowów narzędziami skrzelowymi (GN), a zmniejszył się trend połowów taklowych (LLD) (Rys. 4.3.39).

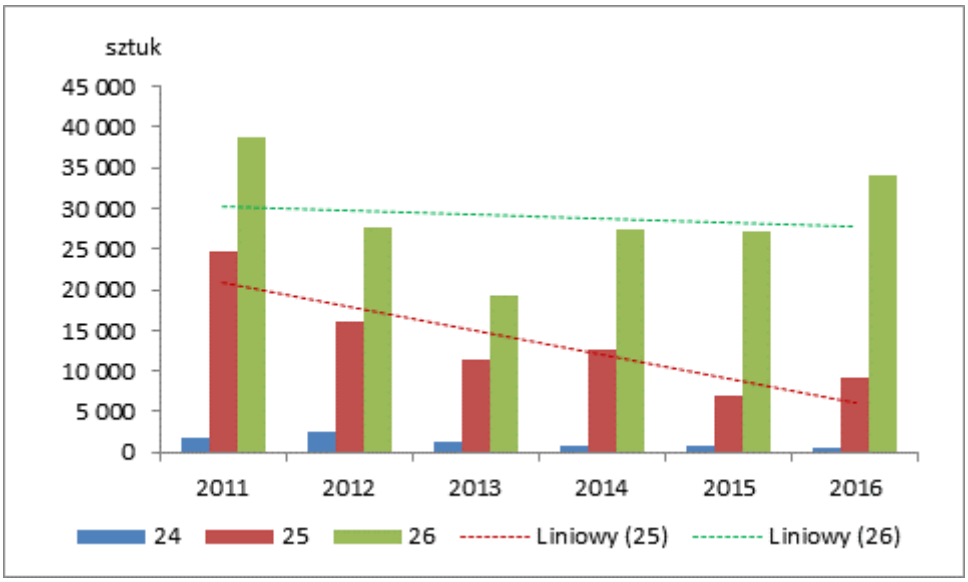


Rys. 4.3.38. Połowy łososia w POM w latach 2011-2016 w podobszarach ICES.

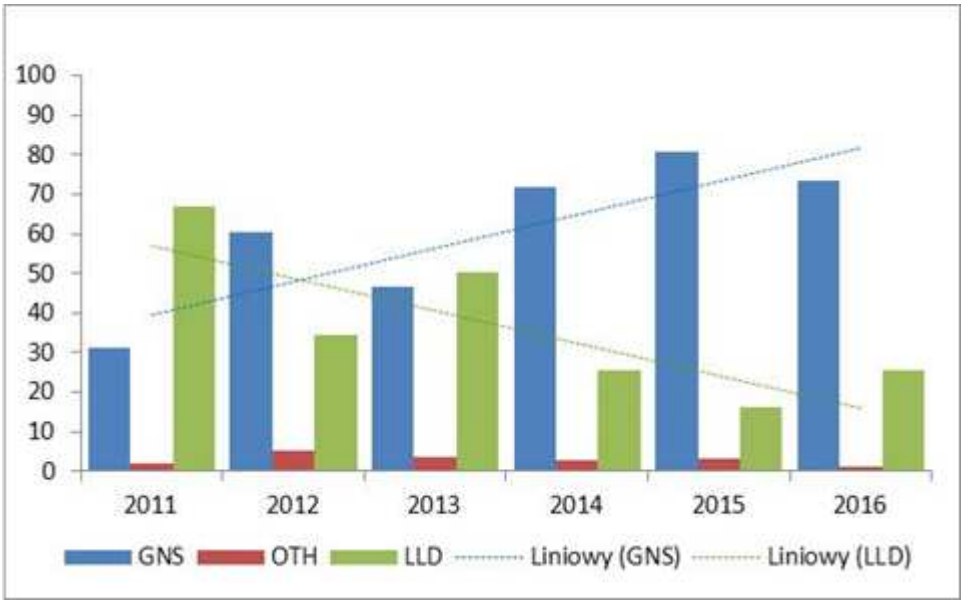


Rys. 4.3.39. Połowy łososia w POM w latach 2011-2016 według narzędzi połowowych.

Trocie łowione są w około 30% przez jednostki poniżej 12 m długości (łodzie), operujące na wodach przybrzeżnych i stosujące pławnice kotwiczone i narzędzia pułapkowe. Pozostała część pochodzi z połowów większymi jednostkami (kutrami) poza strefą przybrzeżną. Od 55% do 80% połowów troci pochodziło z podobszaru 26, od 14-41% z podobszaru 25, a 1-7% z podobszaru 24 (Rys. 4.3.40). Najlepszym sezonem połowów w morzu są miesiące: I-III oraz XI-XII. W przypadku troci (Rys. 4.3.41), odwrotnie niż jak w przypadku łososia, widać wzrastający trend połowów sieciami skrzelowymi (GNS), a zmniejszający się trend połowów taklowych (LLD).

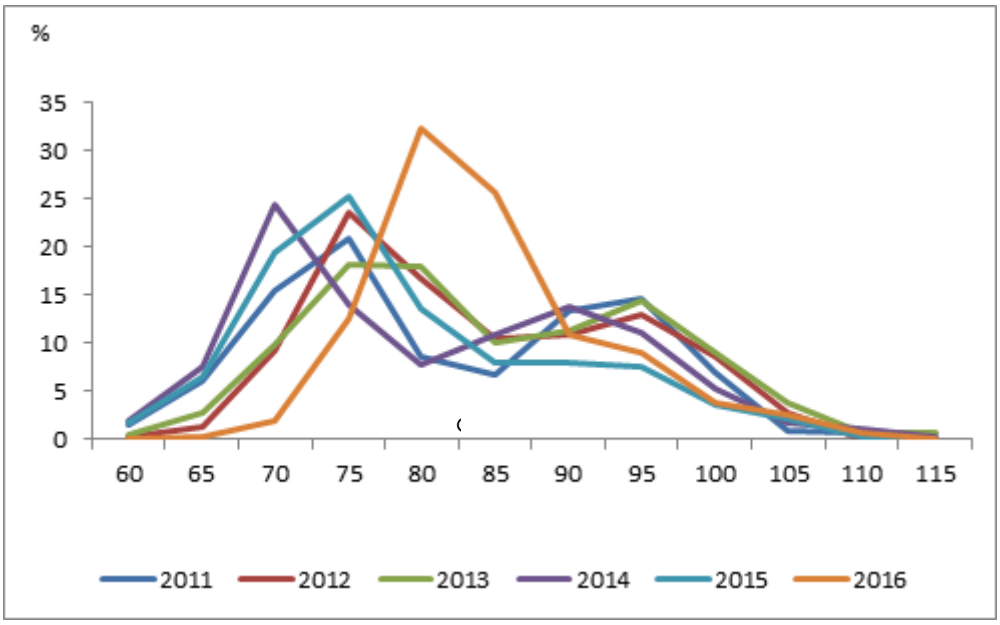


Rys. 4.3.40. Połowy troci w POM w latach 2011-2016 w podobszarach ICES

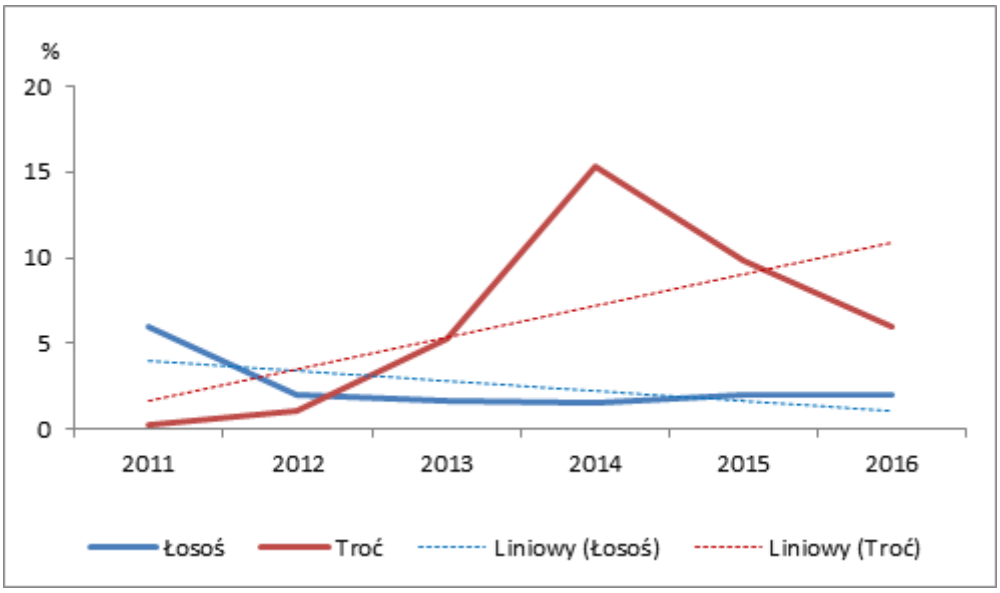


Rys. 4.3.41. Połowy troci w POM w latach 2011-2016 według narzędzi połowowych,

Długość odławianych łososi wahała się od 60 do 114 cm (Rys. 4.3.42). W latach 2011- 2015 modalne długości (najczęściej spotykane) był podobne i wahały się od 70 do 75 cm, czyli trend długości modalnych był stabilny. Jedynie w 2016 r. modalna wzrosła do 80 cm. Udział ryb niewymiarowych (poniżej 60 cm) w latach 2011-2016 stanowił około 2-6 % liczby badanych ryb, z malejącym trendem (Rys. 4.3.43).



Rys. 4.3.42. Rozkład długości odławianych w POM łososi w latach 2011-2016.



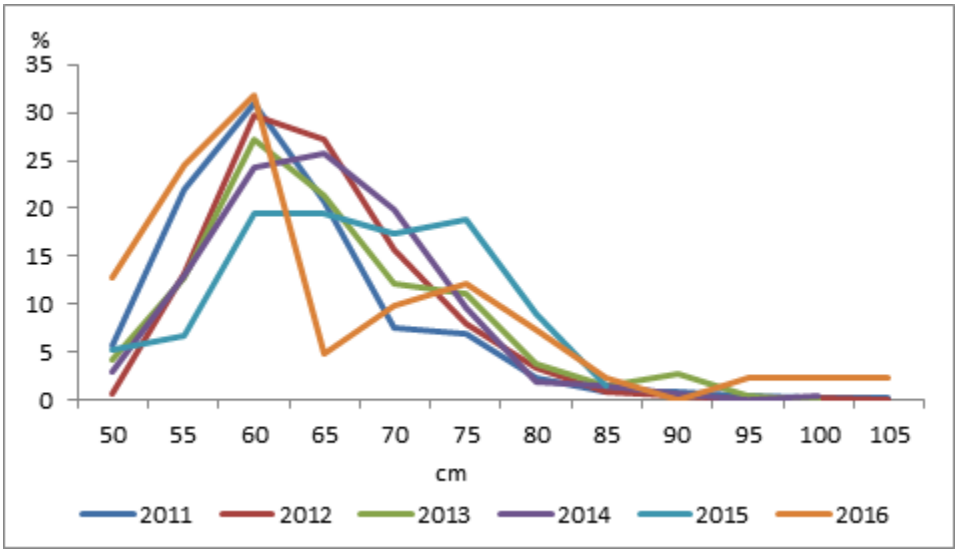
Rys. 4.3.43. Udział ryb niewymiarowych w połowach łososia i troci w POM w latach 2011-2016.

Pod względem wiekowym w połowach występowały łososie o wieku 1+ do 6+, z najczęstszą modalną 2+ i 3+, stanowiącymi od 35% do 60% udziału w połowach. Jedynie w 2014 r. modalną grupą wiekową była 1+. Trend udziału modalnych grup wiekowych był stabilny, oprócz 2016 r., gdzie modalną (około 45%) stanowiły ryby grupy wiekowej 3+ (Tabela 4.3.8). Większy udział ryb starszych i o większej długości może świadczyć o zmniejszającej się presji połowowej lub o lekkiej poprawie stanu zasobów łososi.

Tabela 4.3.8. Udział (%) grup wiekowych łososia w połowach w POM w latach 2011-2016.

Grupa wieku	2011	2012	2013	2014	2015	2016
0+	0	1,3	0,5	0,0	1,3	0
1+	33,2	23,9	31,1	55,1	11,1	2,8
2+	50,9	56,8	59,3	35,2	47,2	39,7
3+	13,9	16,6	7,2	7,9	26,6	44,5
4+	1,9	1,3	1,9	1,8	9,6	10,8
5+	0,0	0,0	0		3,7	2,3
6+	0,0	0,0	0	0,0	0,5	0
	wiek modalny					

W latach 2011- 2016 długość odławianych troci wahała się od 50 cm do 105 cm (Rys. 4.3.44), a modalne długości był praktycznie takie same i wahały się od 60 cm do 65 cm, czyli trend modalnych był stabilny.



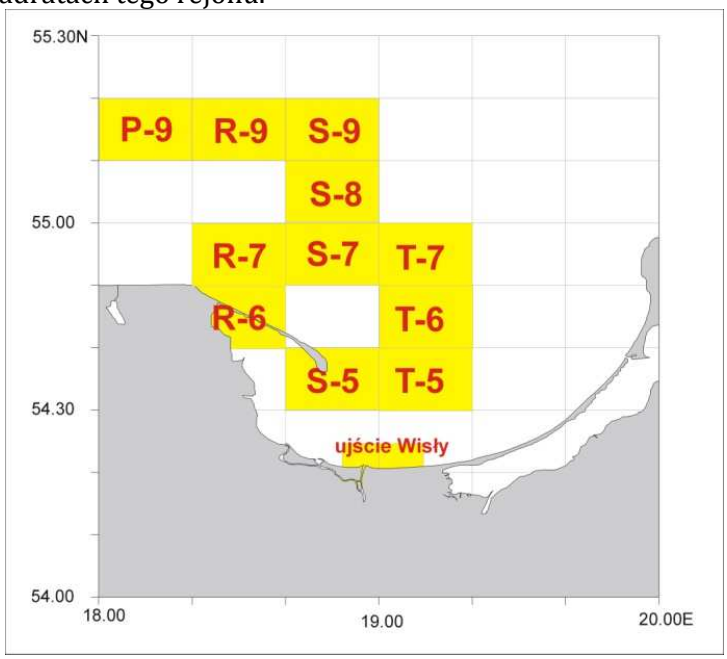
Rys. 4.3.44. Rozkład długości odławianych w POM troci w latach 2011-2016.

Pod względem wieku, w połowach występowały trocie o wieku 0+ do 5+, z modalną grupą wiekową 1+. Eksploatacja opierała się głównie na rybach młodych, żerujących w morzu jeden rok – modalna 1+, stanowiących od 55% do 90% udziału w połowach. Udział ryb niewymiarowych (poniżej 50 cm) w latach 2011-2016 stanowił około 0,3-15,3 % liczby złowionych ryb, z wzrastającym trendem (Rys. 4.3.43). Większy udział ryb poniżej 50 cm mógł wynikać z przypadkowych odłowów młodocianych osobników -smoltów (15 cm-35 cm), zwłaszcza w wiosennych, przybrzeżnych połowach pławnicowych śledzi. Trend udziału modalnych grup wiekowych był stabilny - przez wszystkie lata modalną była grupa 1+ (Tabela 4.3.9). Dominujący udział ryb w grupie wiekowej 1+ wskazuje na bardzo silną presję połowową na ten gatunek. Spośród grupy wiekowej 1+, w poszczególnych latach od 1%-12% ryb stanowiły osobniki poniżej wymiaru ochronnego (50 cm), wolniej rosnące.

Tabela 4.3.9. Udział (%) grup wiekowych troci w połowach w POM w latach 2011-2016.

Grupa wieku	2011	2012	2013	2014	2015	2016
0+	1	1	3,1	15,7	3,8	0
1+	85	90	75,9	73	55,6	60,6
2+	13	7	19,7	10,7	30,1	12,1
3+	1	1	1,3	0,6	10,5	15,2
4+	0	1	0	0	0,0	9,1
5+	0	0	0	0	0,0	3,0
	wiek modalny					

Coraz większym problemem w rybołówstwie ryb łososiowatych staje się interakcja z fokami, niszczącymi łososie i trocie znajdujące się już w narzędziach połowowych. Dane zgłaszane przez rybaków bezpośrednio do MIR-PIB w ramach prowadzonego przez MIR-PIB rejestru szkód, jak również dane pochodzące z raportów połowowych (CMR), zebrane przez MIR-PIB w latach 2011-2016, wskazują na postępujące i znaczące straty łososi i troci. W 2012 r. odnotowano zniszczenie 375 ryb łososiowatych, w 2015 r. odnotowano zniszczenie 7559 ryb łososiowatych, a w 2016 r. w oficjalnych raportach połowowych (CMR) odnotowano zniszczenie 721 łososi i 846 troci. Szczególne straty notowane są w podobszarze 26 (Rys. 4.3.45), gdzie w rejonie ujścia Wisły bytuje duża populacja fok, operująca w wielu kwadratach tego rejonu.



Rys. 4.3.45. Kwadraty rybackie w podobszarze 26 POM, gdzie głównie notowane są zniszczenia ryb łososiowatych przez foki.

Eksploatacja węgorza europejskiego

Zgodnie z rozporządzeniem Rady (WE) nr 1100/2007 z dnia 18 września 2007 r. ustanawiającym środki służące odbudowie zasobów węgorza europejskiego (Dz. Urz. UE L 248 z 22.09.2007, str. 17), państwa członkowskie UE, w których zdefiniowano miejsca naturalnego występowania węgorza zostały zobligowane do sporządzenia planów zarządzania prowadzących do

realizacji celów zapisanych w przedmiotowym rozporządzeniu. Plan Gospodarowania Zasobami Węgorza w Polsce (PGZWP) został oficjalnie zatwierdzony 6 stycznia 2010 r. przez odpowiednie organy UE. Zakłada on osiągnięcie wolnego spływu węgorza w ilości 40% takiej populacji, jaka spływałaby gdyby nie podlegała ingerencji człowieka. Zgodnie z przyjętym dokumentem zamierzony cel ma zostać osiągnięty przez wykonanie działań obejmujących przede wszystkim zwiększenie dotychczasowych zarybień, udrożnienie szlaków migracji ryb oraz redukcję na poziomie 25% śmiertelności połowowej węgorza, zarówno rybackiej, jak i wędkarskiej. Wdrażanie założeń planu zaowocowało zmianami w przepisach dotyczących prowadzenia gospodarki rybackiej na wodach morskich. 27 kwietnia 2010 r. wprowadzono okres ochronny (15 czerwca - 15 lipca) oraz nowy ujednolicony wymiar ochronny na obszarze polskich wód terytorialnych Morza Bałtyckiego (50 cm) - rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 27 kwietnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa morskiego (Dz. U. poz. 460). Nieco później (2011 r.) ukazało się rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 12 kwietnia 2011 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie szczegółowego sposobu i warunków prowadzenia połowów w celach sportowo-rekreacyjnych oraz wzorów sportowych zezwoleń połowowych (Dz. U. poz. 490), wprowadzające limit połowu 2 sztuk węgorza na dobę. Dodatkową formą ochrony osobników żerujących (żółtych) było wprowadzenie w 2013 r. do rybackich narzędzi połowowych obowiązku używania tkaniny sieciowej w matni, której bok oczka jest większy lub równy 20 mm oraz sit o otworach umożliwiających opuszczanie narzędzi pułapkowych węgorzom mniejszym od wymiaru ochronnego.

W 2016 r. zmieniono okres ochronny węgorza na wodach morskich – obecnie obowiązuje od dnia 1 grudnia do dnia 31 marca. Zmiany okresu ochronnego wprowadzono Zarządzeniem Nr 1 OIRM w Gdyni z dnia 20 czerwca 2016r., zarządzeniem Nr 2 OIRM w Szczecinie z dnia 22 listopada 2016r, oraz rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego.

Rybołówstwo ukierunkowane na połowy węgorza rozwinęło się głównie na trzech akwenach dzisiejszych POM: na Zalewie Szczecińskim wraz z obszarami przybrzeżnymi Zatoki Pomorskiej, w Zatoce Puckiej wraz ze strefą przybrzeżną Zatoki Gdańskiej od Helu do ujścia Wisły oraz na Zalewie Wiślanym. Węgorz jest poławiany głównie przy użyciu różnego rodzaju narzędzi pułapkowych. Ich konstrukcja jest zróżnicowana w zależności od obszaru. Zastosowanie mają żaki (Zalew Wiślany, Zatoka Pucka, Zalew Szczeciński), mieroża (Zatoka Pucka, Zalew Szczeciński) lub alhamy (jezioro Dąbie). Niewielki procent ryb łowionych jest także za pomocą haków dennych, głownie w miesiącach letnich w trakcie intensywnego żerowania (Zatoka Pucka), oraz w miejscach, gdzie ustawienie narzędzi pułapkowych byłoby problematyczne ze względu na duże falowanie (Wybrzeże Środkowe). Z uwagi na niski poziom rekrutacji naturalnej narybku węgorza do wód polskich, wielkość połowów form dorosłych węgorza jest zależna od sztucznych zarybień.

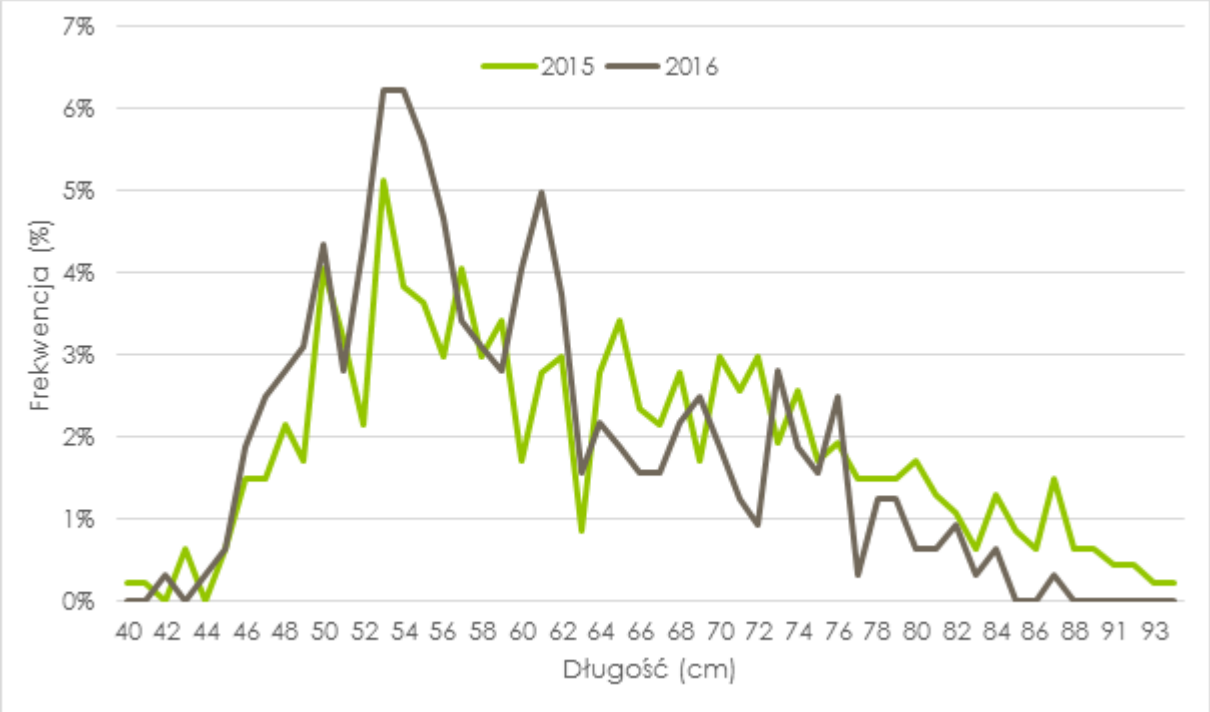
W ramach realizacji Planu Gospodarowania Zasobami Węgorza w Polsce w latach 2011 – 2016 dokonano zarybień strefy POM narybkiem węgorza europejskiego. W tych latach łącznie wypuszczono 5 440 072 sztuk narybku podchowanego ważącego średnio jednostkowo od 2 g do 10 g (Tabela 4.3.10).

Tabela 4.3.10. Miejsce i wielkość zarybień narybkiem węgorza europejskiego (szt.) w latach 2011 – 2016.

Rok	Zalew Szczeciński	Zalew Wiślany	Zatoka Pucka	Suma
2011	545 000	343 000	247 000	1 135 000
2012				0
2013	842 180	961 822	208 890	2 012 892
2014	842 180			842 180
2015		1 250 000	200 000	1 450 000
2016				0
Suma	2 229 360	2 554 822	655 890	5 440 072

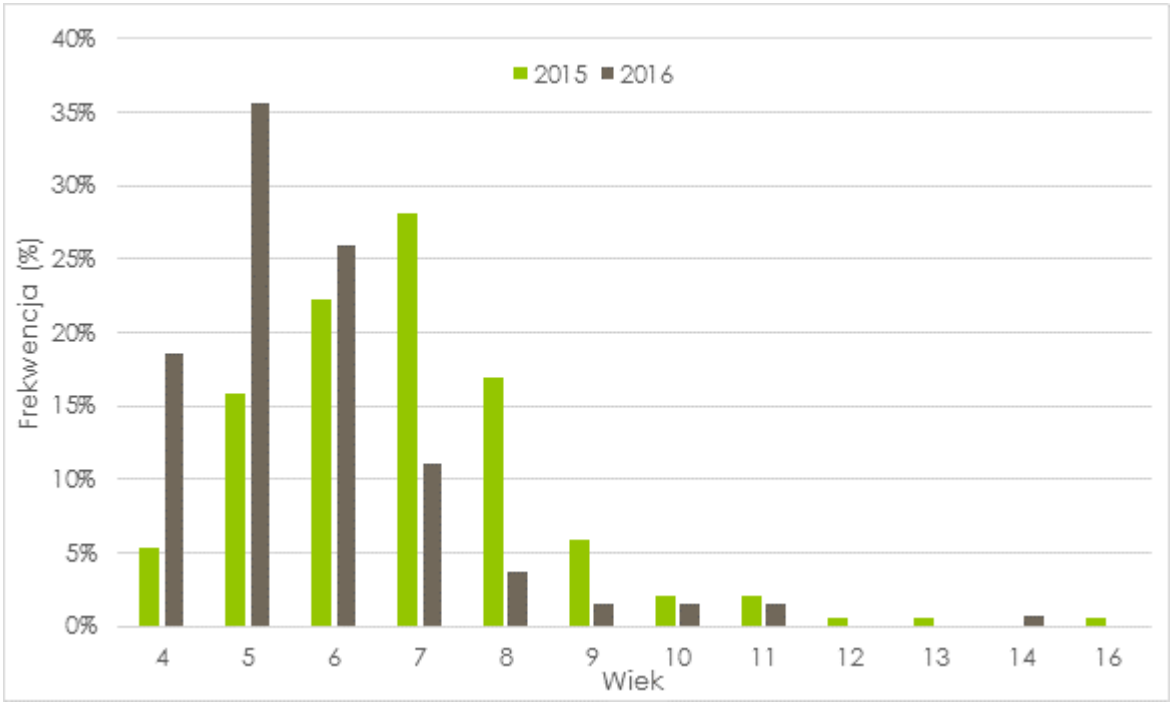
Zarybienia mają największy wpływ na wyniki odłowów rybackich, które wzrosły ze średnio 37,7 ton w latach 2011 – 2014 do średnio 50 ton w latach 2015 – 2016 (Tabela 4.3.1).

Wymiar 50 cm ryby bytujące w strefie POM osiągają już w 4. roku życia od zarybienia. W latach 2015 – 2016 zmierzono 791 węgorzy. Rozkład długości w latach 2015 i 2016 był zbliżony ze szczytem długości zawierającym się między 50 a 60 cm.

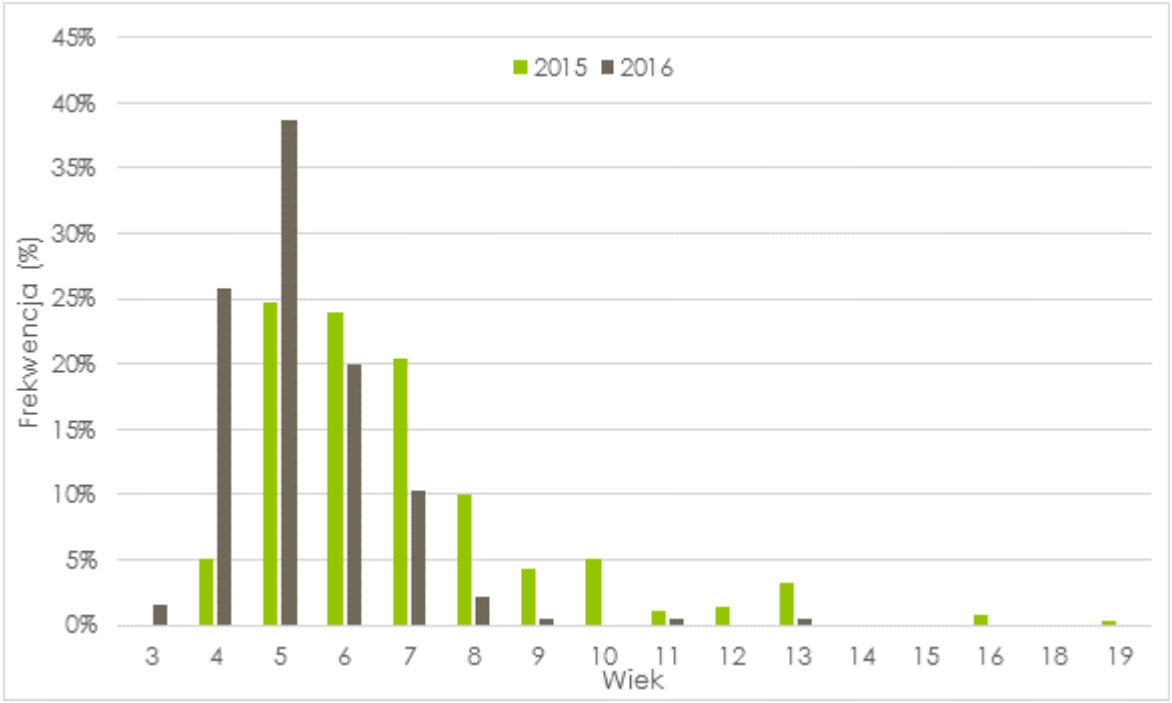


Rys. 4.3.46. Frekwencja długości węgorzy złowionych w roku 2015 i 2016 w Zalewie Szczecińskim i Wiślanym.

W najbliższych latach można spodziewać się dalszego wzrostu udziału węgorzy żółtych mierzących ponad 50 cm pochodzących z zarybień wykonanych w 2011 r. i 2013 r. Dane wiekowe z lat 2015 i 2016 wskazują że wymiar ochronny węgorze uzyskują już w 4 i 5 roku życia. Istotny udział tych klas wiekowych przedstawia Rys. 4.3.47 oraz Rys. 4.3.48. W 2016 r. udział ryb w 4 i 5 grupie wiekowej sięgał już ponad 50 % na Zalewie Szczecińskim oraz ponad 60 % na Zalewie Wiślanym.



Rys. 4.3.47. Frekwencja wieku węgorzy złowionych w roku 2015 i 2016 w Zalewie Szczecińskim.



Rys. 4.3.48. Frekwencja wieku węgorzy złowionych w roku 2015 i 2016 w Zalewie Wiślanym.

Eksploatacja rybacka na Zalewie Szczecińskim

Charakterystyka Zalewu Szczecińskiego

Zalew Szczeciński stanowi fragment estuarium Odry i połączony jest Bałtykiem trzema cieśninami, tj. Pianą, Świną i Dziwną. Spływ wód rzecznych do Bałtyku w 78% dokonuje się Świną, w 14% Dziwną i w 8% Pianą. Cieśniny te tworzą tzw. deltę zwrotną, przez którą odbywa się mieszanie wód rzecznych z morskimi.

Zalew Szczeciński dzieli się na Zalew Wielki o powierzchni 410 km^2, stanowiący polskie terytorium i Zalew Mały o powierzchni 277 km^2, leżący po stronie niemieckiej. Przez Zalew Wielki przeprowadzono tor wodny ze Świnoujścia do Szczecina o przeciętnej głębokości 10 m.

Naturalna, maksymalna głębokość Zalewu Wielkiego wynosi 8,5 m, zaś średnia głębokość - 3,8 m. Rozległość Zalewu Szczecińskiego oraz ukształtowanie jego brzegów sprawia, że wiatry wiejące na tym akwenie skutkują falowaniem o wysokiej dynamice. Falowanie to, jak również charakterystyczna dla tego akwenu „cofka" wód morskich oraz konieczność regularnego pogłębiania toru wodnego skutkują, stosunkowo dużą, miksją wód Zalewu oraz wynoszeniem do wód morskich wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń. Według RDW status wód Zalewu został określony jako „umiarkowany". Nadmierny rozwój fitoplanktonu (głównie sinic i okrzemek) oraz zawiesiny materii organicznej jest skutecznie niwelowany przez działalność biofiltrów tj. racicznicy *Dreissena polymorpha.* Liczna reprezentacja makrozoobentosu, w którym dominują larwy owadów i mięczaków powoduje, że Zalew Szczeciński uchodzi za jeden z najbogatszych rybacko akwenów, w którym spotkać można około 50 gatunków ryb. Porównując największe polskie akweny estuariowe i lagunowe, tj. Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany, Zatokę Pucką i Jezioro Gardno, to Zalew Szczeciński wyróżnia się najwyższymi wydajnościami przemysłowych połowów ryb.

Nakład połowowy w latach 2011-2016.

Według danych OIRM Szczecin w roku 2004 na Zalewie Szczecińskim i wodach przyległych (Jezioro Dąbie, Zalew Kamieński) rybołówstwo uprawiało 158 łodzi rybackich, wystawiając 2422 żaki i 5385 wontonów. W 2009 r. zarejestrowanych łodzi rybackich było 105, które wystawiały 3575 wontonów i 1841 żaki. W 2010 r. było 98 łodzi posiadających specjalne zezwolenia rybackie na eksploatację 3390 wontonów i 1824 żaki. Zarządzenie nr 2 OIRM w Szczecinie z dnia 17 listopada 2016 r. w sprawie wymiarów, okresów ochronnych organizmów morskich, obszarów wyłączonych z wykonywania rybołówstwa oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego na morskich wodach wewnętrznych oraz na Jeziorze Dąbie, wskazywało w § 9 ust. 1 , że w oparciu o bazę historyczną począwszy od roku 2010 na wodach Zalewu Szczecińskiego i wodach przyległych dopuszcza się n/w ilość sprzętu połowowego:

1) żaki- 1824 szt.;
2) alhamy – 184 szt.;
3) mieroża- 873 szt.;
4) wontony – 3332 szt.;
5) drygawice – 79 szt.;
6) przywłoki – 7 szt.;
7) niewody ciągnione – 5 szt.;
8) sznury haczykowe 59.399 szt. haków.

W 2016 r. liczba jednostek rybackich posiadających „Specjalne zezwolenia połowowe" wynosiła 110 łodzi.

Chcąc określić tendencje w nakładzie połowowym przedstawiamy poniżej zestawienie liczby łodzi, wontonów i żaków w 2004 r. (rok wejścia Polski do UE), w 2010 r. – koniec procesu złomowania jednostek rybackich oraz w roku 2016.

Tabela 4.3.11. Dane OIRM Szczecin.

Rok	liczba łodzi	%	liczba wontonów	%	liczba żaków	%
2004	158	100,0	5385	100,0	2422	100,0
2010	98	62,0	3332	62,0	1824	75,3
2016	110	69,7	3332	62,0	1824	75,3

Jak wynika z zestawienia, liczba wontonów w okresie 2004 -2010 zredukowana została proporcjonalnie do liczby wycofanych z eksploatacji jednostek rybackich, a w 2016 r. pomimo zwiększonej ilości łodzi – pozostała na poziomie roku 2010. Redukcja liczby żaków nie była wprost proporcjonalna do poziomu redukcji jednostek rybackich, ale i liczba żaków nie została zwiększona pomimo wzrostu liczby łodzi. Ilości pozostałych narzędzi połowowych podlegały redukcji proporcjonalnie do liczby łodzi w latach 2004 – 2010/2016.

Przepisy rybackie

Akty prawne określające zasady uprawiania rybołówstwa na wodach Zalewu Szczecińskiego do 2015 r., to:

I. Ustawa z dnia 19 lutego 2004 r. o rybołówstwie morskim (Dz. U. 2015 poz 222) określająca między innymi organy administracji rybołówstwa morskiego i ich kompetencje. W myśl art. 50 tej ustawy – organami administracji rybołówstwa morskiego są:

1) minister właściwy do spraw rybołówstwa,

2) okręgowi inspektorzy rybołówstwa morskiego – jako organy administracji niezespolonej. Zgodnie z art. 56 tej ustawy nadzór nad przestrzeganiem przepisów o rybołówstwie sprawują okręgowi inspektorzy rybołówstwa morskiego za pośrednictwem inspektorów rybołówstwa morskiego, zwanymi dalej „inspektorami". Inspektorzy przy wykonywaniu swoich czynności współdziałają z organami Inspekcji Jakości Handlowej Artykułów Rolno-Spożywczych, Inspekcji Celnej, Inspekcji Weterynaryjnej, Policji, Państwowej Straży Rybackiej, Straży Granicznej oraz terenowymi organami administracji morskiej. W rozdziale 2 "Wykonywanie rybołówstwa" w ustawie tej zostały określone także warunki jakie muszą być spełnione przez armatora chcącego prowadzić połowy na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej, tj.:

- każdy statek uprawniony do rybołówstwa musi posiadać polską przynależność,
- każdy statek rybacki musi być wpisany do „rejestru statków rybackich" po czym uzyskuje indywidualny numer identyfikacyjny oraz oznakę rybacką,
- każdy statek rybacki musi posiadać "licencję połowową" oraz „specjalne zezwolenie połowowe" które to dokumenty na połowy w polskiej EEZ wydaje minister ds. rolnictwa a „specjalne zezwolenia połowowe" na połowy w polskich, morskich wodach wewnętrznych wydają właściwi terytorialnie okręgowi inspektorzy rybołówstwa morskiego.

II. Zarządzenia okręgowych inspektoratów rybołówstwa morskiego. Zgodnie z art. 32 ustawy z dnia 19 lutego 2004 r. o rybołówstwie morskim właściwy okręgowy inspektor rybołówstwa morskiego , po zasięgnięciu opinii jednostki badawczo - rozwojowej lub szkoły wyższej wskazanej przez ministra właściwego do spraw rybołówstwa, organizacji społeczno-zawodowych rybaków oraz właściwego miejscowo wojewody, określa w drodze zarządzenia:

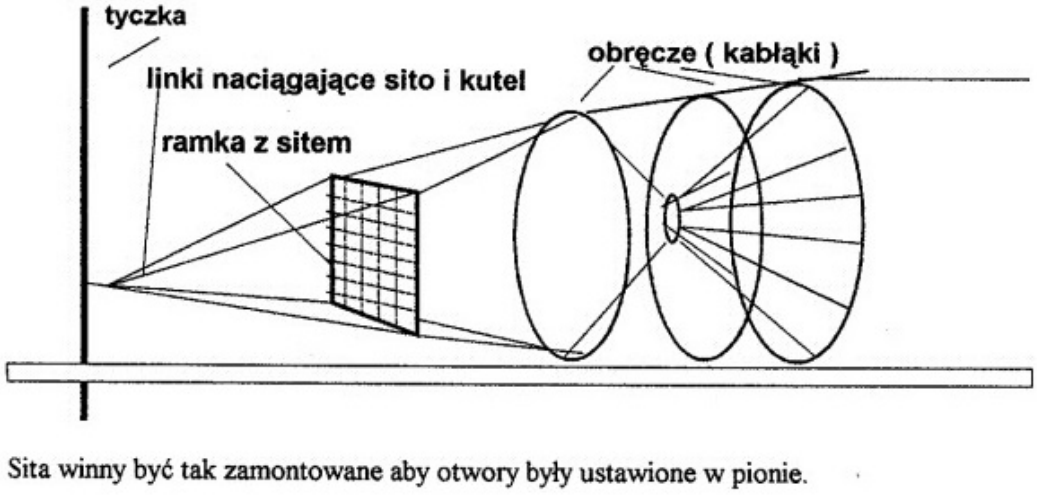
1) stałe obwody ochronne lub obwody ochronne na czas określony oraz szczegółowe warunki prowadzenia w nich połowów;
2) wymiary i okresy ochronne organizmów morskich na morskich wodach wewnętrznych;
3) szczegółowy sposób wykonywania rybołówstwa na morskich wodach wewnętrznych, w tym:
   a) rodzaj i ilość narzędzi połowowych oraz ich konstrukcję;
   b) porządek przy połowach oraz oznakowanie narzędzi połowowych;

c) sposób zajmowania miejsc przez rybaków;

4) mając na względzie ochronę i racjonalne wykorzystanie żywych zasobów morza.

W kontekście ustawy z dnia 19 lutego 2004 r o rybołówstwie morskim Okręgowy Inspektorat Rybołówstwa Morskiego w Szczecinie wydał następujące zarządzenia:

1) zarządzenie Nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Szczecinie z dnia 25 maja 2011 r. w sprawie określenia wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich (Dz. Urz. Woj. Zachodniopomorskiego poz. 1210) majace zastosowania do rybołówstwa wykonywanego na polskich morskich wodach wewnętrznych na zachód od południka 15°23'14"E, ustanawiające wymiary ochronne dla 24 gatunków ryb występujących w połowach prowadzonych w wodach Zalewu Szczecińskiego – m. in.: dla leszcza to 40 cm długości, okonia -17cm, płoci – 17 cm, siei – 40 cm, szczupaka – 45 cm , węgorza – 50 cm oraz ustanawia okresy ochronne dla następujących gatunków ryb: szczupaka – od 1 marca do 5 maja, sandacza – w ciągu 4 do 6 tygodni w okresie między 5 kwietnia a 25 maja, siei- od 20 października do 15 grudnia, łososia i troci – od 25 września do 15 listopada, suma – od 1 maja do 15 czerwca, jesiotra ostronosego – od 1 stycznia do 31 grudnia, węgorza – od 15 czerwca do 15 lipca, miętusa – od 1 grudnia do ostatniego dnia lutego;
2) zarządzenie nr 10 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Szczecinie z dnia 15 kwietnia 2008 r. w sprawie szczegółowego sposobu wykonywania rybołówstwa morskiego na morskich wodach wewnętrznych (Dz. Urz. Woj. Zachodniopomorskiego poz. 941), dopuszczające do używania następujące ilości narzędzi połowowych: żaki- 1883 szt., alhamy 184 szt., mieroże węgorzowe 940 szt., wontony 3591 szt., drygawice 105 szt., przywłoki 7 szt., niewody ciągnione 5 szt., sznury haczykowe 67 tys. szt. haków oraz określające obszary wód do połowów przez niewody ciągnione;
3) zarządzenie Nr 3 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Szczecinie z dnia 20 października 2004 r. w sprawie obwodów ochronnych oraz szczegółowych warunków prowadzenia w nich połowów (Dz. Urz. Woj. Zachodniopomorskiego poz. 1436 , z późn. zm.), w którym określone zostały stałe obwody ochronne (8 obszarów) oraz obwody ochronne na czas określony (od 1 marca do 5 maja – 27 obszarów wodnych, od 10 kwietnia do 31 maja- 10 obszarów wodnych, od 5 maja do 5 czerwca – 23 obszary wodne, od 1 października- do 30 listopada – 2 obszary wodne , od 10 listopada do 15 grudnia – 6 obszarów wodnych, od 1 grudnia- do 28 IIlutego – 4 obszary wodne);
4) zarządzenie Nr 4 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Szczecinie z dnia 20 października 2004 r. w sprawie szczegółowego sposobu wykonywania rybołówstwa morskiego na morskich wodach wewnętrznych (Dz. Urz. Woj. Zachodniopomorskiego, poz. 1437, z późn. zm.) regulujące miedzy innymi:
    1) ilość narzędzi połowów wystawianych z 1 statku rybackiego(łodzi);
    2) dopuszczalną długość wontonów -50 m , drygawic -100 m;
    3) dopuszczalną długość zestawów (np. żaków do 900 m, wontonów i drygawic do 500 m);
    4) wielkość boku oczek sieci w poszczególnych typach narzędzi połowowych - w tym obowiązek stosowania w żakach węgorzowych sit selektywnych (rys. 4.3.49);
    5) wielkość boku oczek w sieciach różnych typów narzędzi połowowych jest zróżnicowana, przykładowo wontony okoniowo-płociowe – dopuszczalny wymiar boku oczka to 30 mm, wontony pozostałe- 50 mm,żaki węgorzowe, alhamy i mieroże węgorzowe -14 mm;
    6) okresy zakazu połowów niektórymi typami narzędzi połowowych (np. od 15 listopada do 28 lutego jest zakaz połowów żakami).



Rys. 4.3.49. Sposób mocowania sit selektywnych w żakach.

Połowy w polskich wodach terytorialnych jak i pozostałym obszarze polskiej EEZ reguluje także rozporządzenie (WE) nr 2178/2005.

W dniu 17 lutego 2015 r. opublikowano ustawę z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim, która określa zasady wykonywania rybołówstwa morskiego oraz zadania i właściwości organów administracyjnych, a w szczególności reguluje zasady wykonywania rybołówstwa komercyjnego, rybołówstwa niekomercyjnego oraz rybołówstwa rekreacyjnego. Aktem wykonawczym do tej ustawy jest rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego. W oparciu o art. 11 ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim Okręgowy Inspektor Rybołówstaw Morskiego w Szczecinie wydał zarządzenie nr 1 z dnia 28 stycznia 2016 r. w sprawie szczegółowego sposobu podziału kwot połowowych śledzia na Zalewie Szczecińskim, Zalewie Kamieńskim i Jeziorze Dąbie (Dz. Urz. Woj. Zachodniopomorskiego poz. 546) oraz zarządzenie nr 2 z dnia 17 listopada 2016 r. w sprawie wymiarów, okresów ochronnych organizmów morskich, obszarów wyłączonych z wykonywania rybołówstwa oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego na morskich wodach wewnętrznych oraz na Jeziorze Dąbie. Przywołane tu przepisy wprowadzono w miejsce aktów prawnych obowiązujących do 2015 r. Zgodnie ze wskazaznym zarządzeniem nr 2 Okręgowy Inspektor Rybołówstaw Morskiego w Szczecinie wymiary ochronne dla następujących gatunków ryb wynoszą :

1) leszcz- 40 cm;
2) okoń – 17 cm;
3) płoć - 17 cm;
4) sandacz - 45 cm;
5) węgorz - 50 cm;
6) sieja - 40 cm.

Połowy i zasoby ryb Zalewu Szczecińskiego

Tabela 4.3.12. Połowy wybranych gatunków ryb na Zalewie Szczecińskim.

Rok	Połowy ogółem (w tonach)	w tym:					
		Węgorz	Sandacz	Okoń	Płoć*	Leszcz	Sieja
2011	1 598.0	26.5	26.8	445.7	521.9	529.0	14.0

2012	1 717.4	18.3	151.8	569.5	498.8	422.7	15.0
2013	2 189.6	25.0	187.2	567.2	860.7	470.9	31.6
2014	2 204.0	19.0	134.8	800.9	679.2	370.6	9.6
2015	2 125.2	15.0	124.7	597.2	662.4	623.0	19.3
2016	2 122.3	21.6	67.1	691.8	568.7	625.7	24.7

* W tym także : krąp, rozpiór , boleń (*źródło: dane statystyczne OIRM Szczecin*).

Największe znaczenie dla przychodów rybaków poławiających w polskiej części Zalewu Szczecińskiego mają połowy ryb okoniowatych (sandacz i okoń). Przykładowo, w roku 2014 połowy tych ryb stanowiły aż 72% wartości połowów ogółem przy udziale w połowach w wysokości 42,5%. Odpowiednio, połowy ryb karpiowatych (płoć, leszcz, rozpiór, boleń) to około 20% wartości (47,7% udziału w połowach) a połowy węgorza - około 7% (0,9% udziału w połowach). (*Wyliczenia własne na podstawie cen Spółki z o. o „Rybak" Stepnica i statystyki połowowej OIRM Szczecin za rok 2014*).

Struktura połowów gatunków ryb o podstawowym znaczeniu gospodarczym w latach 2011-2016 prowadzonych przy użyciu żaków i wontonów

Począwszy od 2011 r. Stacja Badawcza MIR-PIB w Świnoujściu uczestniczy w realizacji Wieloletniego Program Zbierania Danych Rybackich, obejmującego swym zasięgiem obszar wód Zalewu Szczecińskiego. W ten sposób zebrano dane w zakresie pomiarów osobniczych gatunków komercyjnych (okoń, sandacz, płoć, leszcz) pochodzących z połowów prowadzonych żakami (o prześwicie oczka w zakończeniu kutla ø32 mm; wontonów okoniowo-płociowych (o prześwicie oczka ø60 mm) oraz przy pomocy wontonów sandaczowych (o prześwicie oczka ø110-120 mm).

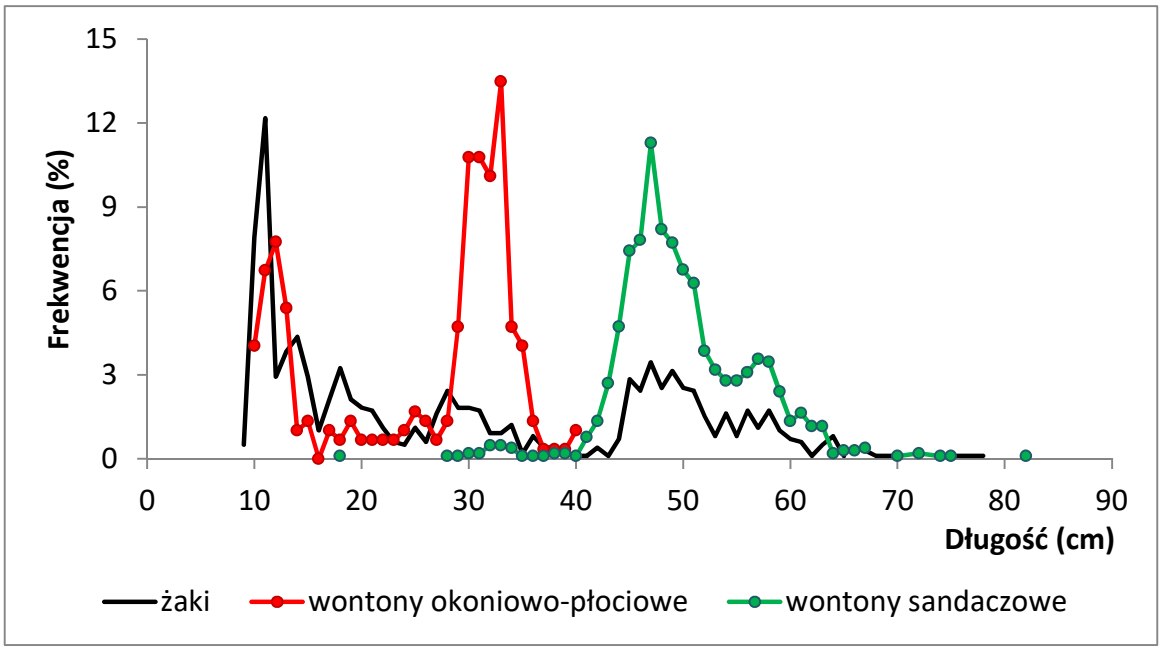
Chcąc dokonać oceny trendów w biomasie poszczególnych gatunków posiłkowano się wynikami z badań historycznych, gdyż okres 2011-2016 jest zbyt krótki, aby na podstawie samych wyników połowowych z tego okresu wnioskować o zmienności populacji poszczególnych gatunków.

Sandacz

W latach 2011-2016 przebadano 2320 sandaczy złowionych przy użyciu żaków, wontonów okoniowo-płociowych oraz wontonów sandaczowych (o prześwicie oczka ø110-120 mm). Charakterystykę sandaczy zebranych w trakcie badań zestawiono w Tabela 4.3.13. Sumaryczne rozkłady długości sandaczy poławianych przy użyciu wykorzystywanego sprzętu rybackiego przedstawiono na Rys. 4.3.50.

Tabela 4.3.13. Charakterystyka sandaczy zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016.

Typ sprzętu połowowego	Liczba zbadanych ryb	Zakres długości (cm)	Dominujące klasy długości (cm)	Średnia długość	Dominujące grupy wieku
Żaki	986	9 ÷ 78	10 ÷ 14 (31.2%)	29.7	0+
Wontony okoniowo-płociowe	297	10 ÷ 40	29 ÷ 35 (58.6%)	25.7	1+
Wontony sandaczowe	1 037	18 ÷ 82	44 ÷ 51 (60.2%)	50.0	3+
Razem	2 320				



Rys. 4.3.50. Sumaryczne rozkłady długości sandaczy zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016.

Sumaryczne rozkłady długościowe sandaczy były zróżnicowane w zależności od narzędzia połowowego (Tabela 4.3.13; Rys. 4.3.50) wskazywały na dość stabilną kondycję stada sandaczy. W żakach najliczniejszą reprezentację stanowiły młodociane sandacze, które były odrzucane przez rybaków w trakcie połowów. Jednocześnie, aż 33,4% złowionych tym sprzętem sandaczy osiągnęło wymiar (45cm) pozwalający na ich połów. W wontonach okoniowo-płociowych dominowały sandacze niewymiarowe (29-35 cm). Niemniej ich łączna frekwencja, w odniesieniu do wszystkich zbadanych osobników tego gatunku wynosiła 12,8%. W wontonach sandaczowych udział ryb wymiarowych (powyżej 45 cm) wynosił 87,6%.

Oszacowanie biomasy sandaczy Zalewu Szczecińskiego były wykonywane już dość dawno temu. Wengrzyn (1980) oszacował ją przy zastosowaniu równania Bevertona i Holta oraz modelu Gullanda za lata 1973-1980. W 1992 r. oszacowali ją Adamski i in. (Tabela 4.3.14). Dane te wskazują, że biomasa sandacza, mimo różnych zarządzeń, mających na celu jej ochronę, systematycznie malała.

Wychodząc z wielkości połowów sandacza w latach 2011-2016 (tabela 4.3.14) można oszacować biomasę tego gatunku średnioroczną na poziomie maksymalnie około 300 ton. Jednocześnie zauważono bardzo dużą zmienność w połowach rocznych tego gatunku – np. rok 2011- 33,0 ton, rok 2013 -188,3 ton.

Tabela 4.3.14. Wielkość biomasy sandacza według badań.

Rok	Biomasa (tony)
Wengrzyn, 1980	
1973	1 194.7
1974	1 101.5
1975	977.4
1976	808.7
1977	658.6
1978	566.5

Rok	Biomasa (tony)
1979	611.2
1980	489.9
Adamski i in. (1992)	
1988	535.3
1989	551.3
1990	500.5
1991	473.8

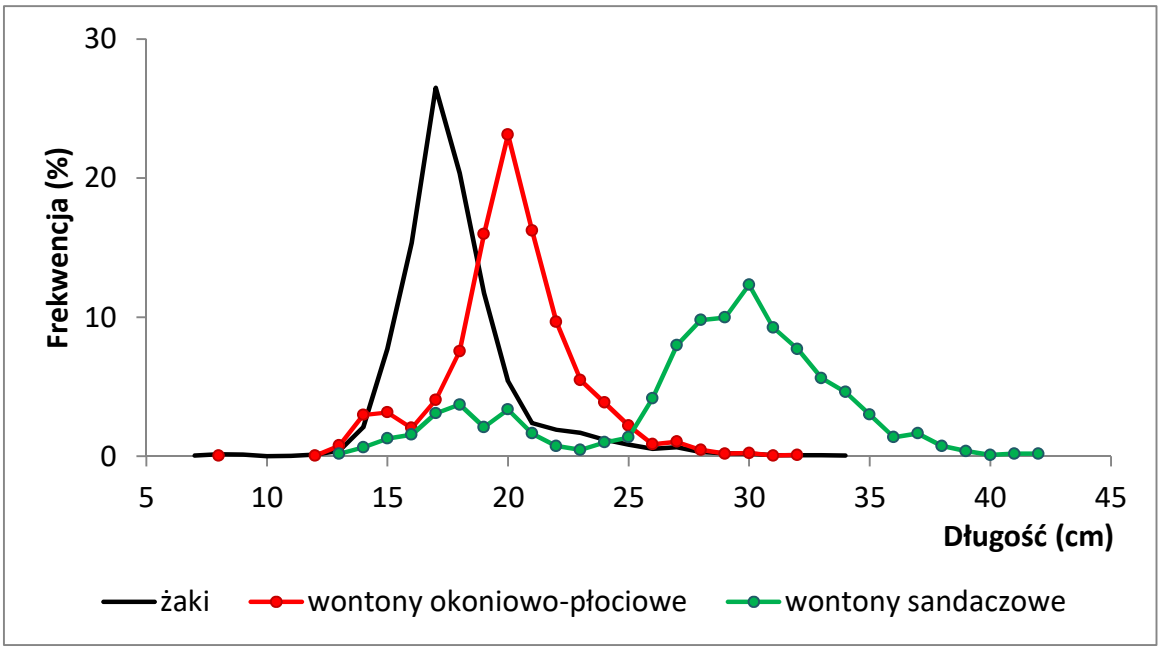
Przy tak dużej fluktuacji połowów sandacza trudno jednoznacznie oszacować jego biomasę, gdyż stado to jest bardzo niestabilne. Analizując trendy połowowe dla sandacza z Zalewu Szczecińskiego, należy oczekiwać, że ich wielkość w następnych latach będzie oscylowała pomiędzy 60 ton a 100 ton rocznie, a czynnikiem determinującym będzie uzupełnienie stada o roczniki młodsze.

Okoń

W latach 2011-2016 przebadano 8544 okoni złowionych przy użyciu żaków, wontonów okoniowo-płociowych oraz wontonów sandaczowych. Charakterystykę okoni zebranych w trakcie badań zestawiono w Tabela 4.3.15. Rozkłady długości okoni poławianych przy użyciu wykorzystywanego sprzętu rybackiego przedstawiono na Rys. 4.3.51.

Tabela 4.3.15. Charakterystyka okoni zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016.

Typ sprzętu połowowego	Liczba zbadanych ryb	Zakres długości (cm)	Dominujące klasy długości (cm)	Średnia długość	Dominujące grupy wieku
Żaki	5 217	7 ÷ 38	15 ÷ 20 (87.0%)	17.9	1-2+
Wontony okoniowo-płociowe	2 224	12 ÷ 32	18 ÷ 23 (78.0%)	20.1	1+
Wontony sandaczowe	1 103	13 ÷ 42	27 ÷ 33 (62.6%)	28.1	2+
Razem	8 544				



Rys. 4.3.51. Sumaryczne rozkłady długości okoni zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016.

Rozkłady długościowe okoni obserwowane w połowach prowadzonych przy użyciu trzech rodzajów sprzętu połowowego, liczebność w połowach wskazują na ich dużą stabilność.

Badania okonia pod kątem oszacowania jego biomasy były wykonane ostatnio na początku lat 90. XX wieku. Wyniki tych badań przedstawiono w Tabela 4.3.16.

Tabela 4.3.16. Liczebność (w tys. szt.) i biomasa okoni z Zalewu Szczecińskiego oszacowana przez Sawczuka (1991) i Adamskiego i in. (1992).

Rok	*Sawczuk (1991)*		*Adamski i in., (1992)*
	liczebność (tys. szt.)	biomasa (tony)	biomasa (tony)
1982	16 925.3	1 999.4	-
1983	16 089.5	1 874.1	-
1984	13 684.4	1 614.7	-
1985	14 600.4	1 474.9	-
1986	18 452.6	1 716.8	-
1987	21 509.4	1 907.5	-
1988	20 271.8	1 939.7	1 939.7
1989	17 183.0	1 706.1	1 706.1
1990	9 578.9	1 310.5	1 914.9
1991	-	-	1 896.9

Pomimo bardzo intensywnej eksploatacji tego gatunku zarówno przez rybaków komercyjnych, wędkarzy, a także kłusowników – stan stada okonia Zalewu Szczecińskiego nie budzi niepokoju, a jego biomasę w latach 2011-2016 szacować można na około 1.800 ton, zaś połowy tego gatunku w następnych latach utrzymają się na poziomie 550-600 ton.

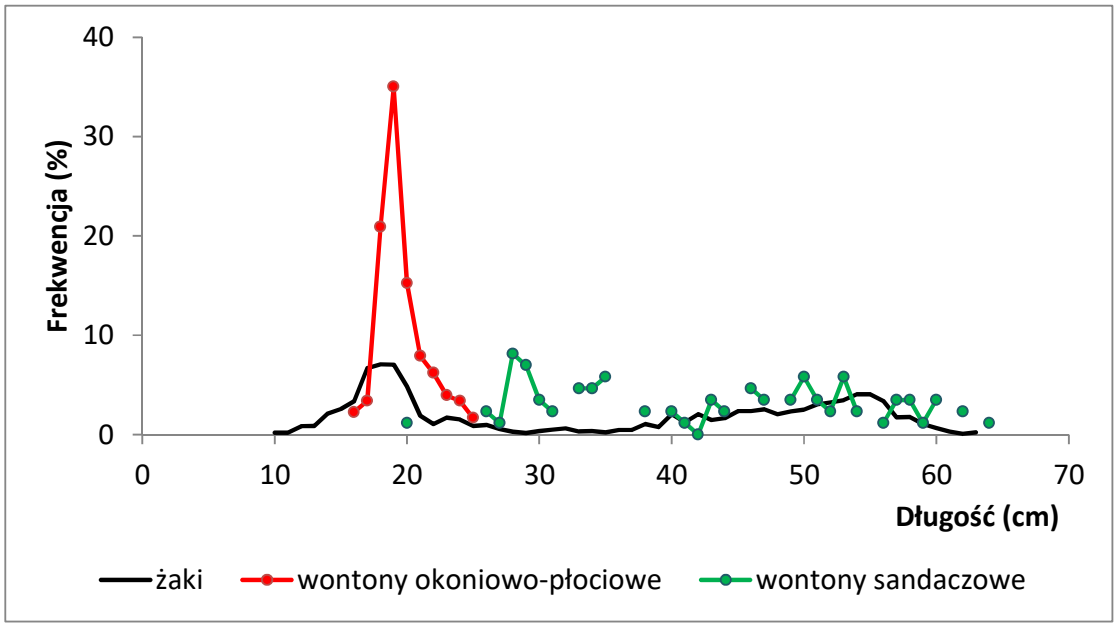
Leszcz

W latach 2011-2016 przebadano 3334 leszczy złowionych przy użyciu żaków, wontonów okoniowo-płociowych oraz wontonów sandaczowych. Charakterystykę leszczy zebranych w trakcie badań zestawiono w Tabela 4.3.17, zaś rozkłady długości przy użyciu wykorzystanego sprzętu rybackiego przedstawiono na Rys. 4.3.52.

Tabela 4.3.17. Charakterystyka leszczy zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016.

Typ sprzętu połowowego	Liczba zbadanych ryb	Zakres długości (cm)	Dominujące klasy długości (cm)	Średnia długość	Dominujące grupy wieku
Żaki	3 071	10 ÷ 63	16 ÷ 20; 51 ÷ 56 (50.3%)	35.3	10+
Wontony okoniowo-płociowe	177	16 ÷ 25	18 ÷ 20 (71.2%)	19.6	2+
Wontony sandaczowe	86	20 ÷ 64	28 ÷ 31; 33 ÷ 35 (36.0%)	42.5	10+
Razem	3 334				

Największą liczbę zbadanych ryb odnotowano w połowach prowadzonych przy użyciu żaków, które są głównym narzędziem połowowym stosowanym do połowów leszczy. Mimo, że żaki są narzędziem mało selektywnym, to aż 49,9% złowionych leszczy miały ponad 40 cm długości, a wśród złowionych ryb dominowały osobniki starsze (wiek 10+). Liczebność leszczy obserwowanych w połowach prowadzonych wontonami okoniowo-płociowymi i sandaczowymi była znikoma, (odpowiednio 177 i 86 osobników). Leszcze poławiane wontonami okoniowo-płociowymi nie kwalifikowały się do wyładunku, gdyż ich rozmiar nie przekraczał wymiaru ochronnego. Wśród leszczy obserwowanych w połowach prowadzonych wontonami sandaczowymi 57,0% osobników miało ponad 40 cm długości.



Rys. 4.3.52. Sumaryczne rozkłady długości leszczy zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016.

Badania leszczy pod kątem oceny stanu zasobów były prowadzone w latach 1971-1979 (Kaczewiak, 1995), a więc stosunkowo dawno. Przy zastosowaniu modelu wykładniczego Gullanda-Foxa określono wtedy maksymalny, dopuszczalny odłów na poziomie 1 070 ton, a racjonalny dla stada – na około 800 t (Tabela 4.3.18).

Od roku 2005 obserwujemy połowy poniżej 800 ton rocznie co może świadczyć o spadku populacji tego gatunku w wodach Zalewu Szczecińskiego. Potwierdzone są natomiast wędrówki dorosłego leszcza z Zalewu Szczecińskiego na Zatokę Pomorska – szczególnie w okresach nielicznych populacji larw *Chironomidae* w bentosie Zalewu Szczecińskiego. Obecnie biomasę leszcza stada „przemysłowego" szacuje się na poziomie 2 000 t z dopuszczalnym odłowem 500-600 t rocznie w następnych latach. Niemniej, należy przyjąć, że połowy leszcza w wodach Zalewu Szczecińskiego w latach następnych, powinny się kształtować na poziomie 500-600 t rocznie.

Tabela 4.3.18. Liczebność i oszacowana wielkość biomasy płoci na Zalewie Szczecińskim w latach 1974-1979 (Kaczewiak, 1995).

Rok	Połowy (w tonach)	Stado*	
		Liczebność	Biomasa (w tonach)
1971	806.3	2 891 300	2 481.4
1972	992.2	1 870 200	1 752.5
1973	822.5	2 517 800	2 245.8
1974	775.2	2 725 800	2 385.1
1975	677.6	2 728 400	2 409.2
1976	623.2	1 780 500	1 647.0
1977	554.1	1 700 400	1 573.0
1978	522.1	1 723 700	1 542.7
1979	534.5	1 824 200	1 827.8

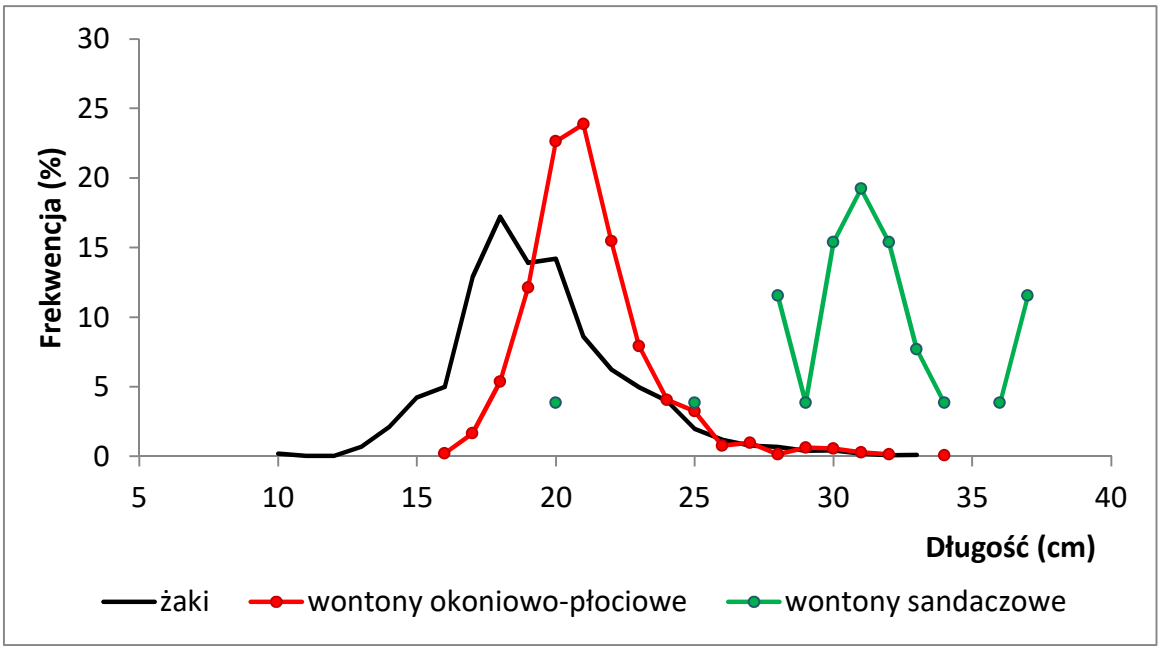
*Dane dotyczą ryb sześcioletnich i starszych.

Płoć

W latach 2011-2016 przebadano 4811 płoci złowionych przy użyciu żaków, wontonów okoniowo-płociowych oraz wontonów sandaczowych. Charakterystykę ryb tego gatunku przedstawiono w Tabela 4.3.19, zaś rozkłady długości przy użyciu wykorzytanego sprzętu rybackiego przedstawiono na Rys. 4.3.53.

Tabela 4.3.19. Charakterystyka płoci zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016.

Typ sprzętu połowowego	Liczba zbadanych ryb	Zakres długości (cm)	Dominujące klasy długości (cm)	Średnia długość	Dominujące grupy wieku
Żaki	3 331	10 ÷ 35	17 ÷ 20 (66.8%)	19.4	2-4
Wontony okoniowo-płociowe	1 454	16 ÷ 34	19 ÷ 22 (74.1%)	21.1	2-4+
Wontony sandaczowe	26	20 ÷ 37	30 ÷ 32 (50.0%)	31.1	3+
Razem	4 811				



Rys. 4.3.53. Sumaryczne rozkłady długości płoci zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016.

W latach 2011-2016 połowy płoci na Zalewie Szczecińskim prowadzono głównie przy użyciu żaków i wontonów okoniowo-płociowych. Rozkłady długościowe płoci poławianych tymi narzędziami miały dość zbliżony przebieg (Rys. 4.3.53), przy czym w żakach obserwowano osobniki nieco mniejsze (średnia długość 19.4 cm) niż w wontonach okoniowo-płociowych (średnia długość 21,1 cm).

Podobnie, jak w przypadku sandaczy, okoni i leszczy, również ocena biomasy płoci była wykonana dość dawno temu (Tabela 4.3.20). Na podstawie równania wykładniczego Gullanda –Foxa oszacowano dopuszczalny odłów płoci na Zalewie Szczecińskim na poziomie 2 328 ton.

Tabela 4.3.20. Liczebność i oszacowana wielkość biomasy płoci na Zalewie Szczecińskim w latach 1974-1979 (Grygiel & Wengrzyn, 1980)

Lata	Liczebność (w tys. szt.)	Biomasa (w tonach)
1974	24 300	3 149
1975	56 900	5 622
1976	31 400	4 113
1977	25 900	3 636
1978	33 800	4 701
1979	29 500	3 534

Analizując połowy płoci należałoby dodać, że w sezonie letnim często brakuje popytu na nie, stąd rybacy często rezygnują z ich połowu. Dlatego też wielkość połowów nie odzwierciedla faktycznego stanu biomasy. Obecnie jej wielkość przyjmuje się na poziomie 2500-3000 ton. W latach 2011-2016 połowy płoci wynosiły średnio 582 t/rok. Należy przypuszczać, że w latach następnych połowy te winny się utrzymywać na poziomie 500-600 ton rocznie.

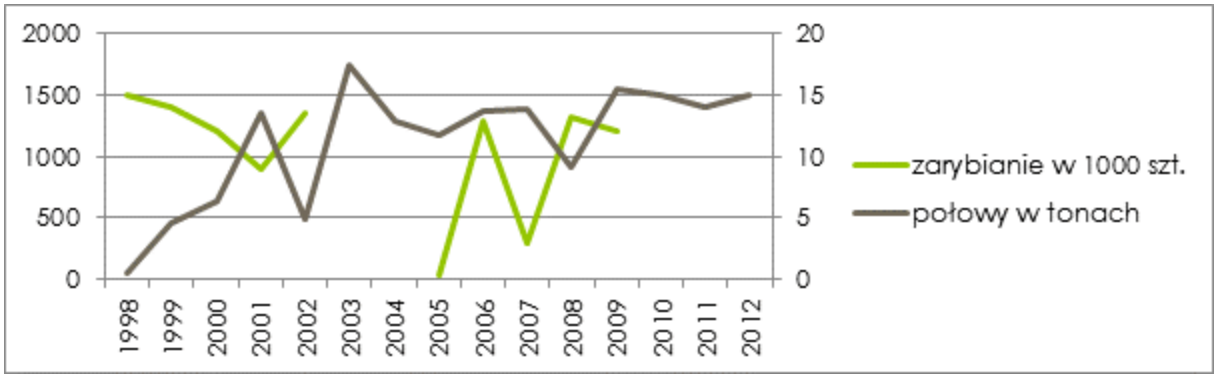
Sieja

W opracowaniu pt. „Ochrona siei wędrownej (*Coregonus laveratus laveratus* ,L.1758) w Polsce" autorzy (Kuźmiński i in., 2008) podają: „Niekorzystne czynniki antropogenne i środowiskowe spowodowały, iż w latach dziewięćdziesiątych sieja – *Coregonus lavaretus* została umieszczona na tzw. „Czerwonej liście ichtiofauny Polski" jako gatunek zagrożony wyginięciem". W tej sytuacji Morski Instytut Rybacki w Gdyni we współpracy z Instytutem Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie oraz Uniwersytetem Gdańskim podjęli decyzję aktywnej ochrony gatunkowej siei wędrownej poprzez budowę stada tarlaków w basenach pstrągowych w Zakładzie Hodowli Ryb Łososiowatych w Rutkach w celu prowadzenia akcji restytucyjnej w Zatoce Puckiej oraz wspierania zanikającej populacji siei w Zalewie Szczecińskim i Zatoce Pomorskiej (Projekt Badawczy Zamawiany KBN nr Z022/S3/9401). W konsekwencji powyższej decyzji w latach 1992-1994 na mieliźnie Płocińkiej w okolicach Karmocic poławiano wstępujące z Bałtyku tarlaki, od których pozyskiwano produkty płciowe, zaś ikrę po zaoczkowaniu przewożono do ZHRŁ w Rutkach. Z tego materiału utworzono w celach reprodukcyjnych stado tarlaków.

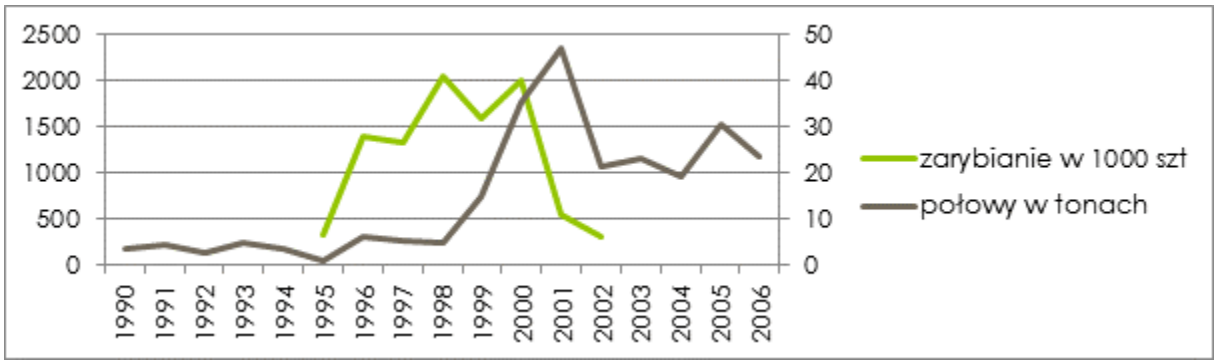
W historii połowów prowadzonych na Zalewie Szczecińskim sieja była i jest nadal jedną z ważniejszych gospodarczo poławianych gatunków ryb (Tabela 4.3.4). W latach 1927-1939 w całym Zalewie Szczecińskim łowiono od 796 kg do 3200 kg siei rocznie (Pęczalska 1962). W latach 1954-1957 w niemieckiej części Zalewu Szczecińskiego łowiono od 643 kg do 1016 kg siei. Z kolei w polskiej części Zalewu Szczecińskiego w latach 1956-1958 szacunkowe połowy wynosiły około 2-3 tony rocznie (wcześniejszych danych brak). Niestety lata osiemdziesiąte przyniosły załamanie równowagi ekologicznej. Stąd też, w latach 1993-1997 ze względu na niewielkie połowy siei, ujmowano ją jako połowy „innych gatunków ryb", co skutkowało brakiem oficjalnych danych połowowych ryb tego gatunku. Dopiero w roku 1998 zarejestrowano 3,6 ton odłowionej siei w Zalewie Szczecińskim i 2,1 ton w Zatoce Pomorskiej, co było niewątpliwie skutkiem prowadzonych zarybień w 1995 r. i 1996 r. W latach następnych w wyniku wzrostu prowadzonych zarybień połowy siei również sukcesywnie wzrastały, by osiągnąć w 2003 roku wielkość 17,4 ton w Zalewie Szczecińskim i 1,4 tony w Zatoce Pomorskiej. Jest to najwyższy notowany poziom połowów siei w historii (nie uwzględniający obecnych połowów niemieckich), przewyższający poziom około 12 ton z początku lat siedemdziesiątych. Jedynie w roku 1971 w Zalewie Szczecińskim złowiono 13,5 t siei, tj. o 100 kg więcej niż w 2001 r.

W latach 1995 - 2002 do Zalewu Szczecińskiego wpuszczono 7350 tys. sztuk narybku siei pochodzącego z ZHRŁ Rutki. W latach 2005- 2007 zarybianie sieją prowadziły PZW Wrocław i PZW Szczecin wpuszczając do Odry i Zalewu Szczecińskiego 1 612, 25 tys. sztuk narybku. Zarybianie sieją prowadza także Niemcy. W 2014 r. do wód Jeziora Dąbie firma Modehpolmo Sp. z o.o Szczecin wpuściła 350 tys. sztuk narybku siei pochodzącego z Wylęgarni Dzwonowo. Przykład siei to udana restytucja tego gatunku w obszarze Zalewu Szczecińskiego i Zatoki Pomorskiej.

Wpływ zarybiania sieją na połowy rybackie tego gatunku.



Rys. 4.3.54. W polskiej części Zalewu Szczecińskiego.



Rys. 4.3.55. W niemieckiej części Zalewu Szczecińskiego oraz obszarów sąsiednich Peenestrom i Achterwasser.

W oparciu o raportowane połowy siei w latach 2011-2016 jej biomasę, okresowo przebywającą w wodach Zalewu Szczecińskiego, szacować można na 40-50 ton. Wielkość połowów siei, w chwili obecnej, uzależniona jest od wielkości zarybień prowadzonych na wodach Zalewu Szczecińskiego (Rys. 4.3.54 i Rys. 4.3.55). W następnych latach trend ten nie ulegnie zmianie.

Eksploatacja rybacka na Zalewie Wiślanym

Zalew Wiślany jest częścią większego akwenu morskiego, nazywanego przed 1945 rokiem Frische Haff lub Frische Bucht. Po II wojnie światowej wody tego akwenu rozdzielono na część polską (Zalew Wiślany) i rosyjską (Zalew Kaliningradzki). Zalew Wiślany i Zalew Kaliningradzki stanowią jeden akwen, przez który przebiega granica pomiędzy Polską a Rosją, a od momentu wstąpienia Polski do UE – pomiędzy Rosją a UE.

W rozumieniu hydrologicznym jest to akwen wewnętrzny obejmujący łącznie 838 km^2 (w tym, w granicach Polski 328 km^2) wód połączonych z Bałtykiem wąskim przesmykiem Cieśniny Pilawskiej, odciętym od Zatoki Gdańskiej przez Mierzeję Wiślaną (rys. 1). Zalew jest stosunkowo płytki i silnie wysłodzony wskutek zasilania go wodami rzek: Nogatu (odnoga Wisły), Pasłęki oraz Pregoły, a w jego wodach zamieszkuje wiele gatunków ryb, zarówno morskich jak i słodkowodnych.

Obecnie, działalność rybacką na wodach Zalewu Wiślanego reguluje ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim. Zgodnie z art. 48 tej ustawy, minister właściwy do spraw rybołówstwa ustala, w drodze rozporządzenia, ogólną kwotę połowową organizmów morskich, w przypadku gatunków organizmów morskich nieobjętych przepisami Unii Europejskiej, na dany rok kalendarzowy, jeżeli odnawialność zasobów oraz równowaga biologiczna gatunku organizmów morskich, który ma być objęty tą kwotą połowową, jest zagrożona, mając na uwadze konieczność zapewnienia równowagi biologicznej oraz odnawialności zasobów danego gatunku. Oznacza to, że minister właściwy do spraw rybołówstwa tylko w przypadku zagrożenia równowagi biologicznej może wydać odpowiednie rozporządzenie ustalające kwotę połowową leszcza i sandacza do odłowienia na tym akwenie. W prawodawstwie polskim wejście w życie ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim, w sezonie połowowym w 2016 r., wpłynęło na zmiany w zarządzaniu i tym samym w sposobie prowadzenia połowów na wodach Zalewu Wiślanego.

Po pierwsze zostało wydane zarządzenie nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdyni z dnia 29 grudnia 2015 r. w sprawie szczegółowego sposobu podziału kwot połowowych na Zalewie Wiślanym w 2016 r. (Dz. Urz. Woj. Pomorskiego, poz. 4541), w którym zgodnie z obowiązującym prawodawstwem, nie ujęto limitów połowowych dla leszcza i sandacza, jak miało to miejsce w poprzednich latach realizacji Programu (2011-2015).

Po drugie, weszło w życie zarządzenie nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdyni z dnia 20 czerwca 2016 r. w sprawie wymiarów, okresów ochronnych organizmów morskich, obszarów wyłączonych z wykonywania rybołówstwa oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego na Zalewie Wiślanym (Dz. U. Woj. Pomorskiego poz. 2244, z późn. zm.). W zarządzeniu wprowadzono zmiany w stosunku do dotychczas obowiązujących przepisów (zarządzenie

nr 2 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdyni z dnia 26 sierpnia 2004 r. w sprawie ochrony rybołówstwa, porządku przy połowach oraz oznakowania sprzętu rybackiego na Zalewie Wiślanym (Dz. Urz. Woj. Pomorskiego nr 111 poz. 1965)). Najważniejsze kwestie to:

1) zmiana okresu ochronnego sandaczy; obecnie obowiązuje od dnia 20 kwietnia do dnia 20 maja (poprzednio: od dnia 20 kwietnia do dnia 10 czerwca);
2) zwiększenie z 72 mm do 80 mm prześwitu oczka dla wontonów okoniowo-płociowych;
3) zmniejszenie ze 120 mm do 100 mm prześwitu oczka dla wontonów sandaczowo-leszczowych;
4) zezwolenie na połowy wontonami okoniowo-płociowymi w okresie od dnia 20 maja do dnia 20 kwietnia (poprzednio: od dnia 1 września do dnia 20 kwietnia);
5) rozszerzenie połowów wontonami okoniowo-płociowymi ze strefy brzegowej 800 m na zachód od linii Tolkmicko-Krynica Morska na całą szerokość Zalewu Wiślanego i od linii Frombork-Piaski w kierunku zachodnim;
6) rozszerzenie tarlisk Kadyny i Różaniec, ze względu na dużą presję wędkarzy.

Dopuszczony do stosowania sprzęt rybacki to: żaki, mieroże, niewody stawne, wontony, mance, sznury haczykowe i niewody dobrzeżne. Ustanowione są najmniejsze wymiary boku oczka tkaniny sieciowej:

Narzędzia połowowe	Prześwit oczka (mm)		
	w skrzydle	w części przejściowej	w matni
Żaki i mieroże*	36		30
Niewody stawne śledziowe	30	32	30
Wontony do połowu leszczy i sandaczy	100	-	-

*Żaki po 1 maja muszą być wyposażone w określone zarządzeniem sita selektywne.

Narzędzia połowowe	Prześwit oczka (mm)
wontony do połowu płoci, okoni, karasi i linów	72 lub 80 – w zależności od konstrukcji określonej w §. 3 zarządzenia nr 2 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdyni z dnia 26 sierpnia 2004 r. *
mance śledziowe	48-56

* Konstrukcja wontonu używanego do połowu płoci, okoni, karasi i linów powinna spełniać poniższe wymogi:
a) w przypadku stosowania prześwitu oczka o rozmiarze 72 mm – maksymalna głębokość wontonu wynosi 25 oczek oraz może posiadać 20 oczek nadboru na każdych 50 cm tego narzędzia połowowego,
b) w przypadku stosowania prześwitu oczka o rozmiarze 80 mm – maksymalna głębokość wontonu wynosi 25 oczek oraz może posiadać 18 oczek nadboru na każdych 50 cm tego narzędzia połowowego.

Łączna ilość narzędzi połowowych używanych jednocześnie na Zalewie Wiślanym i określona w specjalnych zezwoleniach połowowych, nie może przekroczyć liczby:

1) narzędzi usidlających lub oplątujących (GNS) - 6000 szt.;
2) narzędzi pułapkowych (FPO) - 2000 szt.;
3) sznurów haczykowych (LLS) 184000 szt. haków.

Ustanowione zostały następujące wymiary ochronne ryb:

1) łososia (*Salmo salar*) – 60 cm;
2) troci (*Salmo trutta*) – 50 cm;
3) certy (*Vimba vimba*) – 30 cm;
4) leszcza (*Abramis brama*) – 35 cm;
5) sandacza (*Sander lucioperca*) – 46 cm;

6) szczupaka (*Esox lucius*) – 45 cm;
7) węgorza (*Anguilla anguilla*) – 50 cm;
8) karpia (*Cyprinus carpio*) – 30 cm;
9) karasia (*Carassius carassius*) – 20 cm;
10) lina (*Tinca tinca*) – 28 cm.

Ustanowiono okresy ochronne dla następujących gatunków ryb:
1) sandacza – w terminie od dnia 20 kwietnia do dnia 20 maja;
2) węgorza – w terminie od dnia 1 grudnia do dnia 31 marca;
3) leszcza – w terminie od dnia 20 kwietnia do dnia 10 czerwca;
4) szczupaka – w terminie od dnia 1 marca do dnia 30 kwietnia;
5) jesiotra ostronosego – w terminie od dnia 1 stycznia do dnia 31 grudnia;
6) minoga rzecznego – w terminie od dnia 1 stycznia do dnia 31 grudnia;
7) parposza – w terminie od dnia 1 stycznia do dnia 31 grudnia.

Ponadto zarządzenie nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego z dnia 26 sierpnia 2004 r. ustanawia szereg stałych obwodów ochronnych oraz obwodów ochronnych na czas określony dla przepływu gromadnego ryb, sandacza i leszcza oraz troci, a także wprowadza nakaz stosowania sit ochronnych w okresie od dnia 1 maja do dnia 31 grudnia.

Współpraca w dziedzinie gospodarki rybnej zostały określone w umowie pomiędzy Rządem Rzeczypospolitej Polskiej a Rządem Federacji Rosyjskiej z dnia 5 lipca 1995 roku. Zgodnie z tą umową powołana została polsko-rosyjska Komisja Mieszana ds. gospodarki rybnej, której celem jest, między innymi, właściwe zarządzanie zasobami na Zalewie Wiślanym, w tym wzajemna wymiana informacji na temat charakterystyki eksploatowanych stad leszcza i sandacza oraz wspólne określanie limitów połowowych tych gatunków. W latach 2011-2015 limit połowów dla strony polskiej ustalono na 100 ton sandacza i 160 ton leszcza. Umową nie są objęte śledzie, których połowy w wodach Zalewu Wiślanego nie są limitowane przez Polskę oraz węgorze, stanowiące kilkanaście lat temu podstawowe źródło dochodów rybaków zalewowych. W wyniku ustaleń jakie zapadły na posiedzeniu XV Komisji Mieszanej w Kaliningradzie (17-18 listopada 2015 r.) w roku 2016 kwoty połowowe dla strony polskiej ustalono na poziomie: 100 ton sandacza i 160 ton leszcza. Strona polska zakomunikowała jednak, że w wyniku wejścia w życie ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim, zgodnie z art. 48 tej ustawy, minister właściwy do spraw rybołówstwa tylko w przypadku zagrożenia równowagi biologicznej może wydać odpowiednie rozporządzenie ustalające kwotę połowową leszcza i sandacza do odłowienia na tym akwenie. Mając na uwadze, że obie strony uznały na posiedzeniu XV Komisji Mieszanej, że stan zasobów leszczy i sandaczy nie jest zagrożony, to ustalone kwoty połowowe na leszcza i sandacza nie obligowały ministra właściwego do spraw rybołówstwa do wydania odpowiedniego rozporządzenia. Połowy tych gatunków ryb miały być regulowane nakładem połowowym a nie kwotami połowowymi. Po wejściu w życie ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim w 2015 r. minister właściwy do spraw rybołówstwa dla gatunków nie kwotowanych na poziomie UE, może tylko ustanowić kwoty połowowe w przypadku gdy stan zasobów jest zagrożony. W związku z tym, że stan zasobów leszczy i sandaczy nie był zagrożony minister właściwy do spraw rybołówstwa nie miał podstawy prawnej do wydania odpowiednich przepisów. Ustalono, że połowy tych gatunków ryb będą regulowane nakładem połowowym, a nie kwotami połowowymi. Każdego roku prowadzone są badania stanu zasobów tych ryb i na bieżąco monitorowany jest stan ich zasobów.

Najważniejszymi gatunkami pozyskiwanymi w toku działalności rybackiej na wodach Zalewu Wiślanego są: śledź, sandacz, leszcz, węgorz, okoń i płoć. Połowy śledzia są prowadzone w okresie wiosennym i trwają stosunkowo krótko, od trzech do pięciu wiosennych tygodni (tzw. „żniwa śledziowe").Niemniej wagowo śledzie dominują w całej masie połowów ryb pozyskiwanych na tym akwenie. Ich wagowy udział w połowach w latach 2011-2016 wahał się w granicach od 74,6% (rok 2016) do 86,3% (rok 2012), średnio - 81,1% ogólnej masy złowionych ryb.

Badania MIR-PIB w latach 2011-2016, oprócz śledzia, który był przedmiotem badań w ramach Wieloletniego Planu Zbioru Danych Rybackich były ukierunkowane na leszcze i sandacze, czyli gatunki objęte Umową pomiędzy Polską a Rosją.

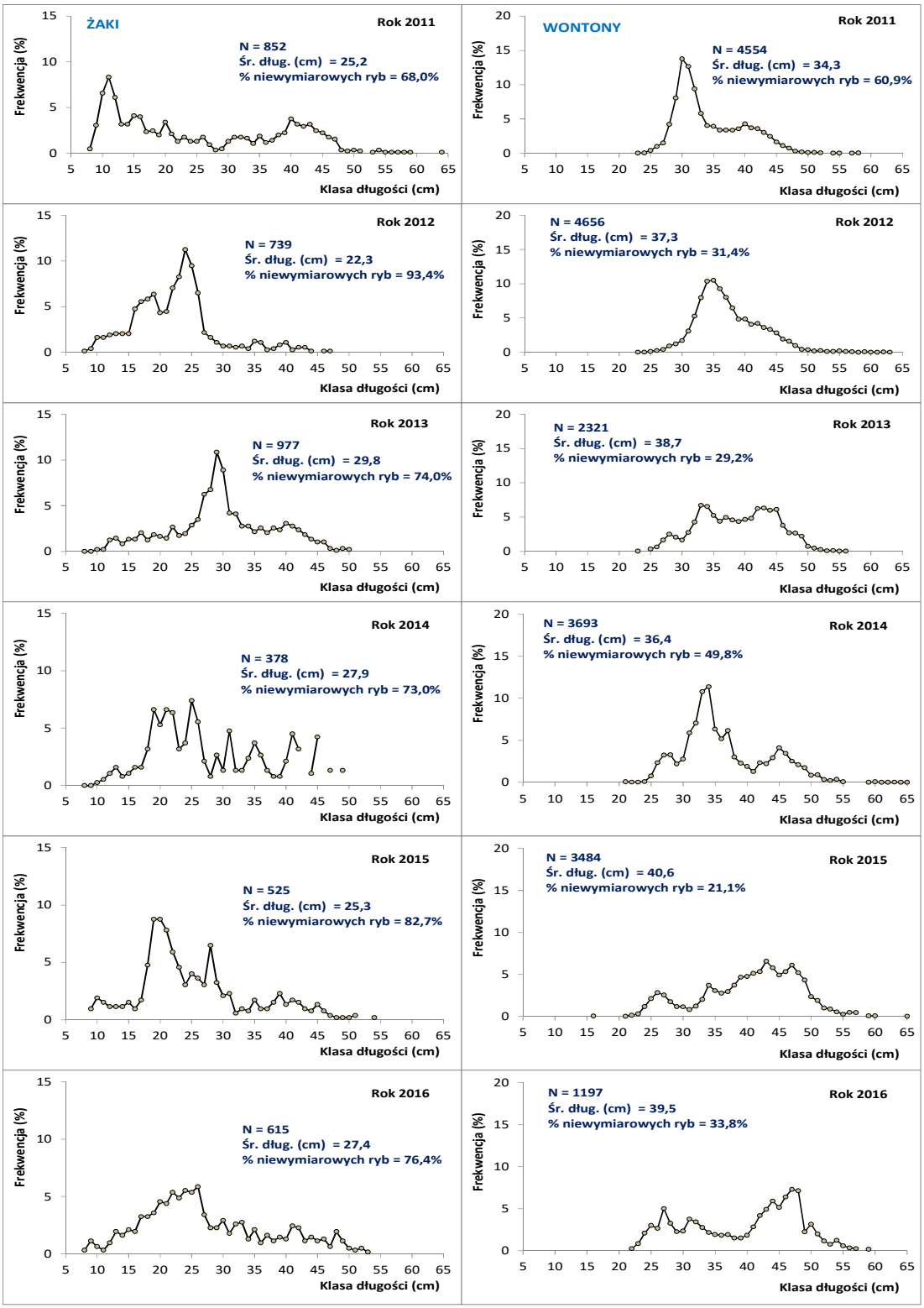
W latach 2011-2016 rozkłady długościowe leszczy poławianych żakami i wontonami były zróżnicowane. W żakach odnotowano osobniki o długości od 8 cm do 64 cm (Rys. 4.3.56). Średnie długości leszczy obserwowanych w ww. latach wahały się od 22,3 cm do 29,8 cm, zaś udział ryb niewymiarowych w połowach badawczych wahał się od 68,0% do 93,2%. W wontonach, które były głównym narzędziem do pozyskiwania leszczy, średnie długości leszczy obserwowanych w w/w latach wahały się od 34,3 cm do 40,6 cm, zaś udział ryb niewymiarowych w połowach badawczych wahał się od 21,1 % do 60,9 % (Rys. 4.3.56).

Podobnie jak rozkłady długościowe, również struktury wiekowe leszczy poławianych żakami i wontonami były zróżnicowane (Rys. 4.3.57). W żakach obserwowano osobniki w wieku od 0 do 12 lat, a średni wiek leszczy wahał się od 2,3 do 3,7 lat. Z zestawienia pogrupowanych klas wieku leszczy złowionych przy użyciu żaków (Rys. 4.3.58) wynikało, że w kolejnych latach badań dość wyraźnie zmieniała się frekwencja ryb w wieku 0-2 lata i 3-5 lat, niemniej ich sumaryczna wielkość (wiek: 0-5) była zbliżona do frekwencji ryb niewymiarowych obserwowanych w rozkładach długościowych. Wynikało to z faktu, że leszcz żyjący w wodach Zalewu Wiślanego osiąga długość 35 cm pomiędzy 4 a 6 rokiem życia. Jednocześnie, na przestrzeni lat 2011-2016 odnotowano dużą zmienność frekwencji ryb starszych (powyżej 5 roku życia), co przekładało się na dużą zmienność średniego wieku leszczy w połowach prowadzonych przy użyciu żaków.

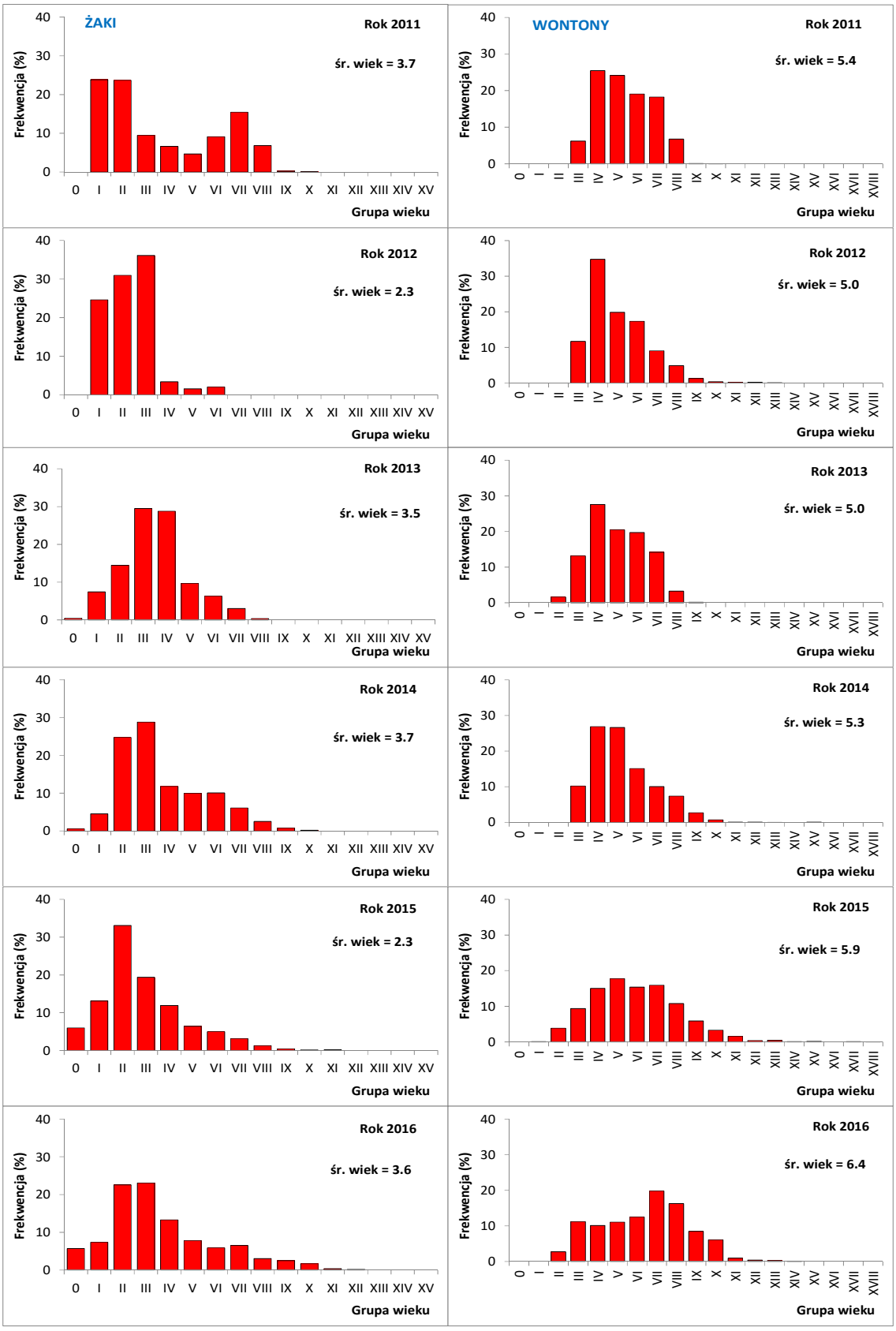
W wontonach średni wiek poławianych leszczy wahał się od 5,0 do 6,4 lat zaś zakres wieku wynosił od 1 do 18 lat (Rys. 4.3.57). Wzrost średniego wieku złowionych leszczy obserwowany w latach 2013-2016 wynikał z rosnącego rokrocznie udziału ryb starszych, powyżej 5 lat życia (Rys. 4.3.59).

Analizę trendu połowowego leszczy w latach 2011-2016 utrudniały dwa czynniki, a mianowicie: limitowanie połowów ryb tego gatunku w okresie 2011-15 i zmiana sposobu zarządzania gospodarką rybacką na tym akwenie w roku 2016[9] .

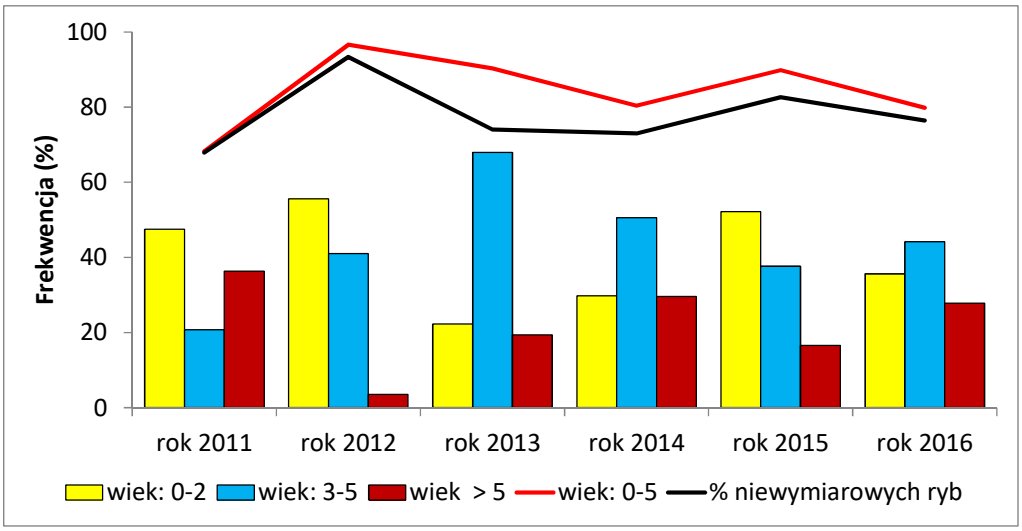
[9] Zarządzenie nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdyni z dnia 20 czerwca 2016 r. w sprawie wymiarów, okresów ochronnych organizmów morskich, obszarów wyłączonych z wykonywania rybołówstwa oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego na Zalewie Wiślanym.



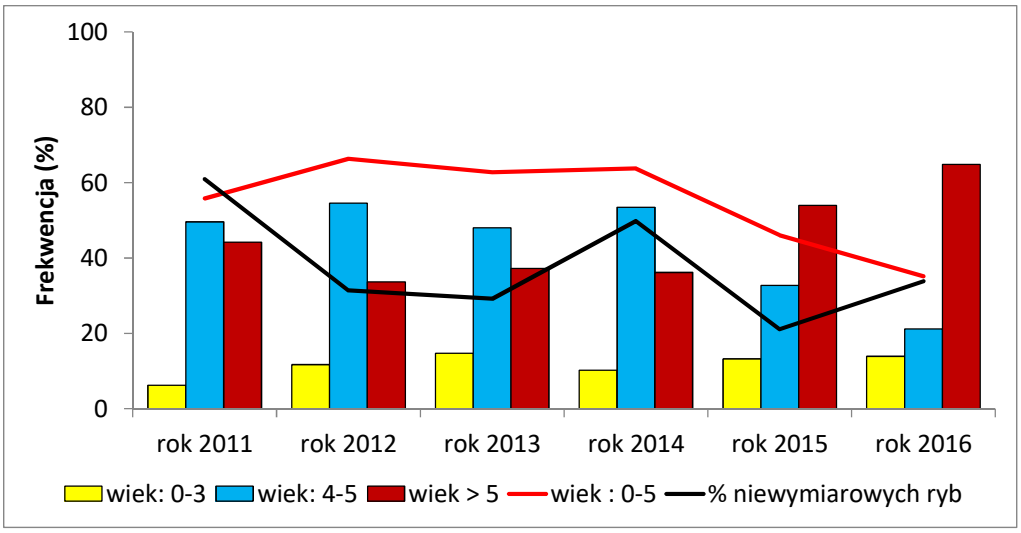
Rys. 4.3.56. Rozkłady długościowe leszczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego.



Rys. 4.3.57. Struktura wiekowa leszczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego.



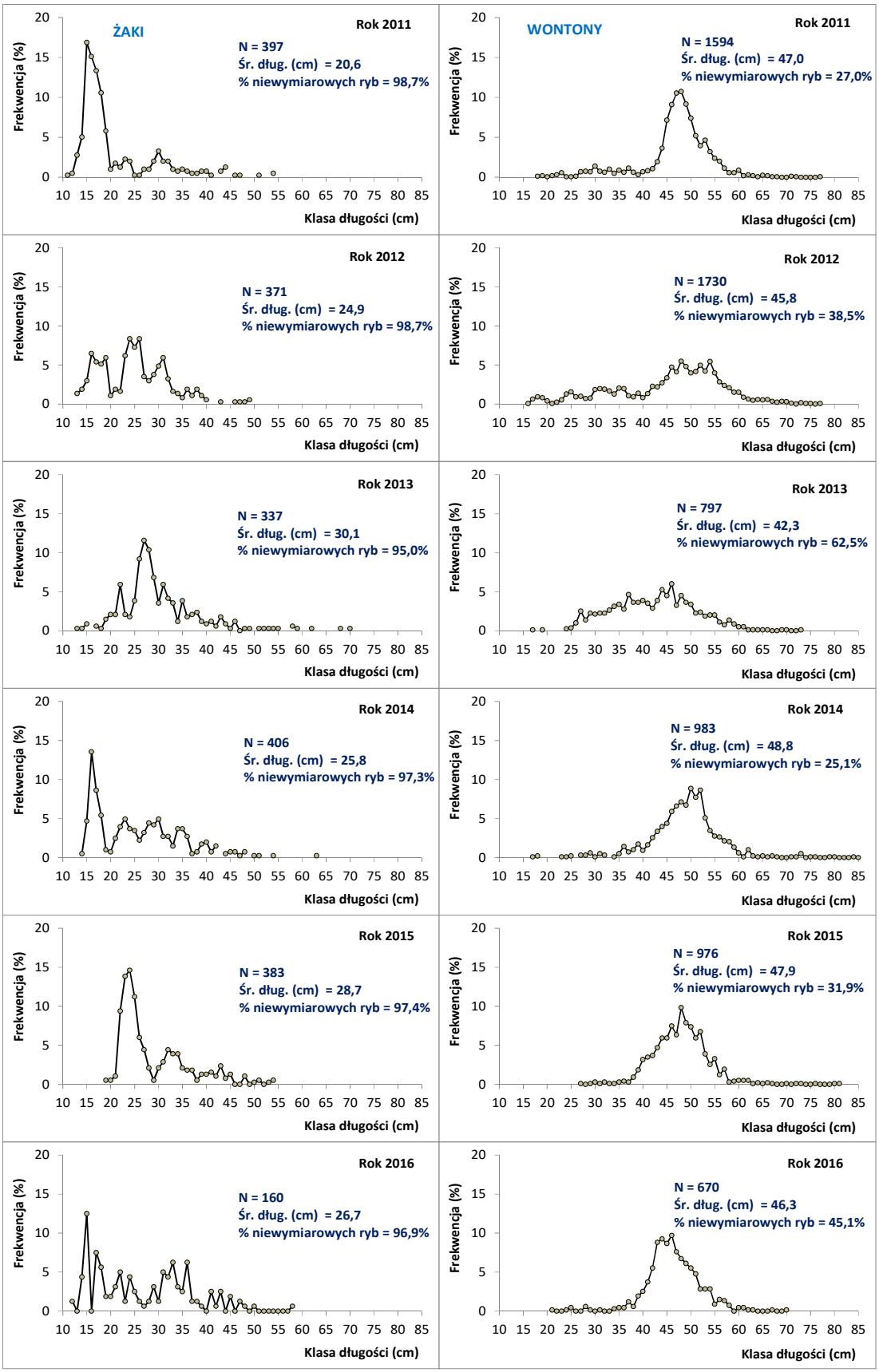
Rys. 4.3.58. Pogrupowana struktura wiekowa leszczy poławianych żakami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego.



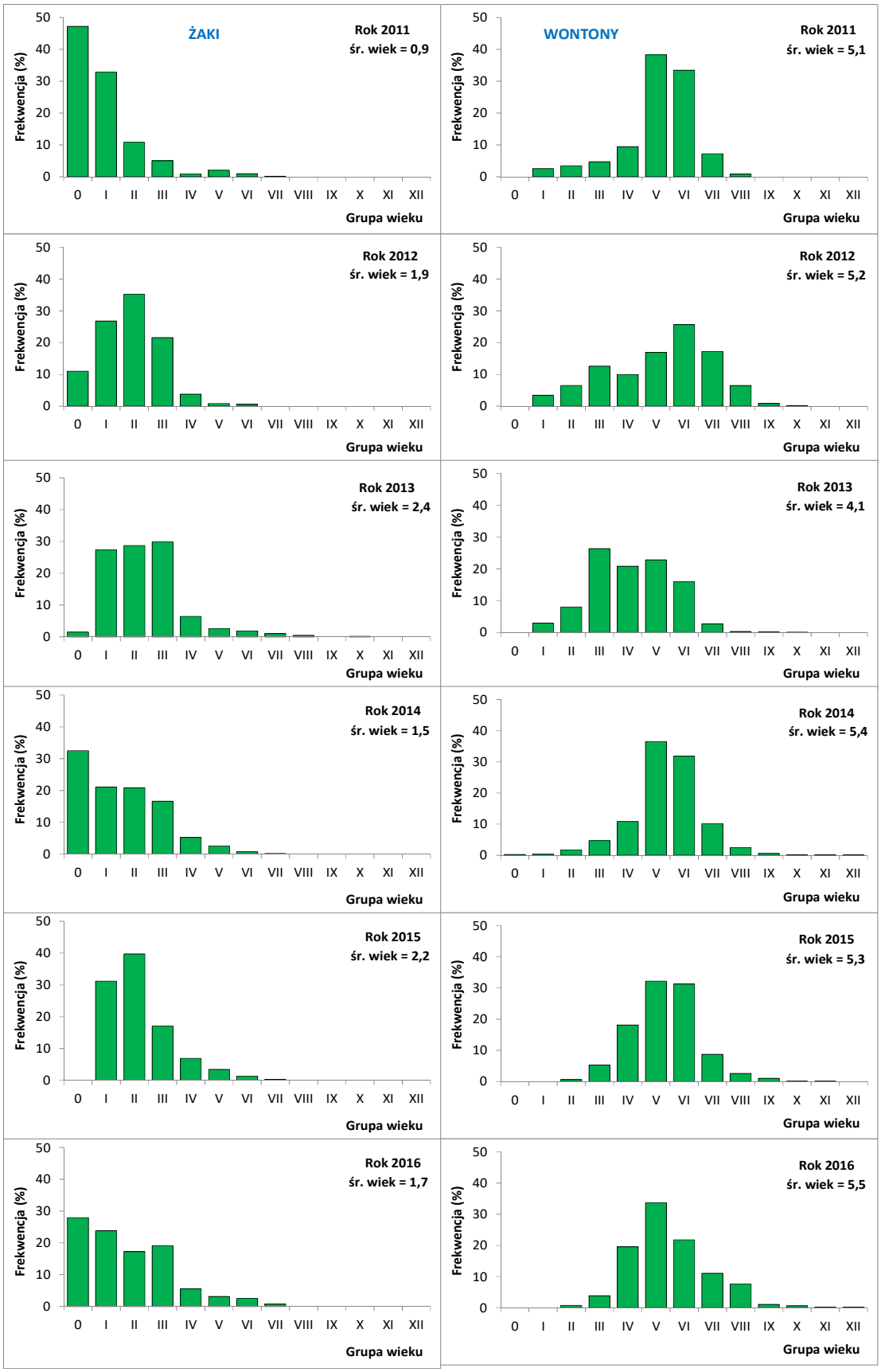
Rys. 4.3.59. Pogrupowana struktura wiekowa leszczy poławianych wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego.

Analizując trend połowów leszczy w latach 2011-2016 należy przypomnieć, że ocena stanu zasobów ryb tego gatunku wykazała, że średnia intensywność eksploatacji leszczy była w okresie 2011-2015 zbliżona (choć nieco wyższa) do intensywności odpowiadającej eksploatacji racjonalnej. Wyniki obliczeń sugerowały spadek uzupełnienia stada, co (o ile się potwierdzi w dalszych badaniach) może przyczynić się do spadku zasobów w niedalekiej przyszłości[10].

[10] Trella, K., J. Horbowy. 2016. Ocena stanu zasobów ryb, ze szczególnym uwzględnieniem populacji leszcza i sandacza na Zalewie Wiślanym w 2016 roku. Raport wykonany na zlecenie Ministerstwa Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej.

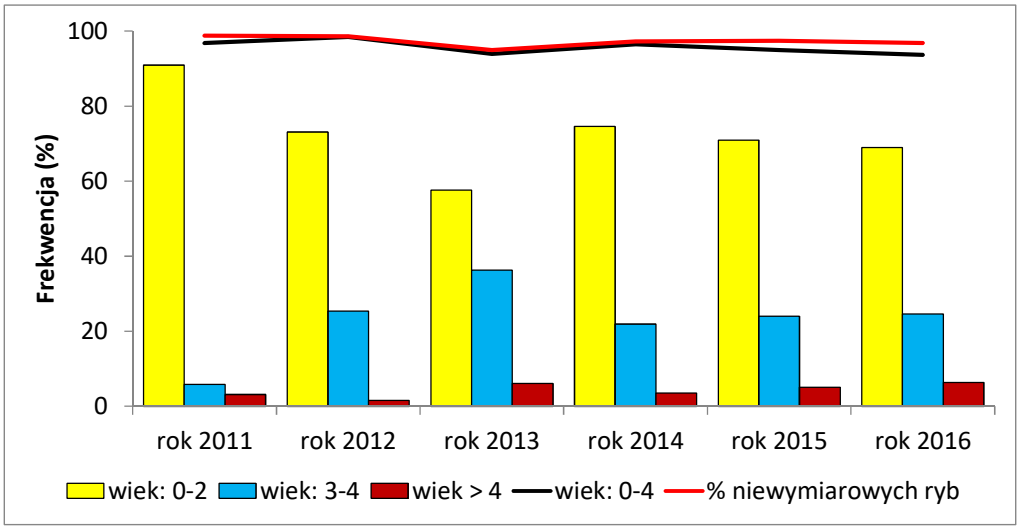


Rys. 4.3.60. Rozkłady długościowe sandaczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego.



Rys. 4.3.61. Struktura wiekowa sandaczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego.

W połowach sandaczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 rozkłady długościowe były zróżnicowane. W żakach odnotowano osobniki o długości od 11 cm do 70 cm (Rys. 4.3.60). Średnie długości sandaczy obserwowanych w ww. latach wahały się od 20,6 cm do 30,1 cm, zaś udział ryb niewymiarowych w połowach badawczych wahał się od 95,0% do 98,7%. W wontonach, które podobnie jak w przypadku leszcza, były głównym narzędziem do pozyskiwania sandaczy, średnie długości obserwowanych ryb w latach 2011-2016 wahały się od 43,3 cm do 48,8 cm, zaś udział ryb niewymiarowych w połowach badawczych wahał się od 27,0% do 62,5% (Rys. 4.3.60).

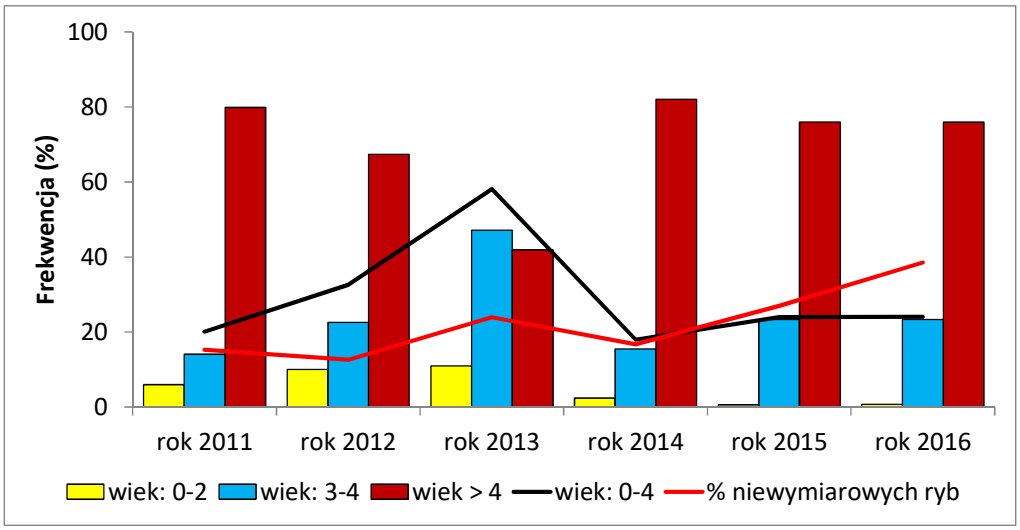


Rys. 4.3.62. Pogrupowana struktura wiekowa sandaczy poławianych żakami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego.

Zróżnicowaniu rozkładów długościowych sandaczy obserwowanych w latach 2011-2016 odpowiadało zróżnicowanie struktury wiekowej. W żakach obserwowano osobniki w wieku od 0 do 10 lat, a średni wiek złowionych sandaczy wahał się od 0,9 do 2,4 lat (Rys. 4.3.61). Zestawienie pogrupowanych klas wieku sandaczy złowionych przy użyciu żaków (Rys. 4.3.62) wyjaśniało wysoki udział ryb niewymiarowych w połowach oraz ich średni wiek. Zobrazowane dane wykazały, że udział osobników niewymiarowych był identyczny z odpowiadającym mu udziałem sandaczy w wieku od 0 do 4 lat. Niniejsze obserwacje potwierdziły wcześniejsze wyniki badań, które wskazywały, że sandacz osiąga długość 46 cm pomiędzy 4 a 5 rokiem życia[11].

W połowach prowadzonych wontonami średni wiek sandaczy wahał się od 4,1 do 5,5 lat zaś zakres wieku wynosił od 0 do 12 lat (Rys. 4.3.61). W latach 2014-2016 średnia wieku była ustabilizowana na poziomie 5,3-5,5 lat, niemniej w tym samym czasie odnotowano wzrost udziału ryb niewymiarowych (poniżej 46 cm długości).

[11] Kosior, M., T. Wandzel, T. 2001. Comparison of fecundity of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in three lagoons in the southern Baltic Sea. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute* 154: 3–27.



Rys. 4.3.63. Pogrupowana struktura wiekowa sandaczy poławianych wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego.

Podobnie, jak w przypadku leszczy, analiza trendu połowów sandaczy poławianych na Zalewie Wiślanym na przestrzeni lat 2011-2016 była utrudniona tymi samymi czynnikami, a mianowicie limitowaniem połowów ryb tego gatunku w okresie 2011-15 i zmianą sposobu zarządzania gospodarką rybacką na tym akwenie w roku 2016[12] . Niemniej, ocena stanu zasobów sandacza z 2016 r. była mniej optymistyczna, niż leszcza. Średnia intensywność eksploatacji sandaczy była w okresie 2006-2010 wysoka, w latach 2011 – 2015 nieco się zmniejszyła, ale nadal jest zbyt wysoka w stosunku do przybliżonych punktów referencyjnych[13]. Wyniki badań wykonanych w 2016 r. wskazywały, na możliwe obniżenie uzupełnienia stada sandaczy. Są one przedmiotem oceny stanu zasobów sandaczy, która zostanie wykonana dopiero w 2017 r. W związku ze zmianą sposobu zarządzania zasobami ryb na Zalewie Wiślanym, skutkującym (podobnie jak w przypadku leszcza) dużym wzrostem połowów sandaczy w 2016 r., można oczekiwać, że w kolejnych latach połowy sandaczy mogą się zmniejszyć, zaś połowy leszczy mogą utrzymywać się na tym samym poziomie, niemniej mogą w nich dominować młodsze, czyli mniejsze osobniki.

Zróżnicowanie udziału niewymiarowych leszczy i sandaczy w kolejnych latach badań w połowach prowadzonych wontonami wynika przede wszystkich z faktu, że do połowu obydwu gatunków ryb stosuje się ten sam typ sprzętu połowowego, chociaż obydwa gatunki różnią się, znacząco, budową anatomiczną. W efekcie w wontonach o prześwicie oczka 120 mm łowi się więcej sandacza wymiarowego, któremu towarzyszy dość duża liczebność niewymiarowego leszcza. W wontonach o oczkach większych (np. o prześwicie 160 mm) udział niewymiarowych leszczy jest zdecydowanie mniejszy, za to praktycznie nie łowią one sandaczy. Zaś w oczkach mniejszych (o prześwicie oczka poniżej 120 mm) wzrasta udział sandaczy niewymiarowych, zaś spada udział niewymiarowych leszczy, które się od nich „odbijają". Drugim czynnikiem, który sprawia, że udział ryb niewymiarowych obydwu gatunków zmienia się rokrocznie, to urodzajność roczników, młodszych (w przypadku sandacza ryb 3-4 letnich, zaś w przypadku leszcza ryb 4-5 letnich), których rozmiary są niewiele niższe niż wynosi wymiar ochronny (np. sandacze o długościach od 42 cm do 45 cm długości, czy leszcze o długościach od 31 cm do 34 cm długości).

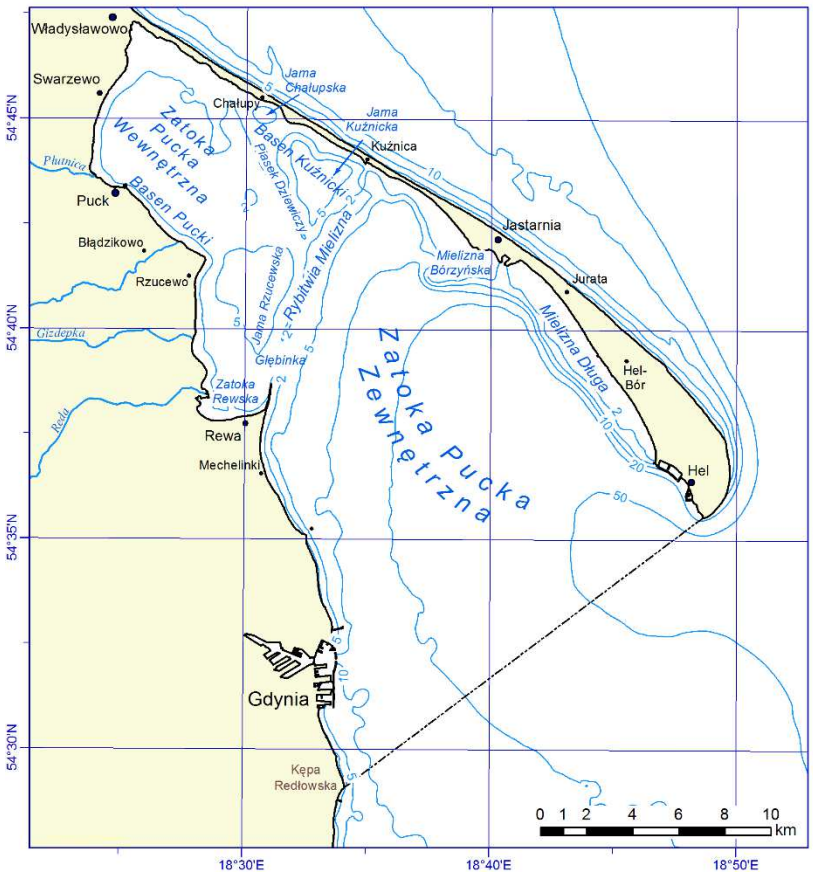
Eksploatacja rybacka na Zatoce Puckiej

12 Zarządzenie nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdyni z dnia 20 czerwca 2016 r. w sprawie wymiarów, okresów ochronnych organizmów morskich, obszarów wyłączonych z wykonywania rybołówstwa oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego na Zalewie Wiślanym.

13 Trella, K., J. Horbowy. 2016. Ocena stanu zasobów ryb, ze szczególnym uwzględnieniem populacji leszcza i sandacza na Zalewie Wiślanym w 2016 roku. Raport wykonany na zlecenie MGMiŻŚ.

Zatoka Pucka zajmuje zachodnią część Zatoki Gdańskiej. Południowa granica, według różnych autorów przebiega od Cypla Helskiego do Kępy Redłowskiej lub do Przylądka Orłowskiego (Majewski, 1990), a według Słomianki (1974) sięga do Kamiennej Góry w Gdyni. Ze względu na morfometrię, Zatokę Pucką można podzielić na dwie części: płytkowodną - wewnętrzną Zatokę Pucką i głębokowodną – zewnętrzną Zatokę Pucką. Granicą oddzielającą oba te akweny jest wypłycenie biegnące od Kuźnicy w kierunku Cypla Rewskiego zwanego „Rybitwią Mielizną lub Ryfem Mew"(Rys. 4.3.64). Zatoka Pucka zewnętrzna charakteryzuje się brakiem urozmaiconej rzeźby dna. Występują tutaj jednak zróżnicowane nachylenia stoków. Dno Zatoki Puckiej obniża się łagodnie od linii lądu i Rybitwiej Mielizny w kierunku Zatoki Gdańskiej do głębokości przekraczającej 50 m. Większe nachylenia stoków znajdują się od strony Półwyspu Helskiego. Akwen ten zaliczany jest do wód słonawach.

Zatoka Pucka wewnętrzna charakteryzuje się średnią głębokością przekraczającą nieznacznie 3 m. Najgłębszym naturalnym miejscem jest Jama Kuźnicka – ponad 9 m, Jama Chałupska – 4 m. Oba zagłębienia znajdują się przy Półwyspie Helskim, a Jama Rzucewska o głębokości blisko 6 m występuje w rejonie Rzucewa. Dodatkowo, w wyniku prac refulacyjnych powstały wzdłuż Półwyspu Helskiego sztuczne zagłębienia o głębokościach od 6 m do 9 m, głównie w rejonie Chałup oraz na wodach zewnętrznej Zatoki Puckiej w rejonie Jastarni. Miały one na celu wykorzystanie wydobytego piasku do zabezpieczenia Półwyspu przed przerwaniem i połączeniem z wodami otwartymi Bałtyku. Do wód wewnętrznej Zatoki Puckiej uchodzą dwie rzeki: Reda w rejonie Rewy i Płutnica w rejonie Pucka oraz dwa cieki – Gizdepka w okolicach Osłonina i Potok Błądzikowski w poblizu Cypla Rzucewskiego. Zatoka Pucka wewnętrzna zaliczana jest do zbiorników estuariowych. Dno Zatoki Puckiej jest przeważnie piaszczyste, szczególnie wzdłuż Półwyspu Helskiego, czasami żwirowe (większa granulacja), a w niektórych miejscach, głównie w odcinkach przyujściowych, naturalnych i sztucznych zagłębieniach może być pokryta mułem. Podczas surowych zim obszar Zatoki Puckiej bywa zalodzony. Wyjątkowo okres zalodzenia może trwać od listopada do kwietnia. Na warunki hydrologiczne w tej części Zatoki Puckiej mają wpływ zjawiska o charakterze punktowym, uchodzące do jej wód rzeki i cieki, lecz w głównej mierze warunki hydrologiczne są zależne od układu wiatrów i prądów. Wymiana wody odbywa się przez Głębinkę („Depka") - przegłębienie pomiędzy Cyplem Rewskim, a Ryfem Mew oraz przesmykiem koło Kuźnicy.



Rys. 4.3.64. Mapa Zatoki Puckiej.

Rybołówstwo Zatoki Puckiej

Obecnie nad Zatoka Pucką istnieje 9 baz rybackich oraz 3 porty - przystanie rybackie. Charakter prowadzonego z tych baz i przystani rybołówstwa można podzielić na cztery grupy. Kryterium podziału jest wielkość jednostek, co determinuje zasięg połowów oraz stosowane narzędzia połowowe: bierne lub czynne. Pierwsza grupa to rybacy kutrowi z portu w Jastarni, którzy prowadzą połowy włokowe lub przy użyciu sieci stawnych, usidlających poza obszarem Zatoki Puckiej. W Gdyni drugim porcie rybackim, nie ma obecnie zarejestrowanego żadnego kutra, ale jest zarejestrowana jedna łódź rybacka. Port ten charakteryzuje się dużym potencjałem pod względem oferowanego miejsca postoju i rejestracji kutrów. Druga grupa to rybacy przybrzeżni dysponujący łodziami eksploatowanymi do wystawiania sieci usidlających lub narzędzi haczykowych na wodach Zatoki Gdańskiej i Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz na wodach otwartego morza nad Półwyspem Helskim. Do tej grupy zalicza się głównie rybaków z baz w Helu, Jastarni, częściowo z Kuźnicy oraz rybaków z pojedynczych łodzi z baz w Chałupach, Swarzewie, Pucku, Rewie, Władysławowie, Mechelinkach, Obłuża i w Oksywiu. Trzecia grupa to rybacy przybrzeżni, którzy okresowo łowią zarówno w rejonie wewnętrznej Zatoki Puckiej, jak i wykorzystują zasoby ryb w rejonie zewnętrznej części tej zatoki. Do tej grupy możemy zaliczyć rybaków z portu w Kuźnicy i baz w Rewie, Mechelinkach i w Chałupach. Czwarta grupa to rybacy, którzy uprawiają rybołówstwo tylko na wewnętrznej Zatoce Puckiej. Do tej grupy możemy zaliczyć część rybaków z Chałup, Władysławowa, Swarzewa i Pucka. Klasyfikacja rybaków z baz rybackich do poszczególnych grup opiera się na uzyskiwaniu bezpośrednio od nich informacji lub w przypadku braku takiej wiedzy na arbitralnym rozstrzygnięciu kwestii przynależności i sporządzanych na potrzeby prowadzonej przez Centrum Monitorowania Rybołówstwa (CMR) bazy sprawozdań rybaków z prowadzonej działalności połowowej.

Z uwagi na fakt, że w niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich stan zasobów i presja rybacka na podstawowe gatunki ryb została omówiona w osobnych rozdziałach, główny nacisk w niniejszym rozdziale dotyczyć będzie zasobów i presji rybackiej na gatunki nieomawiane wcześniej, a istotne dla rybołówstwa Zatoki Puckiej jak i całego jej ekosystemu. Komentując dane zamieszczone w Tabela 4.3.21 należy stwierdzić drastyczny spadek połowów dorszy na Zatoce Puckiej z blisko 212 ton w roku 2012 do blisko 27 ton w roku 2016. Natomiast rosły połowy węgorzy z blisko 1400 kg w roku 2011 do ponad 6700 kg w roku 2016, co jest efektem akcji zarybieniowych przeprowadzanych w ostatnich latach. Na ustabilizowanym poziomie utrzymywały się połowy storni które przez okres ostatnich 6 lat przekraczały 100 ton. Połowy ryb łososiowatych utrzymywały się również na zbliżonym poziomie – głównie dzięki corocznym zarybieniom smoltami troci i łososia. Zmalał udział odławianego pstrąga tęczowego w związku z zakazem wprowadzania tego gatunku do środowiska naturalnego jako gatunku obcego dla ichtiofauny Polski.

Tabela 4.3.21. Połowy na Zatoce Puckiej w latach 2011-16 według danych Centrum Monitorowania Rybołówstwa (CMR).

L.p	Gatunek / grupa	*Jednostka*	2011	2012	2013	2014	2015	2016
1	*Dorsz*	*kg*	162 067	214 749	185 134	144 652	86 210	26 820
2	*Stornia*	*kg*	121 610	139 746	158 410	135 669	141 793	118 399
3	*Gładzica*	*kg*	135	645	3 107	2 701	1 051	657
4	*Skarp*	*kg*	1 427	405	338	85	1 291	2 051
5	*Śledź*	*kg*	11 833	18 343	13 492	39 564	38 164	13 404
6	*Szprot*	*kg*	0	0	90	310	60	270
7	*Węgorz*	*kg*	1 379	1 072	2 552	4 378	5 981	6 711
8	*Węgorzyca*	*kg*	0	105	40	39	76	393
9	*Leszcz*	*kg*	0	47	13	22	177	64
10	*Karaś*	*kg*	0	176	78	0	18	36
11	*Okoń*	*kg*	4 729	22 145	33 702	28 236	12 721	37 571
12	*Szczupak*	*kg*	401	638	4 697	1 611	431	168
13	*Sandacz*	*kg*	65	207	312	346	398	181
14	*Płoć*	*kg*	0	357	43	36	22	708
15	*Sieja*	*kg*	471	602	164	681	663	600
16	*Certa*	*kg*	0	0	0	15	3	2
17	*Belona*	*kg*	14 761	20 333	25 588	11 920	42 817	44 519
18	*Makrela*	*kg*	0	3	0	0	0	0
19	*Babkowate*	*kg*	0	0	0	10	38	178
20	*Inne morskie*	*kg*	1 874	4	0	52	38	18
21	*Łosoś*	*kg*	2 682	1 103	1 146	545	1 534	1 780
		szt.	885	242	349	102	325	343
22	*Pstrąg tęczowy*	*kg*	213	619	153	57	112	27
		szt.	75	233	51	21	44	11
23	*Troć*	*kg*	8 979	15 186	14 873	12 996	17 818	27 092
		szt.	3 552	5 309	4 721	4 462	5 311	6 535

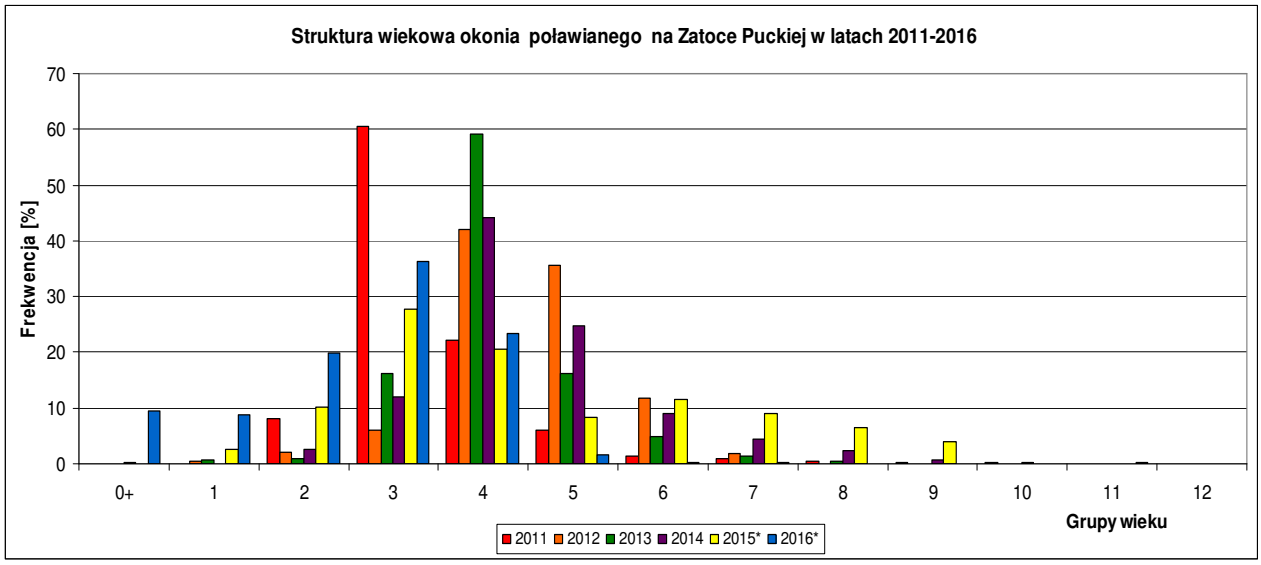
Stan zasobów wybranych gatunków ryb

Okoń

Połowy tego gatunku na Zatoce Puckiej oscylowały od około 5 ton w 2011 r. do ponad 37 ton w 2016 r. Średnio, rocznie w okresie ostatnich 6 lat odławiano ponad 23 tony ryb tego gatunku. Wymiar ochronny okonia nie ulegał zmianie i wynosi 17 cm. Stosowne zarządzenia i rozporządzenia są cytowane w dalszej części opracowania. Nie wprowadzono okresu ochronnego. Okonie odławiane są na Zatoce Puckiej głównie przy użyciu net okoniowych o boku oczka nie mniejszym niż 30 mm. Sporadycznie ryby tego gatunku, jak przyłów odnotowywane są w innych narzędziach usidlających (mance) oraz w narzędziach pułapkowych takich jak żaki czy mieroże lub przy połowach hakami dennych. Strukturę wiekową okoni występujących w połowach rybaków lub połowach badawczych w latach 2011-16 przedstawiono na Rys. 4.3.65. Zaprezentowaną na tym rysunku strukturę wiekową

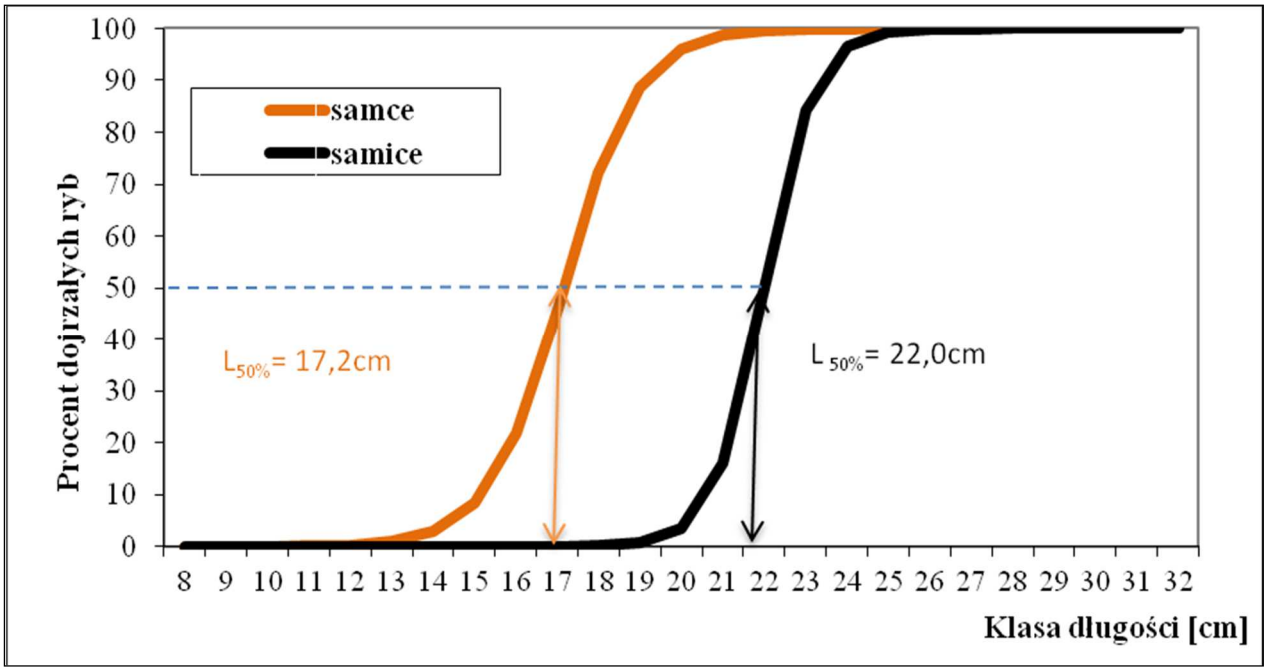
okonia z lat 2015 i 2016 uzyskano na podstawie połowów badawczych przeprowadzonych na wodach Zatoki Puckiej. Dane z lat 2011 – 2014 pochodziły z połowów rybackich i badawczych.

Podstawę połowów rybackich stanowią okonie z grup wieku od 3 do 6 lat. W różnych latach efektywność tarła była różna. Okoń jako ryba długowieczna jak na razie jest stosunkowo odporna na presję rybacką pomimo, że wymiar ochronny wynosi tylko 17 cm i w tym przypadku chroni bardziej samce niż samice. Przedstawione poniżej krzywe dojrzałości płciowej dla okonia z Zatoki Puckiej (Rys. 4.3.66) potwierdzają ten fakt.



Rys. 4.3.65. Struktura wiekowa okonia poławianego na Zatoce Puckiej w latach 2011 - 2016.

*Dane pochodzą wyłącznie z połowów badawczych.



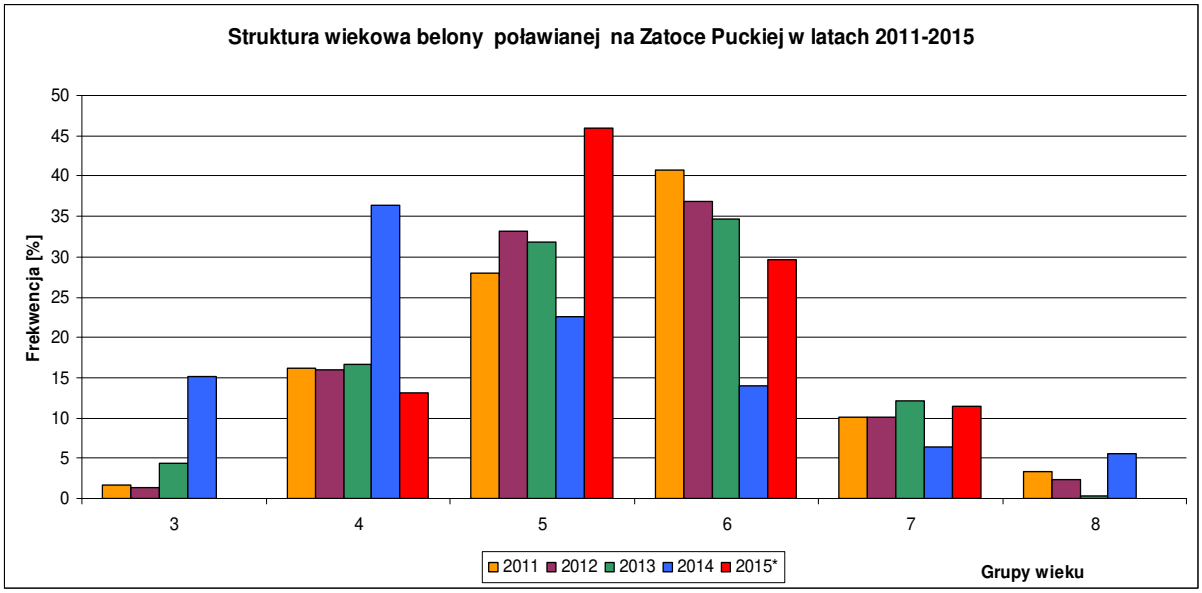
Rys. 4.3.66. Ogiwy dojrzałości płciowej okonia z Zatoki Puckiej łowionego w latach 2010-2014.

Optymistyczny dla tego gatunku jest fakt blisko 10 % udziału w połowach badawczych grupy 0+ w roku 2016, pomimo najwyższych udokumentowanych połowów w analizowanym sześcioleciu. Okoń, oprócz tego, że jest ważnym gatunkiem w połowach rybaków Zatoki Puckiej, jest też, jako

drapieżnik, bardzo istotnym gatunkiem w ekosystemie Zatoki. Ryby tego gatunku w znacznej mierze ograniczają populację ryb ciernikowatych (ciernik, cierniczek) oraz babki byczej. Potwierdzają to badania składu diety pokarmowej okoni.

Belona

Belona na wodach Zatoki Puckiej jest odławiana w okresie od drugiej połowy kwietnia zwykle do końca czerwca. Gatunek ten przybywa w rejon Zatoki Puckiej w celu odbycia tarła. W latach 2011-2016 najsłabsze połowy odnotowano w 2014 r. – 12 ton, a najlepsze w 2016 r. - 44,5 tony. Średnio w omawianym okresie odławiano ponad 26,5 tony rocznie. Na Zatoce Puckiej nie wprowadzono wymiaru i okresu ochronnego na ten gatunek. Na Rys. 4.3.67 przedstawiono strukturę wiekową belon łowionych na Zatoce Puckiej w latach 2011-2015.



Rys. 4.3.67. Struktura wiekowa belony poławianej na Zatoce Puckiej w latach 2011-2015

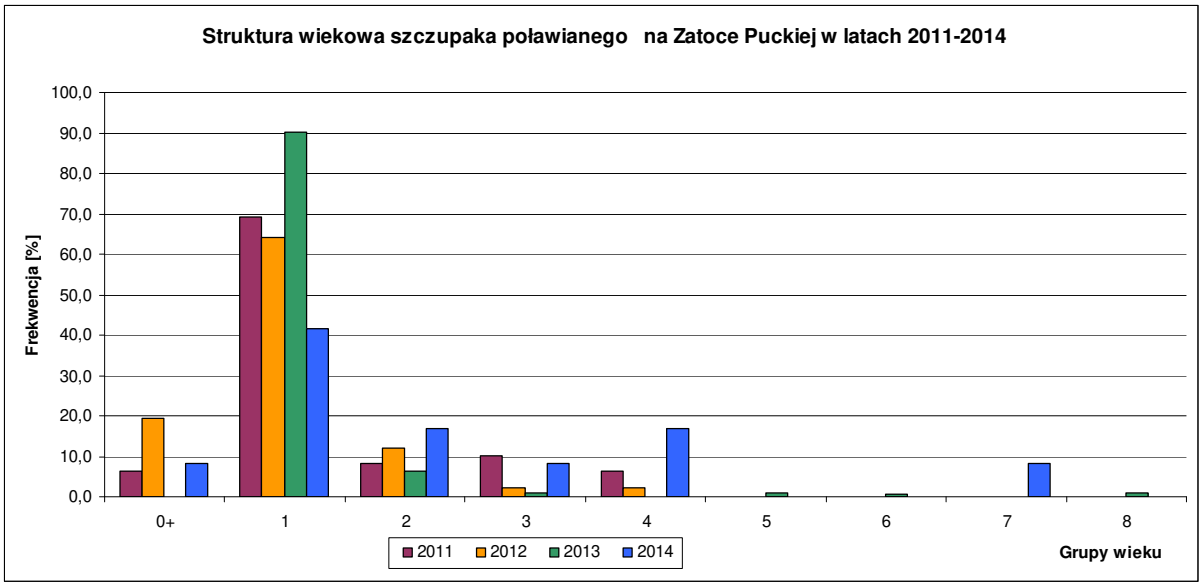
*Dane pochodzą wyłącznie z połowów badawczych.

W połowach odnotowywano osobniki od 3 do 8 lat. Dominujące w połowach są belony w przedziale wieku od 4 do 6 lat. Młode osobniki, grupy 0+ po wylęgnięciu się z ikry bytują w wodach Zatoki Puckiej do września, a następnie opuszczają wody tej Zatoki by powrócić w wieku 3 lat w celu odbycia tarła. Na razie zasoby tego gatunku są na stabilnym poziomie i mimo braku ochrony (wymiar ochronny, okres ochronny) połowy utrzymują się w ostatnich latach na stałym poziomie powyżej 10 ton rocznie.

Szczupak

Szczupak był w połowach rybaków z Zatoki Puckiej istotnym składnikiem. Najlepsze połowy tego gatunku odnotowywano w latach 1965 – 1972. Od 1965 r., kiedy odłowiono 23 tony szczupaków, ich połowy w miarę sukcesywnie rosły, aż do wartości ponad 45 ton w roku 1972. Od tego roku wyładunki z połowów rybackich sukcesywnie malały. Jeszcze w roku 1981 odnotowano 2,3 tony, a w roku 1987 zaledwie 0,3 tony. W latach 90. wykazywano kilkukilogramowe połowy tego gatunku. Dane literaturowe opisują szczupaka z Zatoki Puckiej, jako odrębną populację charakteryzującą się szybkim tempem wzrostu. Niestety populację tę możemy zaliczyć do populacji wymarłych, gdyż liczba osobników wymagana do odtworzenia populacji jest zbyt mała. Najbliższa pokrewna populacja tego gatunku rozradzała się w rzece Reda. Niestety, badania genetyczne wykazały, że stan tej populacji jest

na etapie chowu wsobnego, co oznacza, że szczupaki z tej populacji są ze sobą bardzo blisko spokrewnione. Sytuacja ta spowodowała, że zdecydowano się przy odbudowie populacji szczupaka wykorzystać tarlaki z Wisły i Motławy. Od 2007 roku rozpoczęto zarybianie wód Zatoki Puckiej narybkiem szczupaka i kontynuowano je corocznie. W latach 2010-2015 wpuszczono do wód Zatoki Puckiej 1,3 mln. sztuk narybku szczupaka. Wcześniejsze doświadczenia z lat 90. związane z zarybianiem wód Zatoki Puckiej materiałem zarybieniowym w postaci podchowanego wylęgu o wymiarach 3-4 cm nie dały oczekiwanego rezultatu. Dlatego w zarybieniach od 2008 roku zdecydowano się na wpuszczanie do wód Zatoki Puckiej narybku o wymiarach powyżej 9 cm.



Rys. 4.3.68. Struktura wiekowa szczupaka poławianego na Zatoce Puckiej w latach 2011-2014.

Połowy szczupaka w latach 2011 – 2016 na Zatoce Puckiej wahały się od 168 kg w 2016 r. do 4697 kg w 2013 r. Średnia, roczna wysokość połowów ryb tego gatunku w analizowanym okresie wyniosła 1324 kg. Analiza wielkości połowów i struktury wiekowej z lat 2011-2016 wykazuje wyraźną korelację pomiędzy zarybianiem, a wielkością połowów. Odłowy tego gatunku na poziomie blisko 5 ton w roku 2013 były właśnie efektem zarybiania. W ramach realizowanego programu „Zostera", którego jednym z elementów było wprowadzenie i wsparcie ichtiofauny Zatoki Puckiej o stale bytującego w jego wodach drapieżnika, który ograniczałby populacje ryb cierniowatych i babki byczej, pomimo znacznego nakładu zarybieniowego nie udało się odtworzyć stabilnej populacji. Powodem tego jest brak miejsc tarłowych dla szczupaka. Niestety dla prawidłowego rozwoju zarodkowego, ryby tego gatunku muszą odbyć tarło w wodach słodkich, a nie słonawych (Zatoka Pucka mająca zasolenie na poziomie 6-7‰ nie stwarza wystarczających warunków). Historycznymi miejscami rozrodu na Zatoce Puckiej była rzeka Płutnica, która po przeprowadzeniu prac modernizacyjno- melioracyjnych, a szczególnie budowy przepompowni na tym cieku w latach 70. ubiegłego wieku, utraciła drożność w dostępie szczupaka z Zatoki Puckiej do tarlisk. Po wprowadzeniu do wód Zatoki Puckiej znacznej liczby szczupaków oraz obserwacjach jego tempa wzrostu (szczupaki wpuszczone w lipcu o długości 7-8 cm osiągały pod koniec października rozmiary od 35 do 42 cm) można stwierdzić że, na obecnym etapie jednym z najważniejszych działań jest opracowanie i wybudowanie przepławki umożliwiającej dotarcie tarlaków do zalewanych łąk powyżej przepompowni. W 2015 r. przeprowadzano w okresie marca i kwietnia połowy kontrolne przy użyciu agregatu prądotwórczego. W wyniku tych połowów stwierdzona, że Płutnica była odwiedzana przez tarlaki szczupaków, które poszukiwały dogodnego miejsca do rozrodu. W trakcie prowadzonych połowów kontrolnych odławiano od kilku do kilkunastu osobników ryb tego gatunku mierzących do 20 cm do 80 cm – ryby były o gonadach w stadiach przedtarłowych i tarłowych. W związku z tym niezbędne jest jak najszybsze opracowanie i przeprowadzenie takich działań z lokalnym samorządem, oraz PZW Gdańsk, które doprowadziłyby do wydzielenia tarlisk, budowy przepławki oraz nadzoru nad potencjalnym tarliskami dla tego gatunkun

(Skóra K. E., 1993). Brak takich działań spowoduje, że gatunek ten zaniknie z wód Zatoki Puckiej lub jego utrzymanie w tej Zatoce będzie wiązała się z kosztownym zarybianiem. Wymiar ochronny na ten gatunek na wodach Zatoki Puckiej wynosi 45 cm. Okres ochronny na szczupaka od 1 marca do 30 kwietnia obowiązywał w latach 2010 - 2015 i w 2016 r., chociaż postulowano okres ochronny od 1 stycznia do 15 maja. W tym przypadku, rozważając wydłużenie okresu ochronnego, brano pod uwagę fakt, że ryby tego gatunku są populacją najbardziej wysuniętą na północ w Polsce i przy długich zimach okres tarła może przesunąć się na maj. W wodach szwedzkich, tarło szczupaka ma miejsce w czerwcu i lipcu. Podsumowując, gatunek ten na wodach Zatoki Puckiej może mieć ogromne znaczenie tak dla rybołówstwa jak i ekosystemu, jako stale bytujący drapieżnik. Bez wsparcia zarybieniowego lub stworzenia miejsc do naturalnego rozrodu w rejonie łąk przyujściowych rzeki Płutnicy, jego bytowanie w tych wodach jest zagrożone. Wcześniej czy później większe osobniki zostaną odłowione, a bez narybku nie ma szans na trwałą egzystencje tego gatunku w wodach Zatoki Puckiej.

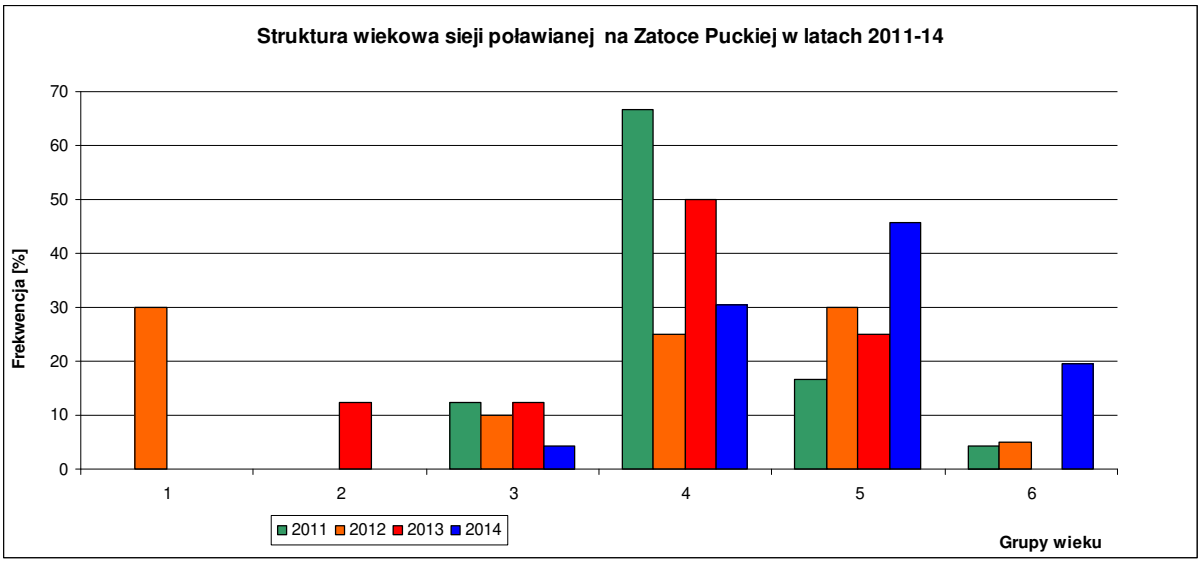
Sieja

Sieja wędrowna na wodach Zatoki Puckiej była odrębną populacją, a jej rolę i znacznie oraz niezwykłą wrażliwość na warunki zewnętrzne zauważono już w okresie międzywojennym. Wtedy już gatunek ten był wspierany poprze zarybiania. Po wojnie, dobre połowy tego gatunku na wodach Zatoki Puckiej odnotowywano do początku lat 70., kiedy wynosiły one do 3 do 12 ton rocznie. W latach 80. i na początku lat 90. gatunek nie był rejestrowany w połowach. Na początku lat 90. zdecydowano się na ponowne zarybianie tym gatunkiem wód Zatoki Puckiej - tarlaki pochodziły z Zatoki Pomorskiej. W latach 2011-2016 rybacy deklarowali w połowach odłów od 164 kg do 681 kg ryb tego gatunku. Średni roczny połów z lat 2011-2016 wyniósł ponad 530 kg rocznie.

Dojrzałość płciową sieja osiąga w wieku 3- 9 lat, a najczęściej w wieku 4 lat. Wymiar ochronny dla siei został wprowadzony we wcześniejszym zarządzeniu nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdynia z dnia 1 czerwca 2010 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych sposobów wykonywania rybołówstwa morskiego na morskich wodach wewnętrznych w rejonie Zatoki Gdańskiej na poziomie 40 cm oraz w rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego.

Wymiar ten w sposób minimalny umożliwia temu gatunkowi odbycie tarła. W tym miejscu należałoby wyjaśnić na czym polega wrażliwość tego gatunku na warunki zewnętrzne.

Tarło siei ma miejsce zwykle od połowy listopada do połowy grudnia, lecz ciąg tarłowy na wodach Zatoki Puckiej obserwowany jest już w październiku, co wykorzystywane jest przez rybaków i z tego okresu pochodzi 90% masy połowu. Ikra składana jest przeważnie na piaszczystym lub żwirowato kamienistym podłożu. Okres inkubacji jest dość długi. Wylęg wykluwa się zwykle pod koniec marca i na początku kwietnia, i jest to najbardziej krytyczny moment dla istnienia tego gatunku. Jeśli warunki meteorologiczno-hydrologiczne, a szczególnie troficzne są odpowiednie i wylęg napotka w odpowiednich ilościach zooplankton, wówczas przeżywalność narybku jest wysoka. Odwrotna sytuacja ma miejsce przy braku zooplanktonu, wówczas przeżywa tylko niewielka liczba osobników którym udało się zdobyć pokarm. Dlatego tak istotne dla siei jest wspomaganie tej populacji zarybieniami. Dodatkowo rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego wprowadziło okres ochronny na ten gatunek od 1 stycznia do 31 stycznia oraz od 1 grudnia do 31 grudnia, umożliwia jego ochronę tarlaków tylko przez okres końca tarła - początek grudnia. Sieja nie jest chroniona na Zatoce Puckiej w trakcie wędrówki tarłowej czyli w okresie od października do listopada.



Rys. 4.3.69. Struktura wiekowa siei w latach 2010-2014 - dane z połowów rybaków i połowów badawczych.

Podstawą eksploatacji stada siei z Zatoki Puckiej są ryby w wieku 4 i 5 lat. Stan stada jest uzależniony od wielkości i częstotliwości zarybień tym gatunkiem wód Zatoki Puckiej. Za zarybianie odpowiada minister właściwy do spraw rybołówstwa.

Płoć

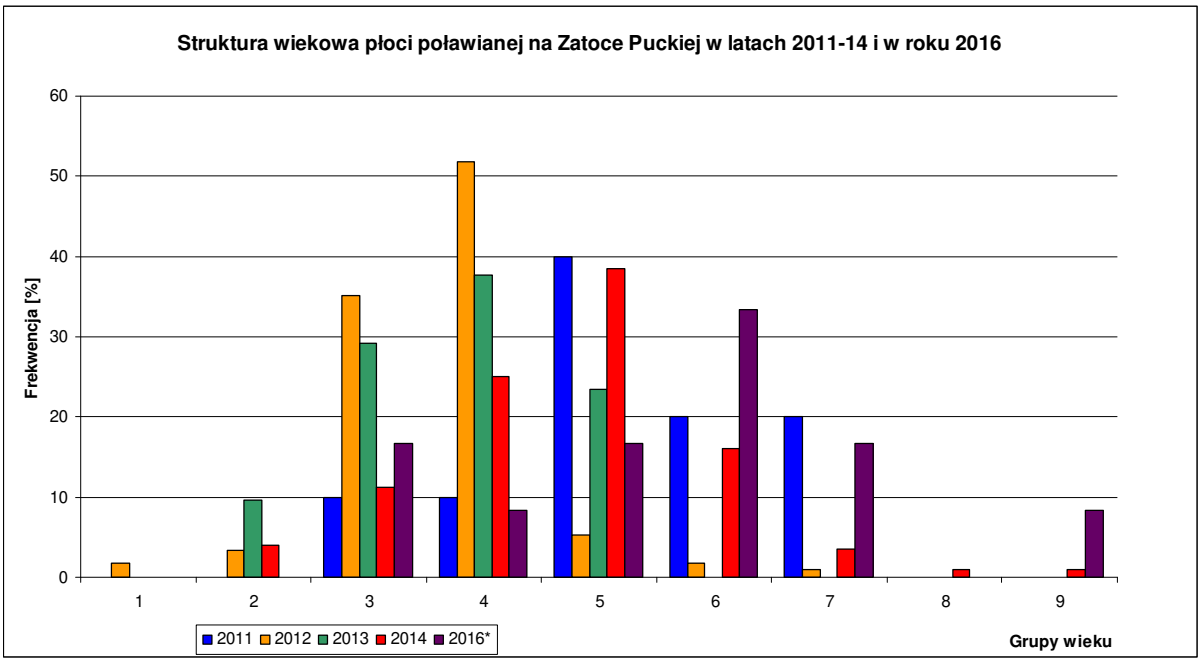
Płoć w latach 60. i 70. ubiegłego wieku odgrywała w rybołówstwie Zatoki Puckiej bardzo istotną rolę. W latach 70. odławiano średnio, corocznie ponad 140 ton. Największe połowy płoci odnotowano w roku 1979 – blisko 200 ton. W latach 90. odłowy tego gatunku spadły do początkowo 1,2 tony, a pod koniec lat 90. nie stwierdzono płoci w połowach. W latach 2011-2016 rybacy z Zatoki Puckiej w wyładunkach deklarowali połów 36 kg płoci. Prowadzone w ramach programu Zostera obserwacje potwierdzają, że ryb tego gatunku jest w Zatoce Puckiej coraz mniej. Płoć nie jest obiektem połowów, bardzo często jest wypuszczana ponownie do wód Zatoki Puckiej.

Płoć dojrzałość płciową osiąga w wieku 3 lat , czasami 4 lat. Zwykle samce dojrzewają szybciej od samic.

Wcześniejsze rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego (Dz. U. z 2015, poz. 1015) określające wymiar ochronny na wodach wewnętrznych w rejonie Zatoki Puckiej na poziome 20 cm „w normalnych warunkach" (brak konkurencji ze strony babki byczej) powinno zabezpieczyć ten gatunek. Sytuacja w Zatoce Puckiej uległa jednak pewnym zmianom. W latach 1970-1980 Zatoka Pucka ulegała silnej eutrofizacji - wykorzystywały to ryby z rodziny karpiowatych, które w wodach zeutrofizowanych miały dobre warunki do wzrostu. Przykładem tego jest właśnie płoć i jej dynamiczny wzrost biomasy i odłowów w tych latach. W roku 1990 odnotowano w rejonie Helu pierwsze osobniki babki śniadogłowej (byczej) (Skóra K.E. 1992, Skóra K. E., Stolarski J. 1993, Skóra K.E. 1993.). Ten obcy dla ichtiofauny Zatoki Puckiej gatunek, ze względu na swoją strategię rozrodu, szersze spektrum możliwości dostosowawczych, przy jednocześnie zbliżonych preferencjach pokarmowych zaczął wypierać płoć z Zatoki Puckiej.

W roku 2014 zarybiono wody Zatoki Puckiej liczbą 1, 2 mln sztuk narybku płoci o wymiarach od 2,5 cm do 3,5 cm. Wymienione wyżej argumenty skłaniają do zwiększenia ochrony płoci. Proponowano zwiększenie wymiaru ochronnego z 20 cm do 30 cm. Przy tej długości ryby osiągną 8 lat, czyli będą mogły przynajmniej 4 do 5 razy odbyć tarło. Dodatkowo z każdym rokiem będzie zwiększała się ich płodność. Gwarantem ograniczania liczebności płoci będzie dodatkowo szczupak, którym wody Zatoki

Puckiej były zarybiane w latach 2010-2014. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego określiło jednak wymiar ochronny na ten gatunek w wysokości 20 cm.



Rys. 4.3.70. Struktura wiekowa płoci poławianej w Zatoce Puckiej w latach 2011-2014 i w 2016 r.

* Dane pochodzą wyłącznie z połowów badawczych.

Okres rozrodu płoci przypada zwykle na miesiące kwiecień – maj, kiedy temperatura wody osiągnie 10-11°C. Ponieważ na wodach wewnętrznych Zatoki Puckiej wcześniej nie było wprowadzonego okresu ochronnego dla tego gatunku, proponowano wprowadzenie go na okres od 1 marca do 15 maja lub 30 maja. Jednak ten postulat nie został uwzględniony w przywołanym powyżej rozporządzeniu. Dla płoci nie ma zatem okresu ochronnego.

Gatunki chronione i obszary chronione na Zatoce Puckiej.

W Tabela 4.3.22 przedstawiono spis gatunków chronionych jakie występowały lub odnotowano ich obecność w wodach Zatoki Puckiej oraz stopień oddziaływania na nie rybołówstwa. Oddziaływanie rybołówstwa na gatunki chronione jest minimalne. Mogą tylko zdarzyć się przypadkowe połowy parposza odnotowywane w części zewnętrznej oraz jesiotra ostronosego pochodzącego z zarybiania. Pozostałe gatunki ze względu na swoje rozmiary nie były odnotowywane w połowach rybackich.

Tabela 4.3.22. Spis gatunków chronionych odnotowywanych na Zatoce Puckiej i oddziaływanie na nie rybołówstwa.

GATUNEK		Bytujący stale	Bytujący okresowo	Bytujący okazjonalnie	Charakter występowania	Oddziaływanie rybołówstwa na gatunek
Nazwa polska	Nazwa łacińska					
Aloza	*Alosa alosa*			X	ginący	brak
Babka czarna	*Gobius nigier*	X			rzadki	brak

GATUNEK		Bytujący stale	Bytujący okresowo	Bytujący okazjonalnie	Charakter występowania	Oddziaływanie rybołówstwa na gatunek
Nazwa polska	Nazwa łacińska					
Babka czarnoplama	*Coryphopterus flavescens*	X			bardzo rzadki	brak
Babka mała	*Pomatoschistus minutus*	X			często występujący	brak
Babka piaskowa	*Pomatoschistus microps*	X			lokalnie liczna	brak
Dennik	*Liparis liparis*			X	bardzo rzadki	brak
Iglicznia	*Syngnathus typhle*	X			liczny	brak
Jesiotr ostronosy	*Acipenser oxyrinchus*			X	rzadki z zarybień	małe
Kur rogacz	*Troglopsis quadricornis*			X	rzadki	brak
Parposz	*Alosa fallax*		X		rzadki	sporadycznie odławiany na Zatoce Puckiej zewnętrznej
Pocierniec	*Spinachia spinachia*			X	bardzo rzadki	spotykany na Zatoce Puckiej zewnętrznej
Wężynka	*Nerophis ophidion*	X			częsty	brak

W rejonie Zatoki Puckiej, występują dwa obszary typu Natura 2000. Pierwszy, Zatoka Pucka to obszar ptasi PLB 22005, drugi to Zatoka Pucka i Półwysep Helski obszar siedliskowy PLH 220032. Dodatkowo na tym obszarze znajduje się Nadmorski Park Krajobrazowy. W rejonie Zatoki Puckiej mamy też rezerwat „Beka" o powierzchni 355,60 ha położony w części lądowej w powiecie puckim w gminach Puck i Kosakowo oraz na obszarze morskim morskich wód wewnętrznych Zatoki Gdańskiej.

Rezerwat obejmuje zabagnione łąki halofilne (słone), łąki zmiennowilgotne i miałki turzycowe oraz szuwary i formacje wydmowe. Obszar rezerwatu jest siedliskiem wielu rzadkich ptaków między innymi biegusa zmiennego, bąka, gęgawy, ohara, szlachara, trzech gatunków błotników, żurawia czapli siwej itp. Miejsce to jest też zimą ostoją dla łysek, czernic, krzyżówek, gągołów czy łabędzi. W okolicach Władysławowa znajduje się rezerwat przyrody „Słone Łąki" z cennymi gatunkami chronionej roślinności jak: jarnik solankowy, babka nadmorska, ostrzew rudy czy centuria nadbrzeżna. Rejon rezerwatu jest miejscem przebywania wielu gatunków ptaków wodnych takich jak: łyski, łabędzie nieme, różne gatunki kaczek czy ptaków siewkowatych miedzy innymi biegusa zmiennego, kszyka, czy łęczka.

W rejonach rezerwatu „Beka" zarządzeniem nr 1 Okręgowego Inspektora Rybołówstwa Morskiego w Gdynia z dnia 1 czerwca 2010 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych sposobów wykonywania rybołówstwa morskiego na morskich wodach wewnętrznych w rejonie Zatoki Gdańskie wprowadzono stały rybacki obwód ochronny. Dodatkowo w rejonie ujścia rzeki Płutnicy obowiązywał okresowy rybacki obwód ochronny od 20 kwietnia do 20 czerwca. W obecnie obowiązujących przepisach (rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 16 września 2016 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich oraz szczegółowych warunków wykonywania rybołówstwa komercyjnego) nie uwzględniono obwodów ochronnych w tych rejonach.

Informacja na temat eksploatacji selektywnej gatunków zwierząt obejmująca przypadkowe połowy gatunków niebędących gatunkami docelowymi, w tym powodowana przez połowy komercyjne i rekreacyjne

Przyłów ryb gatunków niekomercyjnych i chronionych

Niniejszą aktualizację wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wykonano opierając się na danych pochodzących z obserwacji połowów wykonanych przez obserwatorów ulokowanych na jednostkach rybackich wykonujących połowy na morzu. Największa liczba informacji pochodziła z bazy danych Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich (WPZDR). Tylko niewielki procent pochodził z realizacji innych programów wykonywanych przez MIR-PIB, polegających na monitorowaniu rybołówstwa morskiego przez obserwatorów wykonujących swoje zadania na jednostkach rybackich.

Używane w tekście wyrażenie „gatunki niekomercyjne" oznacza gatunki ryb, których poławianie nie stanowi głównego celu połowu, jednak po złowieniu mogą być traktowane na równi z gatunkami będącymi głównym zamiarem połowów – stanowią wówczas wyładunek i mogą zostać wprowadzone do obrotu handlowego. Ponadto, należy zwrócić uwagę na fakt, że uzyskane z ich sprzedaży przychody nie stanowią znaczącej pozycji we wpływach do budżetu przedsiębiorstw rybackich oraz indywidualnych rybaków.

Odmienna sytuacja występuje w przypadku ryb dobijakowatych łowionych intencjonalnie w POM (tobiasz - *Ammodytes tobianus* oraz dobijak - *Hyperoplus lanceolatus*) – w ostatnich latach daje się zauważyć ukierunkowane na te gatunki połowy floty rybackiej. Sytuacja ta jest wynikiem zwiększenia popytu na surowce służące do produkcji pasz przeznaczonych m.in. na potrzeby akwakultury.

Na potrzeby niniejszego opracowania użyto danych pochodzących z obserwacji połowów na morzu prowadzonych przez obserwatorów z ramienia MR-PIB. W sumie w latach 2011-2016 prowadzono obserwacje podczas 550 rejsów rybackich. Znakomita większość danych - 540 obserwowanych rejsów - uzyskana została w związku z realizacją WPZDR (Wieloletni Program Zbierania Danych Rybackich; tabela 4.3.23). Tylko w 10 przypadkach informacje pochodziły z rejsów odbytych w trakcie realizacji innych programów badawczych.

Tabela 4.3.23. Liczba obserwowanych w ramach WPZDR rejsów badawczych w latach 2011 – 2016.

Podobszar ICES lub Zalew/Rok	ICES 24, 25, 26 (bez zalewów)	Zalew Szczeciński	Zalew Wiślany
2011	66	14	14
2012	52	14	14
2013	59	10	10
2014	66	14	13
2015	75	14	14
2016	65	14	12
Suma	383	80	77

Wytyczne WPZDR definiują liczbę koniecznych do przeprowadzenia obserwacji na morzu, w celu umożliwienia scharakteryzowania połowów prowadzonych przez statki rybackie operujące pod polską banderą. Ponadto, założenia programu szczegółowo określają obszary, narzędzia połowowe, typ i klasę wielkości jednostek łowczych oraz określają częstość i liczebność pobieranych do badań prób danego gatunku ryb będącego obiektem eksploatacji. Każdorazowo przy okazji badań złowionych ryb

(stanowiących główną masę wyładunku) na pokładach statków rybackich, ekipa naukowo-badawcza zobowiązana jest zanotować złowione okazjonalnie inne organizmy morskie, stąd wskazania WPZDR umożliwiają nakreślenie podstawowej charakterystyki przyłowu gatunków niekomercyjnych i chronionych.

Z uzyskanych danych jednoznacznie stwierdzić można, że największą liczebność ryb niekomercyjnych odnotowano w obrębie Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. W obu przypadkach ma to związek z lokalizacją wystawianych narzędzi połowowych. Ze względu na panujące warunki w obrębie obu akwenów (częściowo osłonięte brzegi, niewielka odległość od portu macierzystego) możliwe jest wystawienie na płytkich łowiskach specyficznych, dostosowanych do miejscowych warunków narzędzi połowowych. To właśnie w obrębie płytkich siedlisk wód przejściowych, ze względu na korzystne warunki dla odbycia tarła i bytowania, masowo spotykane są młode osobniki ryb niekomercyjnych.

Tabela 4.3.24. Liczba osobników ryb poszczególnych gatunków w przyłowie w latach 2011-2016 na podstawie obserwacji połowów prowadzonych w ramach WPZDR oraz innych programów badawczych MIR-PIB (550 rejsów).

Gatunek	ICES 24	ICES 25	ICES 26	Zalew Szczeciński	Zalew Wiślany
Gatunki chronione					
Iglicznia	0	0	1	0	0
Parposz	0	3	8	0	0
Gatunki „niekomercyjne" (brak popytu)					
Kur diabeł	94	166	4	0	0
Tasza	51	125	239	0	0
Ciernik	0	3	45	0	0
Gatunki „rzadko komercyjne" (okazjonalnie pojedyncze ryby są zatrzymywane)					
Jazgarz	0	0	0	1737	385
Jaź	0	0	0	33	5
Kleń	0	0	0	24	1
Ukleja	0	0	0	6	113
Węgorzyca	16	2	0	0	0
Gatunki „czasami komercyjne" (w zależności od wielkości połowu, wielkości osobniczej i popytu ryby są zatrzymywane)					
Babka bycza	0	2	42	976	407
Belona	5	32	1	62	0
Boleń	0	0	0	39	7
Certa	0	0	0	180	66
Witlinek	606	116	0	0	0
Ciosa (Zalew Wiślany)	0	0	0	0	891
Stynka	4	1	11	65	125
Motela	5	4	0	0	0
Krąp	0	0	0	190	773
Gatunki „komercyjne"					

(odrzucane osobniki niewymiarowe - zgodnie z obowiązującymi przepisami lub zwyczajowym wymiarem handlowym)					
Makrela	22	129	4	0	0
Karp	0	0	0	0	2
Miętus	0	0	0	112	34
Plamiak	3	1	0	0	0
Sieja	4	1	53	184	0
Sola	2	0	0	0	0

Liczebność taksonów stwierdzonych w obrębie środowiska zalewowego oraz morskiego (Tabela 4.3.24) kształtowała się na podobnym poziomie (odpowiednio: 14 i 17 gatunków). Daje się jednak zauważyć wyraźną różnicę w składzie gatunkowym ichtiofauny w obu środowiskach. W przypadku zalewów dominują ryby karpiowate i okoniowate. W pozostałych wodach dominują taksony, których przedstawiciele zasiedlają w większości wody morskie.

Spośród wszystkich gatunków ryb niekomercyjnych, jedynie cztery (babka bycza, belona, stynka, sieja) stwierdzono zarówno w środowisku zalewowym oraz morskim.

Na obu zalewach najliczniej łowionym gatunkiem niekomercyjnym są jazgarz oraz babka bycza. Mniej licznie występują krąp, certa, stynka i miętus. Jedynie w obrębie Zalewu Szczecińskiego notowano sieję, natomiast występowanie w połowach ciosy ograniczone było do Zalewu Wiślanego.

Najczęściej łowionymi na morzu gatunkami okazały się być: witlinek, tasza, kur diabeł oraz makrela. Wyraźnie daje się zauważyć częstsze występowanie witlinka, kura diabła oraz makreli w obrębie podobszarów 24 i 25 ICES niż 26 ICES. Rozmieszczenie połowów taszy było równomierne w skali wspomnianych wyżej trzech podobszarów ICES.

W przyłowie w latach 2011 – 2016 stwierdzono występowanie dwóch gatunków chronionych. W podobszarach 25 i 26 ICES zanotowano 11 osobników parposza oraz jednego osobnika igliczni (podobszar 26 ICES; Zatoka Pucka).

Stwierdzone w narzędziach rybackich ciosy nie znajdowały się pod ochroną, gdyż zgodnie z przepisami rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. poz. 2183), osobniki populacji z Zalewu Wiślanego nie podlegają ochronie.

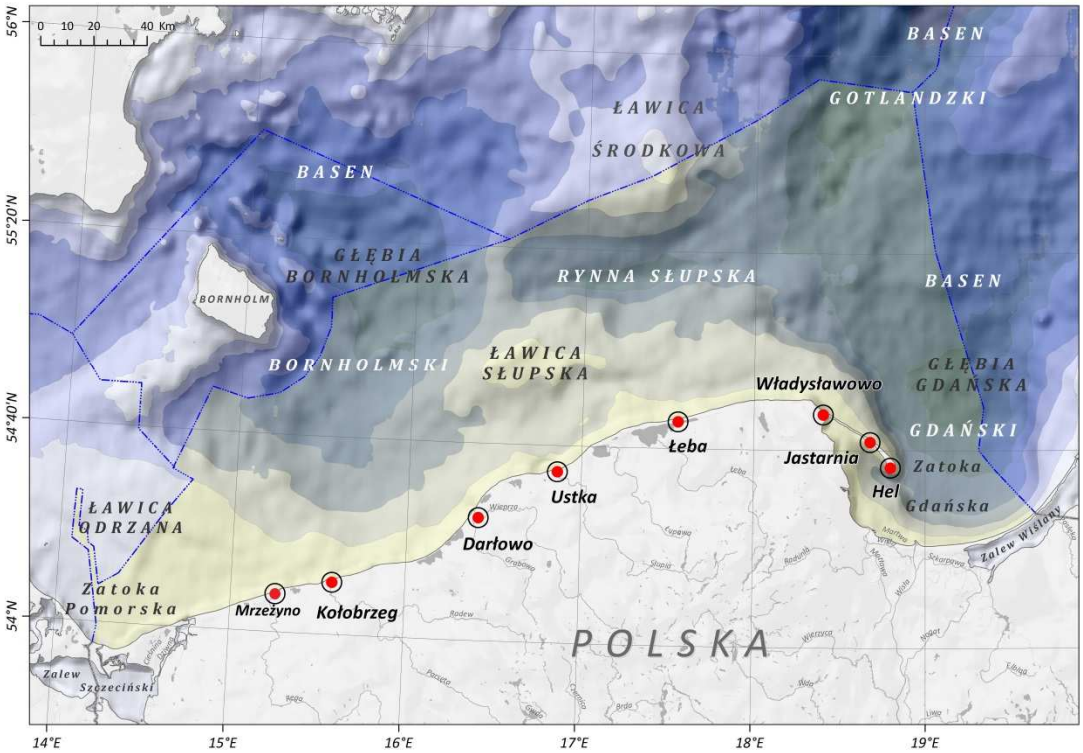
Morskie połowy rekreacyjne dorsza

Ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim, która weszła w życie z dniem 4 marca 2015 r. określa przede wszystkim zasady wykonywania rybołówstwa morskiego. Rybołówstwo rekreacyjne stanowiące element wykorzystania zasobów stało się również przedmiotem regulacji tej ustawy. Najistotniejszą zmianą dotyczącą wędkarstwa było podzielenie osób zajmujących się wędkarstwem morskim na dwie grupy. Pierwszą stanowią armatorzy statków i organizatorzy zawodów wędkarskich. Dla tej grupy wykonywanie rybołówstwa rekreacyjnego dopuszcza się na podstawie pozwolenia wydanego przez okręgowego inspektora rybołówstwa morskiego. Wydane pozwolenia są rejestrowane. Drugą grupę stanowią osoby fizyczne (wędkarze), w odniesieniu do których zniesiono obowiązek posiadania pozwolenia na połowy rekreacyjne. Połowy dla tych osób dopuszcza się na podstawie dowodu uiszczonej opłaty. W szczególności rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 6 lipca 2015 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich poławianych przy wykonywaniu rybołówstwa rekreacyjnego oraz szczegółowego sposobu i warunków wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego określa dopuszczalną liczbę dorszy, którą można złowić uprawiając wędkarstwo dorszowe. Zgodnie z przepisami tego rozporządzenia ilość dorszy, którą może wyłowić i zatrzymać osoba fizyczna prowadząca połowy w ciągu doby, wynosi nie więcej niż 14 sztuk. Natomiast armatorzy statków przewożących wędkarzy i organizatorzy zawodów wędkarskich prowadzą nielimitowane połowy dorszy muszą jednak sporządzić raport z połowów wędkarskich obejmujący również liczbę złowionych dorszy. Wędkarstwo dorszowe nie jest limitowane ze względu na okresy ochronne, które obowiązuję w rybołówstwie komercyjnym. Jednak wymiar ochronny na połowy dorszy wynoszący 35 cm w rybołówstwie komercyjnym obowiązuje również

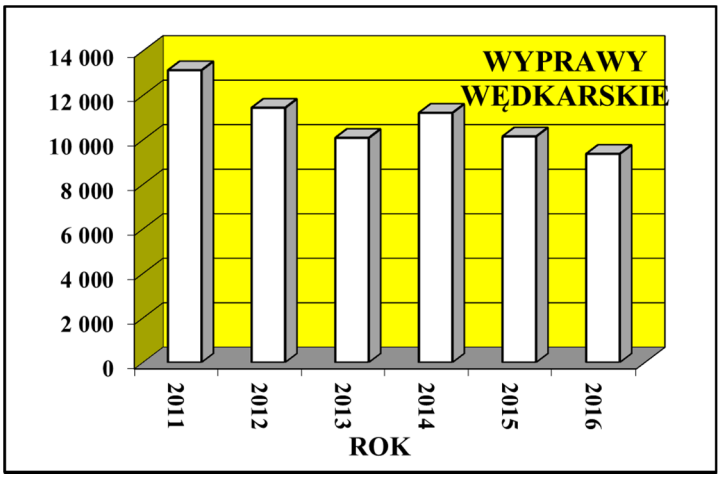
połowy rekreacyjne dorszy. Pewnemu limitowaniu podlega sposób prowadzenia połowów wędkarskich dorszy, który zgodnie z przepisami rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 6 lipca 2015 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich poławianych przy wykonywaniu rybołówstwa rekreacyjnego oraz szczegółowego sposobu i warunków wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego dopuszcza prowadzenie połowów dorsza ze statku lub innego niż statek urządzenia pływającego, w którym zakończenie linki ze sztuczną przynętą z przymocowanym do niej, w sposób elastyczny, haczykiem o nie więcej niż 3 ostrzach rozstawionych w taki sposób, aby nie wykraczały poza obwód koła o średnicy 30 mm lub nie przekraczały szerokości przynęty, lub przyponem zakończonym haczykiem o jednym ostrzu, którego rozwarcie nie przekracza 20 mm, z przymocowaną do niego sztuczną przynętą. Brak jest regulacji unijnych odnośnie połowów rekreacyjnych dorsza.

Dorszowe wyprawy rekreacyjne są organizowane z następujących portów polskiego wybrzeża: Hel, Jastarnia, Władysławowo, Łeba, Ustka, Darłowo, Kołobrzeg, Mrzeżyno (Rys. 4.3.71).

Na podstawie prowadzonych w kapitanatach portów wyżej wymienionych miejscowości rejestracji wychodzących w morze statków rekreacyjnych, dokonano podsumowania rocznej liczby wypraw wędkarskich za lata 2011-2016 (Rys. 4.3.72).

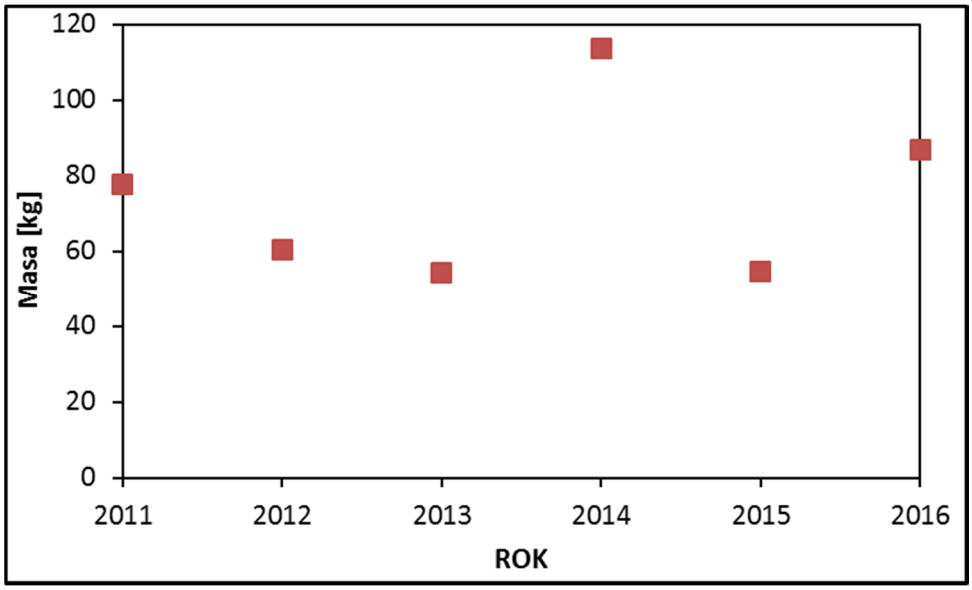


Rys. 4.3.71. Porty, z których są organizowane wyprawy na połowy rekreacyjne dorsza (*mapa opracowana przez Lenę Szymanek, MIR-PIB*).



Rys. 4.3.72. Liczba rejsów rekreacyjnych zaewidencjonowana przez kapitanaty portów

W latach 2011-2013 stwierdzono zmniejszanie się sumarycznej liczby rejsów rekreacyjnych. Redukcja była znacząca, gdyż liczba rejsów w 2013 r. była o 23% mniejsza niż w 2011 r. Jednak w 2014 r. nastąpił wzrost o 11% w stosunku do 2013 r. W latach 2015 i 2016 następowało zmniejszanie się liczby wypraw rekreacyjnych. Zatem w latach 2011-2016 występował spadkowy trend liczby wypraw (redukcja o 28,6% ww. okresie).

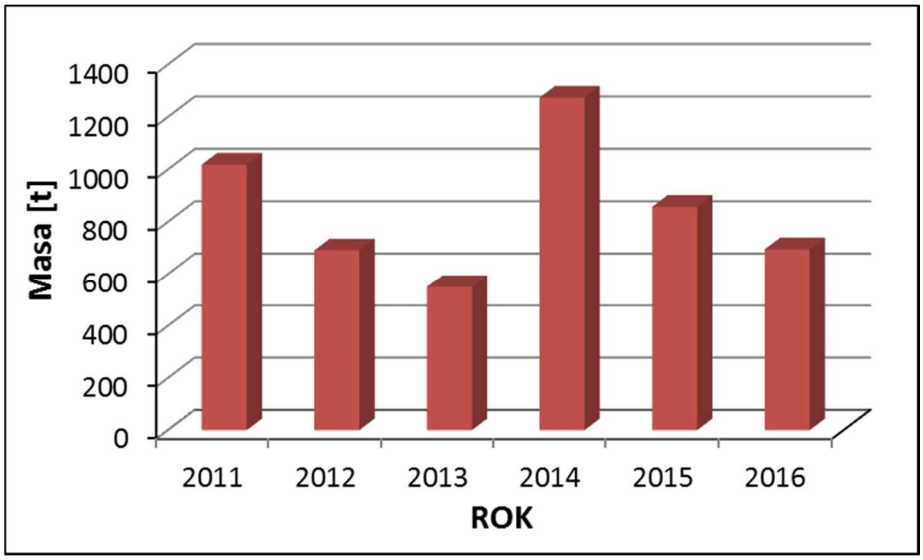


Rys. 4.3.73. Średnia roczna masa dorszy uzyskana w wyprawie wędkarskiej w latach 2011-2016 na podstawie udziału pracowników MIR-PIB w rejsach (on-board observer trips).

Na podstawie udziału pracowników MIR-PIB w rejsach statków wędkarskich uzyskano średnią masę połowu dorszy przypadającą na wyprawę rekreacyjną (Rys. 4.3.73). Z danych tych wynika, że wielkość połowu dorszy w latach 2011-2016 utrzymywała się na dość wyrównanym poziomie (od 54 kg do 87 kg). Wyjątek stanowił rok 2014, kiedy wielkość ta osiągnęła 113,5 kg. Zatem nie stwierdzono występowania silnie zaznaczonego trendu zmian wartości tego parametru.

Zarówno dane dotyczące liczby wypraw rekreacyjnych jak i wyniki badań połowów rekreacyjnych dorszy prowadzonych w morzu posłużyły do estymacji rocznej wielkości połowów wędkarskich dorszy uzyskanej przez wędkarzy wypływających z polskich portów. W przyjętej metodzie wyliczono średnią masę dorszy uzyskiwaną w wyprawie w danym kwartale roku, gdyż wyniki połowowe dorszy (i średnia masa łowionych dorszy) są zróżnicowane ze względu na sezon (użyto -

kwartałów) połowów. Tak wyliczoną średnią masę połowu przemnożono przez liczbę wypraw wędkarskich zarejestrowaną przez kapitany portów w danym kwartale, gdyż aktywność wędkarska połowów dorszowych wyrażona za pomocą liczby rejsów bardzo się różni pomiędzy poszczególnymi kwartałami. Zsumowanie połowów kwartalnych w poszczególnych latach dało roczne połowy rekreacyjne przedstawione na Rys. 4.3.74.



Rys. 4.3.74. Wielkość oszacowanych polskich połowów rekreacyjnych dorszy w latach 2011-2016.

Połowy wędkarskie w okresie 2011-2016 można podzielić na dwa okresy charakteryzujące się malejącym trendem połowów. Pierwszy dotyczył lat 2011-2013, a drugi lat 2014-2016. Rok 2014 znacząco odstaje od pozostałych lat, co wynika z przyrostu liczby wypraw wędkarskich odnotowanych w tym roku (Rys. 4.3.72) i uzyskania najwyższej w latach 2011-2016 średniej wydajności połowowej przypadającej na rejs (Rys. 4.3.73). Te dwa czynniki przyczyniły się do uzyskania najwyższego połowu w 2014 r. Zmiany oszacowanej rocznej wielkości połowów rekreacyjnych charakteryzowały się jednak nieznacznie malejącym trendem w latach 2011-2016.

Informacja o wynikach obserwacji przyłowu ssaków i ptaków morskich w sieci rybackie jednostek połowowych pływających pod polską banderą

MIR – PIB, w ramach zlecanego corocznie programu monitoringu przypadkowych połowów waleni w POM, prowadził równolegle obserwacje przyłowu innych ssaków morskich (fok) i ptaków. Szczegółowe informacje na temat wyników programu były raportowane zleceniodawcy po zakończeniu rocznego cyklu monitoringu w formie „Raportu z realizacji Programu Monitorowania Przypadkowych Połowów Waleni w roku ….". Do 2014 r. wspomniany program monitoringu (zwany dalej „Programem") stanowił osobne zlecenie finansowane przez MRiRW, a od 2015 r. został włączony do Narodowego Programu Zbioru Danych Rybackich, finansowanego przez KE i Polskę. W dalszym ciągu głównym celem Programu pozostał jednak monitoring połowów rybackich na kutrach o długości równej lub przekraczającej 15 m, prowadzących połowy przy użyciu sieci stawnych skrzelowych (GNS) o prześwicie oczka powyżej 80 mm oraz włoków pelagicznych, pod kątem przypadkowych połowów waleni w POM. Działalność ta wynikała z zobowiązania Polski do realizacji przepisów rozporządzenia Rady (WE) nr 812/2004 z dnia 26 kwietnia 2004 r. ustanawiającego środki dotyczące przypadkowych odłowów waleni na łowiskach i zmieniającego rozporządzenie (WE) nr 88/98. W przypadku trudności czasowych, technicznych lub formalnych związanych z możliwością wykonania monitoringu założonej wielkości nakładu połowowego segmentu kutrów >15 m, w niektórych latach prowadzono również monitoring przyłowu przez jednostki łodziowe w strefie przybrzeżnej, głównie w Zatoce Puckiej.

W trakcie 11 lat realizacji Programu (od roku 2006) ani razu nie stwierdzono połowu walenia, a konkretnie morświna bałtyckiego. W okresie, którego dotyczy niniejsze opracowanie, tj. lat 2011-2016, poza jednym wyjątkiem, nie zaobserwowano w wyniku połowów włokowych śmiertelności ptaków i fok. Jedyny przypadek złowienia ptaka w trakcie połowów włokami (mewa srebrzysta) miał miejsce 5 czerwca 2012 r., jednak ze względu na incydentalny charakter tego zajścia, nie zostało ono uwzględnione w dalszej części opracowania. Zjawisko śmiertelności ptaków i ssaków (fok) zostało zaobserwowane jedynie w trakcie połowów stawnymi sieciami skrzelowymi (GNS) i występowało ono w bardzo nieznacznym zakresie, zarówno na wodach otwartych jak i przybrzeżnych. W Tabela 4.3.25 przedstawiono zestawienie nakładu połowowego monitorowanego pod kątem przyłowu ptaków i ssaków morskich, w trakcie realizacji Programu Monitorowania Przypadkowych Połowów Waleni.

Tabela 4.3.25. Liczba przyłowionych ptaków i fok na tle wielkości monitorowanego nakładu połowowego rybołówstwa segmentu GNS w latach 2011-2016, z podziałem na łodzie i jednostki >15 m oraz kwadraty ICES.

Rok	Okres prowadzonych obserwacji przyłowu	Klasa długości (m)	Podobszar ICES	Czas obserwacji (doby)	Łączna długość monitorowanych, wystawionych sieci (km)	Monitorowany nakład GNS (NMD)	Przyłów ptaków (szt.)*	Przyłów fok (szt.)*
2011	3.05-27.05	>15	25	109.59	204.15	258 600.80	4	0
2011	13.04-8.11	łódki	26	35.71	30.01	31 464.17	2	0
2012	29.06-9.07	>15	24	80.46	213.60	206 150.00	0	0
2012	14.05-24.06	>15	25	117.02	260.32	461 145.00	2	0
2012	29.05-16.06	>15	26	25.17	92.06	115 825.00	0	0

2012	23.03-19.10	łódki	26	16.17	14.36	14 927.00	4	0
2013	18-20.07	>15	24	9.42	30.00	57 500.00	0	0
2013	19.05-13.12	>15	25	86.05	408.80	607 425.00	0	3
2013	15.04-8.11	łódki	26	74.75	24.02	28 328.33	1	0
2014	21.05-31.10	>15	25	200.64	589.20	684 522.60	0	0
2014	9.09-16.10	łódki	26	116.35	32.40	26 816.67	0	0
2015	27.10-23.11	>15	25	32.04	152.90	168 139.60	0	0
2016	2.04-26.10	>15	25	54.33	276.30	334 147.90	2	1

*) Dotyczy łącznej liczby stwierdzonych w sieciach osobników martwych i żywych.

Szczegółowy wykaz wszystkich gatunków zwierząt stwierdzonych w trakcie monitorowanych połowów sieciami typu GNS przedstawiono w Tabela 4.3.26.

Tabela 4.3.26. Szczegółowy wykaz zwierząt przyłowionych w trakcie monitorowanych połowów sieciami stawnymi (GNS) w POM, w latach 2011-2016, w podziale na poszczególne lata, segmenty floty i na obszary statystyczne ICES.

Przyłowiony gatunek	Osobnik martwy	Osobnik żywy	Data wybrania	Godzina wybrania	Szer. geogr. N	Dł. geogr. E	Kwadrat rybacki	Rejon ICES	Kod narzędzia	Oczko - prześwit (mm)	Długość narzędzia (m)	Czas trwania połowu (h)	Segment rybołówstwa	Długość statku (m)
Uhla zwyczjna (*Melanitta fusca*)	0	1	05.05.2011	19:05:00	55.18	17.09	M-9	25	GNS	160	400	14,3	>15	17
Nurzyk pospolity (*Uria lomvia*)	1	0	05.05.2011	19:15:00	55.18	17.11	M-9	25	GNS	160	400	13,4	>15	17
Nur rdzawoszyi (*Gavia stellata*)	0	1	05.05.2011	19:36:00	55.18	17.15	M-9	25	GNS	160	400	11,5	>15	17
Alka zwyczajna (*Alca torda)*	0	1	08.05.2011	19:19:00	55.17	17.14	M-9	25	GNS	160	800	11,6	>15	17
Nurzyk pospolity (*Uria lomvia*)	2	0	21.04.2011	06:30:00	54.41	18.36	R-6	26	GNS	140	2100	24	łódki	6
Nurzyk pospolity (*Uria lomvia*)	1	0	30.05.2012	13:20:00	54.58	16.45	L-7	25	GNS	240	7800	110	>15	17
Nurzyk pospolity (*Uria lomvia*)	1	0	30.05.2012	16:30:00	54.59	16.50	L-7	25	GNS	240	3600	115	>15	17
Nurzyk pospolity (*Uria lomvia*)	0	1	23.03.2012	06:30:00	54.37	18.39	R-5	26	GNS	160	840	48	łódki	7
Niezidentyfikowane	3	0	13.04.2012	06:00:00	54.38	18.39	R-5	26	GNS	160	840	24	łódki	7
Foka szara (*Halichoerus grypus*)	1	0	19.05.2013	14:00:00	55.03	16.56	L-8	25	GNS	220	2500	74	>15	17
Foka szara (*Halichoerus grypus*)	1	0	31.05.2013	20:00:00	55.01	17.00	M-8	25	GNS	220	5000	120	>15	17
Foka szara (*Halichoerus grypus*)	1	0	01.06.2013	20:00:00	55.02	16.50	L-8	25	GNS	220	5000	120	>15	17
Czernica (*Aythya fuligula*)	1	0	22.10.2013	05:00:00	54.38	18.32	R-5	26	GNS	110	800	13	łódki	8
Foka szara (*Halichoerus grypus*)	1	0	20.05.2016	14:40:00	54.52	16.23	K-7	25	GNS	240	18000	126	>15	17
Nur czarnoszyi (*Gavia arctica*)	2	0	27.10.2016	10:00:00	55.45	17.16	M-6	25	GNS	110	2500	18	>15	17

Biorąc pod uwagę łączną wielkość monitorowanego nakładu połowowego, który w ogólnie stosowanych jednostkach nakładu, tj. 1000 NMD (1000 m sieci stawnych na 1 dobę połowu) wyniósł łącznie prawie 3000, stwierdzono niewielki udział przyłowionych gatunków zwierząt. Wynika to z faktu, że monitorowany nakład połowowy sieciami GNS, w rejonach przybrzeżnych, tam gdzie obserwuje się największe koncentracje zimujących ptaków morskich, m.in. w Zatoce Puckiej, gdzie prowadzono obserwacje (Obszar 26, kwadraty rybackie R5 i R6) wynosił niespełna 3,4% całości monitorowanego w latach 2011-2016 nakładu GNS w POM.

Ponadto, prowadzone obserwacje, nie obejmowały okresu zimowego. Należy więc stwierdzić, że przedstawione zestawienie w nie przedstawia materiału, na podstawie którego można określić skalę problemu przypadkowego połowu ptaków w stawne sieci skrzelowe eksploatowane przez polskie rybołówstwo. Przyłów fok na Bałtyku szacowany jest na poziomie 8%, a w północnym Bałtyku oszacowana liczba fok w przyłowie wynosi 2180 do 2380 osobników (Vanhatalo J. i in. 2014).

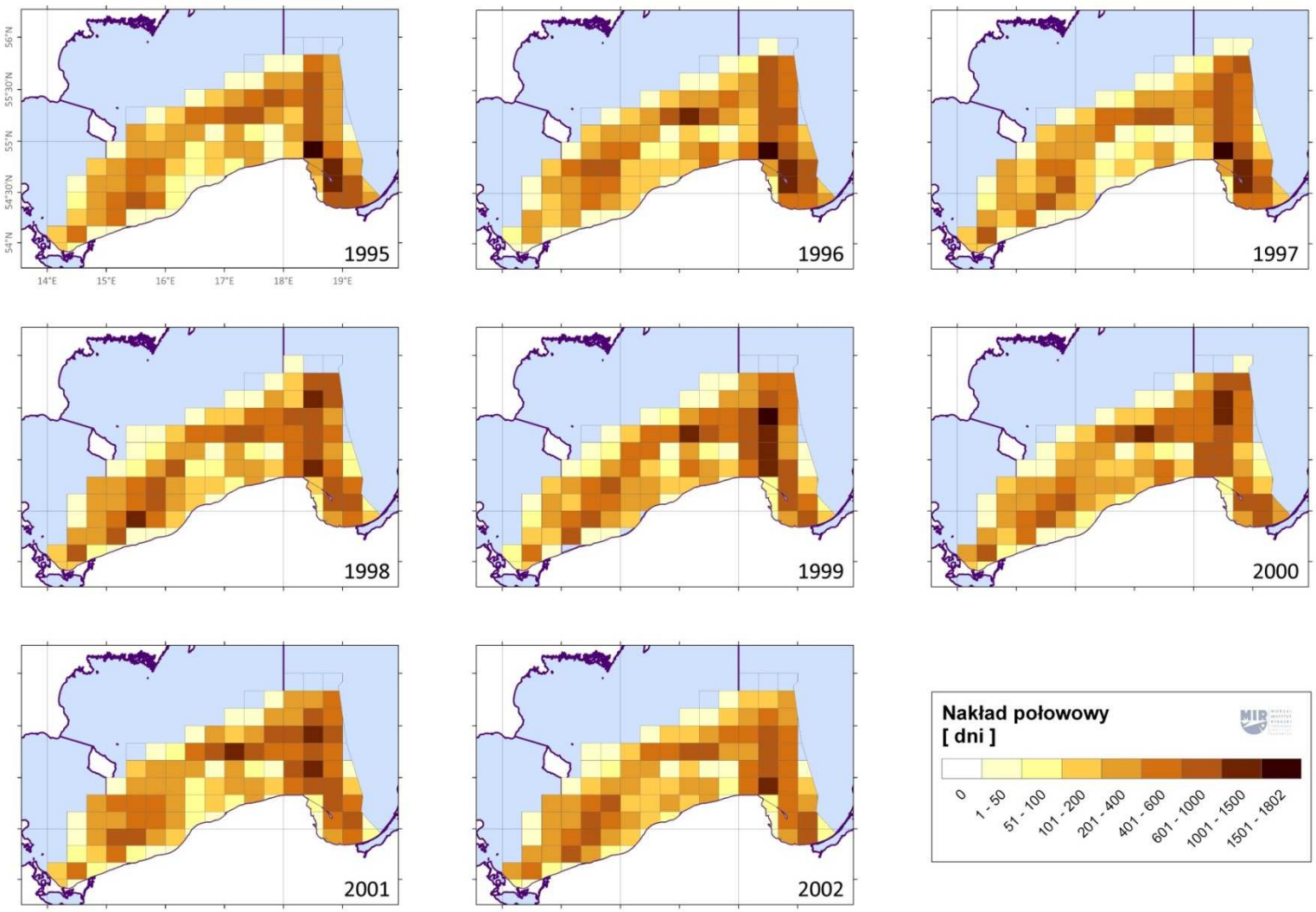
Presja rybołówstwa na dno morskie - nakład połowowy narzędzi dennych

Jedynym rodzajem rybackich narzędzi połowu oddziaływujących w POM na strukturę i integralność dna są włoki denne (OTB) i tuki denne (PTB). Na potrzeby niniejszego opracowania wykorzystano dane dotyczące połowów polskich statków rybackich w latach 1995-2016, będące w posiadaniu MIR-PIB oraz Centrum Monitorowania Rybołówstwa (CMR) w Gdyni.

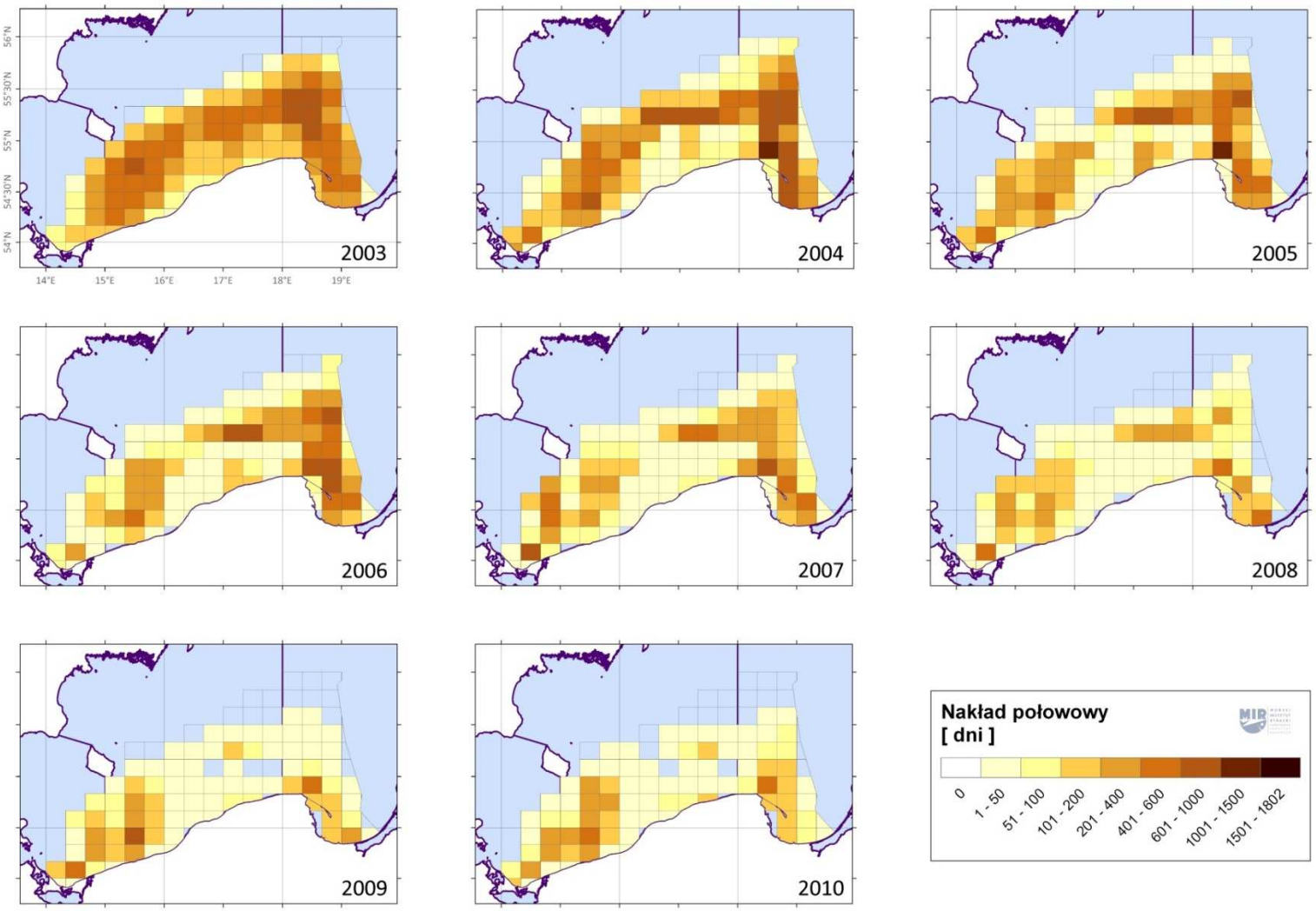
Za parametr opisujący nakład połowowy przyjęto tzw. statkodni, czyli liczbę dni jakie dany statek spędził na połowach. Dni połowowe wzięte pod uwagę pomijały czas spędzony na dopłynięcie i powrót z łowiska. Uwzględniono tutaj nie pełen czas rejsu, ale wyłącznie dni raportowane jako te, w których dokonano połowów czyli czas, kiedy narzędzia mogły faktycznie oddziaływać na dno morskie.

Obliczenia wykonano dla statystycznych jednostek powierzchni jakimi są bałtyckie kwadraty połowowe (rozdzielczość: X : 0.33(3)°, Y: 0.166(6)°. Powierzchnia pełnego kwadratu waha się w zależności od położenia od 389 do 404 km^2).

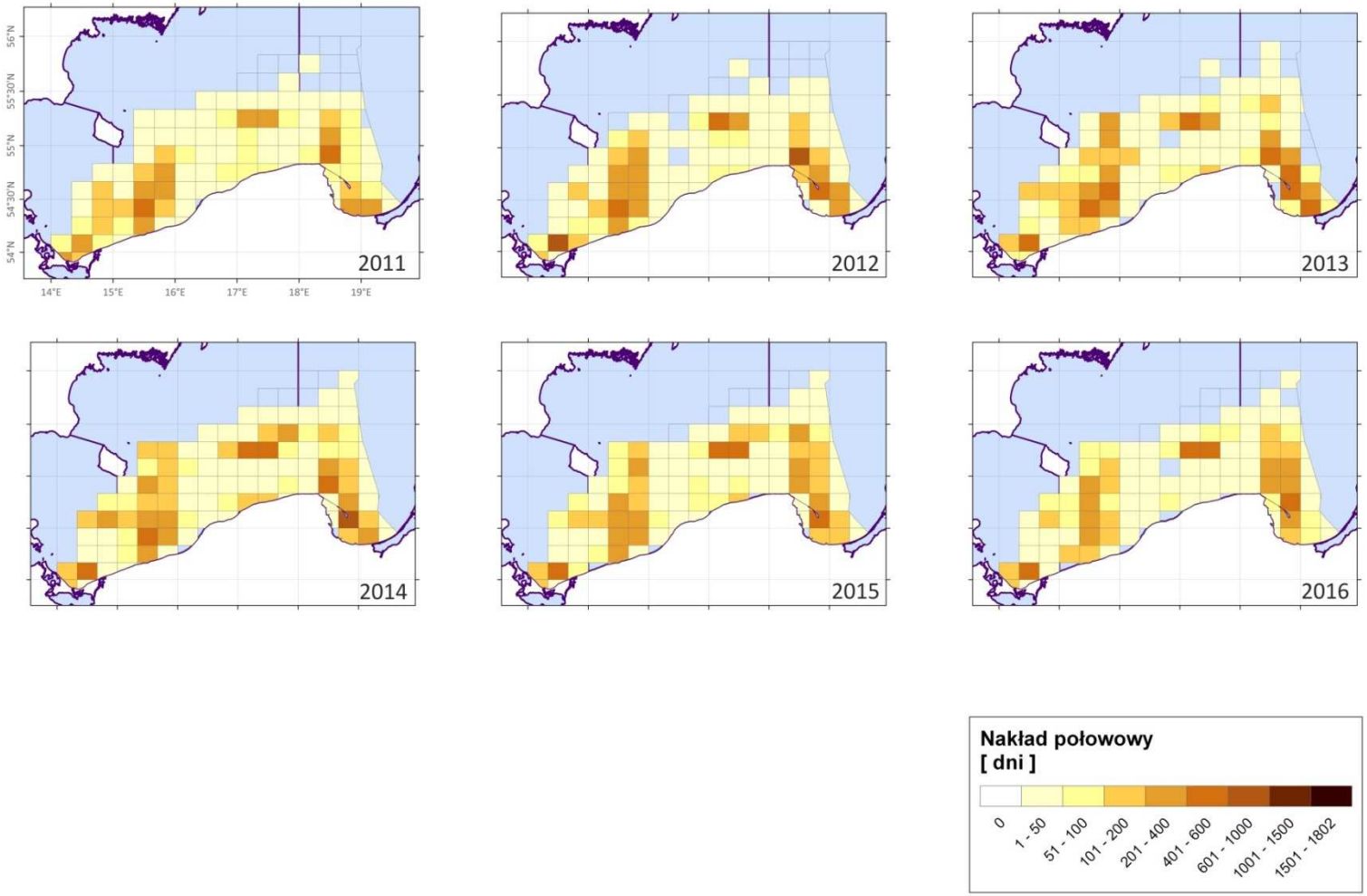
Zmiany nakładu dla poszczególnych lat zaprezentowano na Rys. 4.3.75 - Rys. 4.3.77.



Rys. 4.3.75. Nakład połowowy narzędziami oddziaływującymi na dno, w latach 1995-2002.



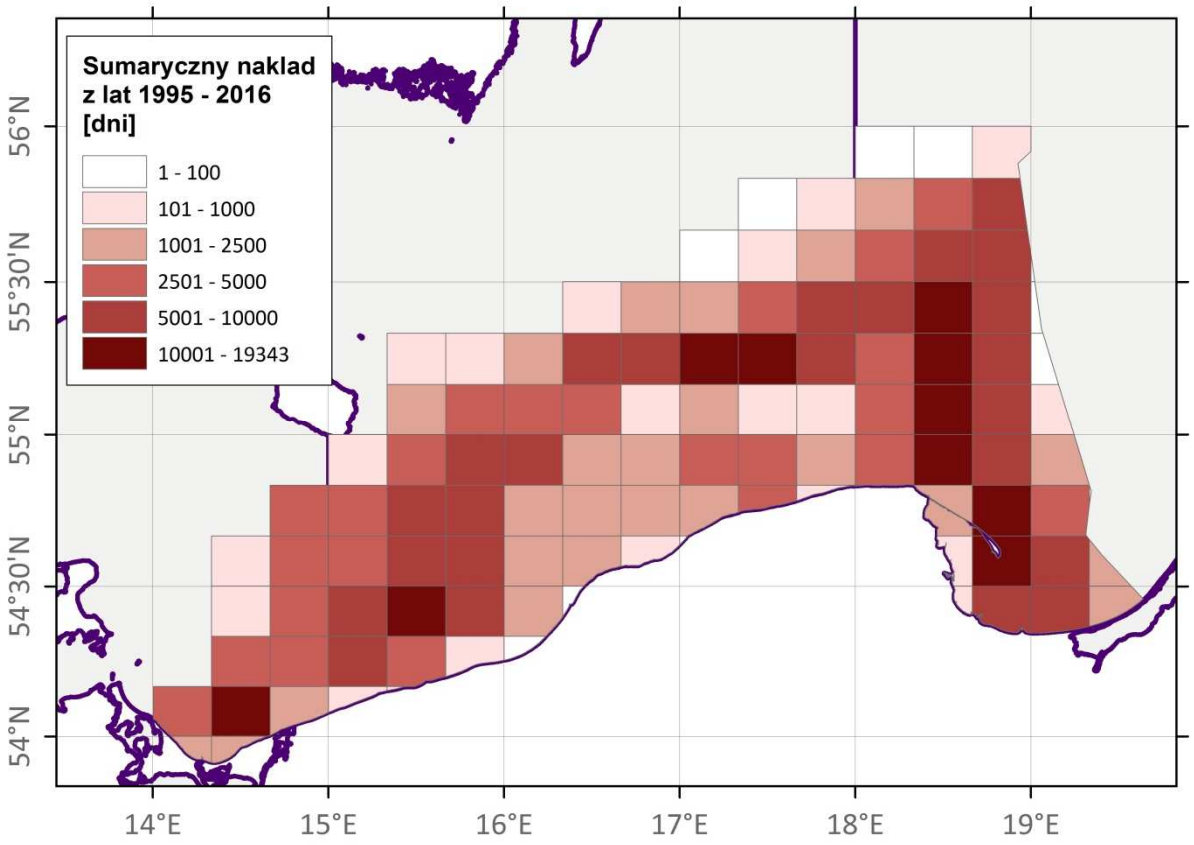
Rys. 4.3.76. Nakład połowowy narzędziami oddziaływującymi na dno, w latach 2003-2010.



Rys. 4.3.77. Nakład połowowy narzędziami oddziaływującymi na dno, w latach 2011-2016.

Na przedstawionych mapach widać zarówno istotne zróżnicowanie przestrzenne oszacowanego nakładu jak i generalny spadek intensywności stosowania obu analizowanych narzędzi połowowych. Przyczyny trendu spadkowego najprawdopodobniej wynikają po części z redukcji floty (po przystąpieniu do UE), a także wprowadzania nowych narzędzi zarządzania, takich jak tzw. trójpolówka (2009-2011), oraz regresu w rybołówstwie dorszowym (spowodowanym złą kondycją osobnicza ryb). W ostatnich latach nakład utrzymuje się na podobnym poziomie, z maksimum w rejonie Rynny Słupskiej, Basenu Gdańskiego (zwłaszcza okolic Helu) oraz południowej części Basenu Bornholmskiego i na łowisku kołobrzeskim.

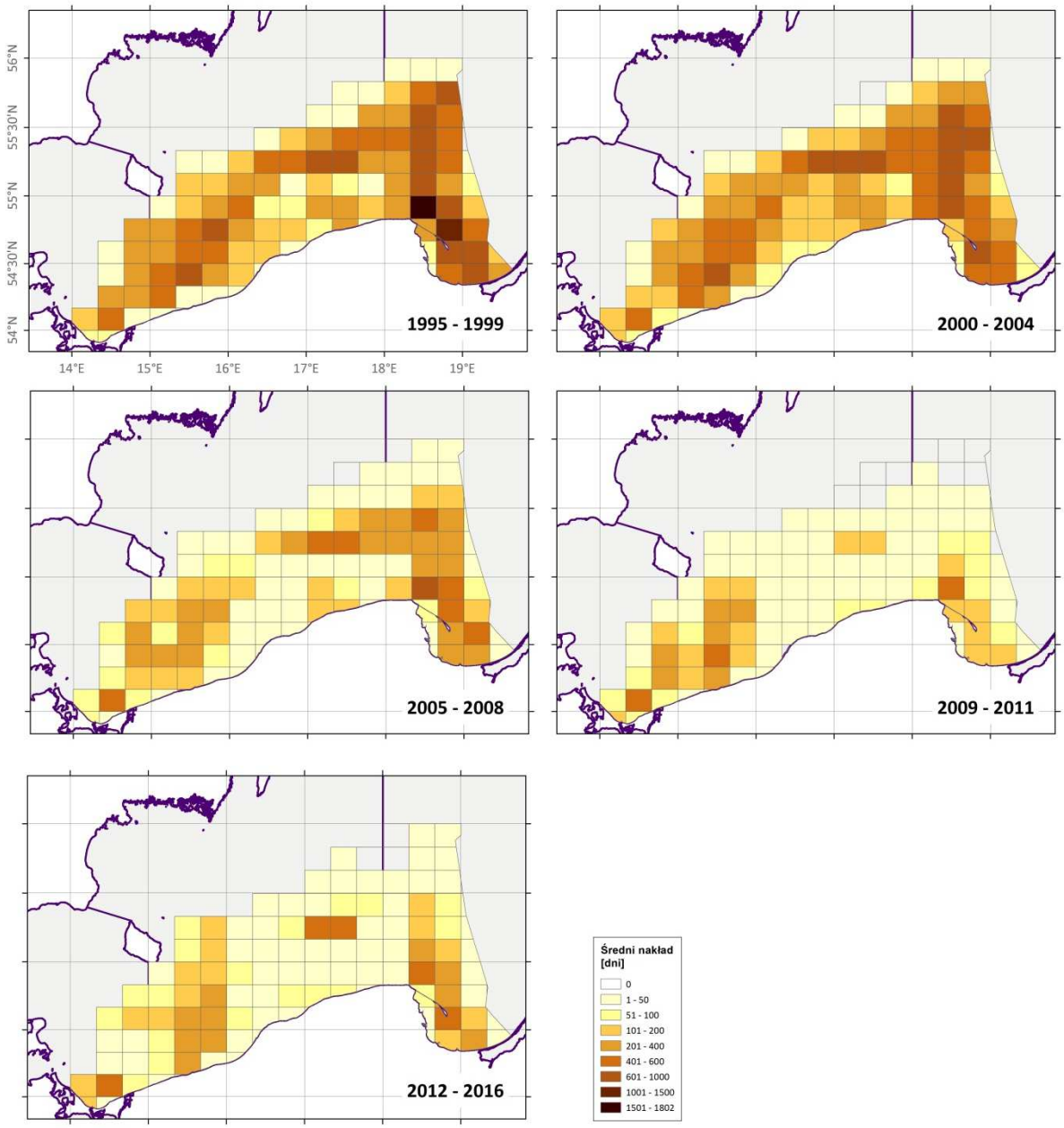
Sumaryczny nakład połowowy w badanym okresie przedstawia Rys. 4.3.78. Pozwala on określić obszary potencjalnie narażone na presję wynikającą ze stosowania omawianych narzędzi dennych.



Rys. 4.3.78. Sumaryczny nakład z lat 1995-2016.

Rys. 4.3.79 pokazuje podsumowanie zmian w wielkości średniego nakładu połowowego w latach 1995-2016. Widoczne jest wyraźne zmniejszenie wielkości nakładu połowowego do 2011 r. oraz niewielki wzrost w kolejnych latach, jednak zdecydowanie poniżej poziomu sprzed wejścia Polski do UE (1995-2004) oraz sprzed tzw. trójpolówki (2005-2008).

Ewentualna próba określenia istotności presji rybołówstwa musi uwzględnić nie tylko analogiczne dane z krajów łowiących w wodach Bałtyku Południowego, ale także fakt dużej odporności na tego typu presję zespołów organizmów dennych zamieszkujących piaszczyste dno w tym rejonie (wyniki projektu COST-IMPACT, współfinansowanego ze środków 5 Programu Ramowego UE nie wykazały istotnego wpływu trałowania na zespoły makrozoobentosu i meiofauny w rejonie Zatoki Gdańskiej). Ponadto, oba analizowane narzędzia: włoki denne (OTB) oraz tuki denne (PTB) są powszechnie uważane za znacznie mniej niebezpieczne dla struktury dna i zamieszkujących je organizmów w porównaniu do drag i włoków rozprzowych (TBB – „beam trawls"), w praktyce niestosowanych w naszych wodach.



Rys. 4.3.79. Zmiana wielkości średniego nakładu połowowego w latach 1995-2016.

5. Analiza społeczno-ekonomiczna użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska wód morskich (zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. c RDSM)

5.1. Analiza dostępnych materiałów, przyjęte założenia metodyczne

Kwestie terminologiczne

Pojęcie „gospodarka morska" jest terminem stosowanym przez GUS wobec wybranych działów, poddziałów niektórych sekcji według PKD. Zbiór ten, analizowany poniżej, nie do końca pokrywa się z zakresem analizy. W celu uproszczenia agregat ten będzie nazywany „obszarem gospodarki morskiej". Celem rozróżnienia ścisłej terminologii GUS rozróżnia się pojęcia z Polskiej Klasyfikacji Działalności z 2007 r. (PKD) – „sekcja", „dział" od zadanych obszarów analizy zwanych sektorami.

Pojęcie niekorzyści związanych z degradacją Bałtyku ściśle wiąże się z pojęciem korzyści uzyskanych w momencie przywrócenia dobrego stanu wód. Pojęciami tymi można zatem operować wymiennie – referują do tych samych wartości liczbowych. Niekorzyści występują dopóki stan, nie osiągnie poziomu określanego jako dobry, a w wyniku jego osiągnięcia będzie można mówić o korzyściach spowodowanych poprawą.

Oficjalna definicja gmin nadbałtyckich obejmuje zarówno gminy leżące nad Bałtykiem jak i te, których minimum 50% powierzchni znajduje się w odległości do 10 km od linii brzegowej. W praktyce, do badań związanych z istnieniem kąpielisk, wykorzystywano gminy leżące bezpośrednio nad morzem. Zbiorowości te każdorazowo opisywano w trakcie obliczeń.

W Polsce trzy województwa mają dostęp do morza. W praktyce do obliczeń dotyczących turystyki i rekreacji wykorzystywano dane z dwóch województw: pomorskiego i zachodniopomorskiego. Gminy przybrzeżne województwa warmińsko-mazurskiego są odpowiedzialne za 1,7% nadbałtyckiej, krajowej frekwencji turystycznej. Ponadto GUS nie ujawnia szczegółowej dezagregacji w tych jednostkach.

W raporcie, w części dotyczącej gospodarki morskiej, pojawiają się pojęcia „pracujących" i „zatrudnionych". Zatrudnieni to osoby zatrudnione na podstawie stosunku pracy lub stosunku służbowego. Pojęcie osób pracujących jest szersze. To osoby wykonujące pracę przynoszącą im zarobek (w formie wynagrodzenia za pracę) lub dochód. Są to zatem, nie tylko pracujący, ale również pracodawcy i pracujący na własny rachunek, osoby wykonujące pracę nakładczą, agenci, członkowie spółdzielni.[14]

Miarą niekorzyści z niskiej jakości środowiska (np. Bałtyku) jest skłonność do ponoszenia wydatków celem poprawy jakości tego środowiska. Skłonność ta jest mierzona w jednostkach finansowych (zł, €) na osobę. W zależności do zaprojektowanych badań mowa jest o płatności jednorazowej lub cyklicznej – rocznej. W skrócie skłonność ta jest oznaczana jako WTP (willingness to pay).

Kompatybilność sekcji według PKD oraz sektorów analizy

Podstawowym źródłem danych opisujących gospodarkę morską jest GUS. W związku z powyższym, dane takie są podawane w dezagregacji według Polskiej Klasyfikacji Działalności z 2007r. (PKD), opracowanej na podstawie NACE. Wspomniana agregacja nie jest do końca kompatybilna z sektorami niniejszej analizy. Dla uporządkowania terminologii przytoczono obszary działalności zaliczane przez GUS do „gospodarki morskiej", a następnie pokazano sposób przyporządkowania sekcji NACE do sektorów analizy.

[14] http://stat.gov.pl/metainformacje/slownik-pojec/pojecia-stosowane-w-statystyce-publicznej/lista.html

Tabela 5.1.1. Porównanie obszarów działalności zaliczanych do „gospodarki morskiej" według GUS i obszarów analizy.

Sekcja według PKD	**Działalności z danej sekcji kwalifikowana do „gospodarki morskiej"**	**Przyporządkowanie do obszarów analizy**
Sekcja A. Rolnictwo, leśnictwo, rybołówstwo	Rybołówstwo w wodach morskich	Rybołówstwo / rybołówstwo morskie
Sekcja B. Górnictwo i wydobywanie	Nieuwzględniane (górnictwo ropy i gazu) z dna morskiego	Przemysł wydobywczy / morski przemysł wydobywczy
Sekcja C. Przetwórstwo przemysłowe	Produkcja statków i konstrukcji pływających, łodzi wycieczkowych i sportowych, naprawa i konserwacja statków i łodzi, przetwarzanie i konserwowanie ryb, skorupiaków i mięczaków	Stocznie / przemysł stoczniowy
Sekcja D. Wytwarzanie i zaopatrywanie w energię elektryczną, gaz	Nieuwzględniane (wiatraki off shore)	Inne – morska energetyka wiatrowa / energetyka odnawialna – farmy wiatrowe
Sekcja G. Handel hurtowy i detaliczny	Handel hurtowy pozostałej żywności: ryby, skorupiaki i mięczaki, sprzedaż detaliczna prowadzona w wyspecjalizowanych sklepach	Rybołówstwo / rybołówstwo morskie
Sekcja H. Transport i gospodarka magazynowa	Transport morski i przybrzeżny, towarowy i pasażerski, przeładunek i magazynowanie towarów w portach, działalność usługowa wspierająca transport morski	Żegluga morska + porty morskie
Sekcja I. Działalność związana z zakwaterowaniem i usługami gastronomicznymi	Nieuwzględniane (Dział 55 Zakwaterowanie)	Turystyka i rekreacja
Sekcja L. Działalność związana z obsługą nieruchomości	Zarządy portów morskich	Porty morskie
Sekcja M. Działalność profesjonalna, naukowa i techniczna	Badania naukowe	Pominięte*
Sekcja N. Działalność w zakresie administrowania	Wynajem i dzierżawa środków transportu wodnego	Pominięte*
Sekcja O. Administracja publiczna i obrona narodowa	Urzędy morskie. Nieuwzględniane – obrona narodowa	Żegluga *
Sekcja P. Edukacja	Szkolnictwo morskie	Pominięte*

* Pominięte przy analizach sektorowych, uwzględniane przy analizie całego agregatu „gospodarka morska",
źródło: opracowanie własne,

Porównanie dezagregacji GUS do wymaganych w analizie sektorów ujawnia kilka problemów:

1) trudność w dezagregacji żeglugi i portów - te kategorie podawane są łącznie;
2) w opracowaniu GUS pominięto morską energetykę wiatrową z przyczyn naturalnych – pierwsza farma powstanie w Polsce (a dokładniej w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej) najszybciej w 2021r.;

3) GUS do „gospodarki morskiej" nie zalicza: wydobycia ropy i gazu z dna Bałtyku, wydobycia zasobów nieenergetycznych z dna Bałtyku, turystyki i rekreacji nadbałtyckiej, sektora militarnego.

Na podstawie powyższych uwag należy zauważyć, że pewne kategorie statystyczne, podawane łącznie dla całego agregatu „gospodarka morska" nie wyczerpują w pełni zakresu analizy.

5.2. Charakterystyka obszaru badań

W świetle art. 8 RDSM, w odniesieniu do każdego regionu lub podregionu morskiego, państwa członkowskie sporządzają wstępną ocenę swoich wód morskich, która uwzględnia istniejące dane oraz zawiera między innymi ekonomiczną i społeczną analizę użytkowania tych wód oraz analizę kosztów degradacji środowiska morskiego.

Środowiskowa gospodarka morska i jej wdrażanie jest zatem obowiązkiem wynikającym nie tylko z uwarunkowań prawnych (krajowych i międzynarodowych) czy politycznych, ale jest ona faktycznym obowiązkiem, warunkującym dalszy rozwój regionu Morza Bałtyckiego. Uwarunkowania przestrzenne, ekosystemowe, polityczne i prawne sprawiają, że środowiskowa gospodarka morska staje się podstawowym fundamentem rozwoju tego regionu. Koordynowana jest przez liczne instrumenty prawa unijnego i międzynarodowego. Głównym instrumentem prawnym, na poziomie UE, na podstawie którego państwa członkowskie podejmują niezbędne działania na rzecz osiągnięcia lub utrzymania dobrego stanu ekologicznego środowiska morskiego jest - wymieniona we wstępie – RDSM. Jej celem jest ustanowienie ram działań i wspólnych celów na rzecz ochrony i zachowania środowiska morskiego do roku 2020, tj. ochrona i zachowanie środowiska morskiego, zapobieganie jego degradacji lub, gdy jest to wykonalne, odtworzenie ekosystemów morskich na obszarach, gdzie uległy one niekorzystnemu oddziaływaniu, a także zapobieganie i stopniowe eliminowanie zanieczyszczeń środowiska morskiego, aby wykluczyć ich znaczny wpływ na różnorodność biologiczną morza, ekosystemy morskie, zdrowie ludzkie i zgodne z prawem formy korzystania z morza, albo też znaczne dla nich zagrożenie. W RDSM określone zostały wspólne zasady, na podstawie których, państwa członkowskie mają opracować własne strategie służące osiągnięciu dobrego stanu środowiska (GES) wód morskich, za które odpowiadają. W Polsce za taką strategię należy uznać, przyjęty 2 grudnia 2016 r. przez Radę Ministrów, KPOWM. KPOWM jest dokumentem strategicznym dla gospodarki wodnej, który określa optymalny zestaw działań naprawczych niezbędnych do osiągnięcia dobrego stanu środowiska wód morskich. W ramach KPOWM zaproponowano 55 nowych działań edukacyjnych, prawnych, administracyjnych, ekonomicznych i kontrolnych, które kierowane są zarówno do użytkowników wód morskich, jak i wód śródlądowych. Horyzont czasowy KPOWM obejmuje lata 2016-2020, ale z uwagi na procesy naturalne, względy ekonomiczne czy społeczne, nie zakłada się osiągnięcia celów środowiskowych przed 2027 rokiem. Przedmiotowy dokument został przekazany do KE, która ma 6 miesięcy na jego ocenę.

Aby zapewnić, że drugi cykl wdrażania strategii morskich poszczególnych państw członkowskich, przyczyni się dodatkowo do realizacji celów RDSM i przyniesie bardziej spójne określenia dobrego stanu środowiska, w sprawozdaniu z pierwszej fazy wdrażania KE zaleciła, aby na poziomie unijnym służby KE i państwa członkowskie UE współdziałały w celu przeglądu, wzmocnienia i udoskonalenia decyzji Komisji z dnia 1 września 2010 r. w sprawie kryteriów i standardów metodologicznych dotyczących dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. Urz. UE L 232 z 02.09.2010, str. 14) do 2015 r. Celem tej współpracy było zapewnienie bardziej jasnego, prostego, zwięzłego oraz porównywalnego zbioru kryteriów dobrego stanu środowiska oraz standardów metodologicznych, a jednocześnie dokonanie przeglądu załącznika III do RDSM i, w razie potrzeby, wprowadzenie w nim zmian, a także opracowanie szczegółowych wytycznych w celu zapewnienia bardziej spójnego i jednolitego podejścia do ocen w następnym cyklu wdrażania. W wyniku tych działań w maju 2017 r. opublikowana została dyrektywa 2017/845. Na potrzeby ukierunkowania procesu oceny sposobów użytkowania wód morskich zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. c RDSM, oraz oceny skutków działalności człowieka zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. b RDSM, rozszerzono tabelę „Presje antropogeniczne, sposoby użytkowania i działalność człowieka

w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie" tak, aby zawierała ona przykładowy wykaz użytkowania i działalności człowieka w celu zapewnienia spójności oceny we wszystkich regionach i podregionach morskich.

Jednym z elementów procesu wdrażania RDSM jest analiza społeczno-ekonomiczna, która stanowi narzędzie wspierające etap identyfikacji dominujących presji i oddziaływania działalności człowieka na stan wód. Analiza ta powinna zostać przeprowadzona w oparciu o aktualne dane. W świetle wytycznych pod nazwą. Working Group on Economic and Social Assessment Economic and Social Analysis for the Initial Assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A Guidance Document, opracowanych przez powołaną przy KE grupę roboczą ds. oceny społeczno-ekonomicznej, przy określaniu sektorów, które korzystają z wód morskich, lub na nie oddziałują, można uwzględnić:

1) akwakulturę i marikulturę;
2) przemysł okrętowy i transport;
3) obronę wybrzeża i ochronę przed powodzią;
4) obronę militarną;
5) rybołówstwo;
6) turystykę;
7) wydobycie (żwir, piasek);
8) wydobycie ropy i gazu;
9) kable (na przykład układy napędowe, telekomunikacja, rurociągi/gazociągi);
10) energię odnawialną (np. farmy wiatrowe);
11) przechowywanie (np. CO_2);
12) pobór wody;
13) transport wodny;
14) wykorzystanie wód morskich do odprowadzania ścieków (rolnictwo, przemysł, gospodarstwa domowe itp.);
15) infrastrukturę (np. portów, przystani, itp.).

Do wskaźników, które mogą mieć znaczenie przy ocenie powyżej wymienionych sektorów należą:

1) wartość dodana;
2) wartość konsumpcji pośredniej;
3) przychód/dochód/wynagrodzenia pracowników;
4) zatrudnienie.

Oczywiście występują inne bezpośrednie działalności, które nie zostały uwzględnione w powyżej wymienionych sektorach, a należą do nich:

1) kąpieliska;
2) wędkarstwo sportowe;
3) nurkowanie;
4) pozostała działalność rekreacyjna na obszarach wód przejściowych, przybrzeżnych i morskich,
5) edukacja i badania naukowe związane z obszarami morskimi.

Powyższe działania mają znaczenie dla dobrobytu ludzi, ale ich wartość nie jest łatwa do oszacowania. Potencjalne wskaźniki mające znaczenie dla oceny wartości, nie odzwierciedlone w wartościach rynkowych to:

1) wyrażanie preferencji ekonomicznych i społecznych, poprzez konsultacje publiczne, informacje w prasie, itp.;
2) ceny rynkowe dla produktów komplementarnych (np. licencje/karty wędkarskie, sprzęt do nurkowania);
3) wartość rekreacji;
4) różne wyniki badań (np. sondaże, badania gotowości do zapłaty).

Próba identyfikacji ww. zastosowań przyczynia się do bardziej holistycznego spojrzenia na korzyści pochodzące z wód morskich.

W teorii istnieją różne podejścia do analizy społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich, należą do nich analiza użytkowania wód morskich w oparciu o podejście sektorowe tj. Marine Water Accounting Approach oraz, w przypadku szacowania wartości nierynkowych, świadczeń/usług ekosystemowych –podejście Ecosystem Services Approach. Za pomocą analizy użytkowania wód morskich podejmuje się próbę zebrania regionalnie porównywalnych danych o ekonomicznym znaczeniu użytkowania wód Morza Bałtyckiego oraz połączenia ich z oceną presji i oddziaływań. Presje i oddziaływania pochodzenia antropogenicznego opisane są np. przy pomocy wskaźników ekonomicznych. Analiza użytkowania wód morskich powinna opisywać zależność danego sektora od stanu środowiska morskiego. Wykorzystując podejście Marine Water Accounting wskazanym jest uwzględnienie sezonowej zmienności w użytkowaniu danego obszaru zainteresowania. Użytkowanie oraz działania człowieka mające albo mogące mieć znaczący wpływ na środowisko morskie zostały zawarte w zmienionym załączniku III do RDSM. Ponadto, w analizach poza uwzględnieniem sektorów, które wywierają znaczące presje na środowisko morskie, zaleca się wzięcie pod uwagę również tych, które osiągają znaczące korzyści z użytkowania wód morskich lub są zależne od stanu środowiska Morza Bałtyckiego. Warto również określić zarówno bezpośrednie jaki i pośrednie korzyści jakie osiąga społeczeństwo z użytkowania wód morskich. Szacunki ekonomiczne mogą uwzględniać następujące wskaźniki:

1) wielkość produkcji;
2) konsumpcję pośrednią (w cenach zakupu);
3) wartość dodaną brutto (w cenach rynkowych);
4) płace/wynagrodzenia;
5) siłę roboczą/liczbę pracowników.

Zmieniony załącznik III do RDSM, w części mającej szczególne znaczenie dla przedmiotowej pracy, wymienia przykładowe presje antropogeniczne i działalności człowieka odnoszące się do wód morskich, zaprezentowane w tabeli 5.2.1.

Tabela 5.2.1. Sposoby użytkowania i działalność człowieka w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie.

Sposoby użytkowania i działalność człowieka w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie, mające szczególne znaczenie dla art. 8 ust. 1 lit. b i c RDSM	
Temat	Działalność
Fizyczna zmiana struktury rzek, linii brzegowej i dna morskiego (gospodarka wodna)	Zajmowanie gruntów
	Kanalizacja i inne zmiany przebiegu cieków wodnych
	Ochrona brzegu morskiego i ochrona przeciwpowodziowa*
	Konstrukcje morskie (inne niż służące do wydobywania ropy naftowej/gazu lub wykorzystywania źródeł energii odnawialnej)*
	Zmiana morfologii dna morskiego, np. pogłębianie i klapowanie urobku*
Eksploatacja zasobów nieożywionych	Eksploatacja minerałów (skał, rud metali, żwiru, piasku, muszli)*
	Wydobycie ropy naftowej i gazu ziemnego, z uwzględnieniem infrastruktury*
	Pozyskiwanie soli*
	Pozyskiwanie wody*
Wytwarzanie energii	Wytwarzanie energii odnawialnej (energia wiatru, fal i pływów), z uwzględnieniem infrastruktury*
	Wytwarzanie energii ze źródeł nieodnawialnych
	Przesył energii elektrycznej i łączność (kable podwodne)*
Eksploatacja zasobów żywych	Połów ryb i zbieranie skorupiaków (komercyjne, rekreacyjne)*
	Przetwórstwo ryb i skorupiaków*
	Pozyskiwanie roślin morskich*
	Polowanie i zbieranie w innych celach*
Hodowla zasobów żywych	Akwakultura – morska, z uwzględnieniem infrastruktury*
	Akwakultura – słodkowodna
	Rolnictwo
	Leśnictwo
Transport	Infrastruktura transportowa*
	Transport – morski*
	Transport – lotniczy*
	Transport – lądowy*
Użytkowanie miejskie i przemysłowe	Użytkowanie miejskie
	Użytkowanie przemysłowe
	Przetwarzanie i unieszkodliwianie odpadów*
Turystyka i wypoczynek	Infrastruktura na potrzeby turystyki i wypoczynku*
	Działalność w dziedzinie turystyki i wypoczynku*
Bezpieczeństwo/obrona	Operacje wojskowe (zgodnie z art. 2 ust. 2 RDSM)
Edukacja i badania naukowe	Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne*

* Działalność istotna dla art. 8 ust. 1 lit. c RDSM). Źródło: Zmieniony załącznik III do RDSM.

Podejście świadczeń ekosystemowych (Ecosystem Services Approach) powinno zostać wykorzystane w przypadku szacowania wartości nierynkowych takich jak np. bioróżnorodność czy jakość wody. Należy wziąć pod uwagę fakt, że korzyści osiągnięte z jednego świadczenia ekosystemowego mogą mieć związek z innymi świadczeniami ekosystemowymi i przez to wpływ na jedno świadczenie może spowodować zmniejszenie korzyści z innego. Świadczenia mogą się uzupełniać, ale mogą również się wykluczać. Identyfikacja usług ekosystemowych, powinna zostać przeprowadzona w taki sposób, aby odnosiła się do cech (deskryptorów) środowiska zawartych w załączniku I do RDSM. Oceniając wpływ świadczeń ekosystemowych na dobrostan człowieka wskazanym jest skupienie się na korzyściach jakie przynosi dane świadczenie. Analiza kosztów degradacji, jeżeli jest to możliwe, powinna zostać przeprowadzona dla każdej cechy lub grupy cech oddzielnie.

W Polsce w chwili obecnej można zidentyfikować następujące sektory, które mają lub mogą mieć znaczący wpływ na środowisko morskie lub ich funkcjonowanie zależne jest od stanu wód Morza Bałtyckiego:

1) żegluga morska;
2) porty morskie;
3) przemysł stoczniowy;
4) rybołówstwo morskie;
5) turystyka i rekreacja;
6) morski przemysł wydobywczy;
7) inne (tj.: energetyka odnawialna - farmy wiatrowe, morska turystyka wrakowa, działalność militarna, badania naukowe, analizy i działania edukacyjne.

Ponadto, mając na względzie ewentualny możliwy wpływ rolnictwa oraz sektora komunalnego na stan wód Morza Bałtyckiego (np. poprzez odprowadzanie do tych wód ładunków zanieczyszczeń oraz ewentualny wpływ na proces eutrofizacji), w rozdziale 5.2 opisane zostały również ww. sektory. Wymienione w załączniku III do RDSM presje zostały szczegółowo opisane i przeanalizowane w rozdziałach Aktualizacji Wstępnej Oceny Stanu Wód Morskich dotyczących analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego.

5.3. Identyfikacja i opis sektorów wykorzystujących wody morskie

Żegluga morska

Pod pojęciem „żegluga morska" można zawrzeć całą działalność przewozową towarów i ludzi drogą morską, także turystykę morską. Znaczenie to obejmuje również portową obsługę przewozów morskich oraz działalność związaną z zapewnieniem bezpieczeństwa morskiego i ochrony żeglugi.

Wzrost aktywności w sektorze transportu morskiego zarówno towarowego, jak i pasażerskiego, na Morzu Bałtyckim obserwowany jest od końca XX wieku i zaliczany jest obecnie do jednego z najbardziej intensywnych na świecie. Przez obszar polskich wód morskich przebiegają dwie główne trasy żeglugowe Bałtyku południowego: trasa pełnomorska i trasa przybrzeżna.

Duże znaczenie dla żeglugi mają realizowane lub planowane do realizacji inwestycje. Do najważniejszych zaliczyć należy między innymi pogłębienie toru wodnego Świnoujście-Szczecin do głębokości technicznej 12,5 m. Jest to jedna z podstawowych inwestycji, związana zarówno z rozwojem portu w Szczecinie, rozwojem całego regionu, jak i zwiększenia konkurencyjności tego sektora. Głębokość techniczna liczącego 68 km toru wodnego łączącego Świnoujście ze Szczecinem, prawie na całej długości, wynosi 10,5 m, co pozwala na bezpieczną żeglugę statków o zanurzeniu 9,15 m. Jednakże bałtycki standard w zakresie głębokości akwenów w portach morskich czy terminalach kontenerowych, to obecnie 15-16 m.[15]

Kolejną inwestycją, która spowoduje rzeczywisty wpływ na ilość jednostek pływających w POM oraz wzrost przeładunków w portach, ma przedsięwzięcie „Modernizacja układu

[15] http://www.port.szczecin.pl/pl/spolka/strategia-i-rozw%C3%B3j/rozw%C3%B3j/125m-dla-szczecina/

falochronów osłonowych w Porcie Północnym w Gdańsku". Inwestycja ta polega na rozbudowie układu falochronów gwarantujących osłonięcie wschodniej strony Portu Północnego.

Inną ważną inwestycją mającą głównie znaczenie dla obronności i bezpieczeństwa państwa, a przygotowywaną do realizacji przez MGMiŻŚ, jest budowa drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską (przekop przez Mierzeję Wiślaną). Inwestycja umożliwi jednostkom Marynarki Wojennej i Straży Granicznej swobodny dostęp od strony morza do portów Zalewu Wiślanego, w szczególności do portu w Elblągu. W efekcie inwestycja ta przyczyni się do poprawy bezpieczeństwa granic zewnętrznych Polski i UE. Jej celem jest również umożliwienie wzrostu społeczno-gospodarczego poprzez swobodny i całoroczny dostęp statków morskich do portu w Elblągu. Obecnie przejście z Zalewu Wiślanego do Morza Bałtyckiego prowadzi przez rzekę Szkarpawę lub przez rosyjską Cieśninę Pilawską. Brak swobodnego połączenia akwenu z Morzem Bałtyckim stanowi podstawowy czynnik ograniczający możliwość rozwoju na obszarze gmin sąsiadujących bezpośrednio lub pośrednio z Zalewem Wiślanym. Na realizację programu pn. „Budowa drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską" (wariant Nowy Świat) przeznaczono środki w wysokości 880 mln zł. Zakłada się, że kanał będzie miał 1,1 km długości i 5 m głębokości. Przy kanale ma zostać wybudowana śluza o długości 200 m, a także stanowisko postojowe dla jednostek, które będą czekać na wejście do śluzy. Wszelkie kwestie związane z oddziaływaniem na środowisko, w tym z wpływem na obszary NATURA 2000, zostaną rozstrzygnięte w ramach decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach realizacji inwestycji, co gwarantuje realizację przedsięwzięcia w sposób zgodny z wymogami ochrony środowiska.

W poniższych tabelach zestawiono najważniejsze dostępne dane statystyczne dotyczące żeglugi morskiej:

Tabela 5.3.1. Morska flota transportowa (stan na dzień 31 grudnia w latach 2011 2016).

ROK	Statki pływające pod polską banderą			Statki pływające pod obcą banderą		
	liczba statków	nośność (DWT) w tys. ton	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	liczba statków	nośność (DWT) w tys. ton	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.
2011	15	26,4	21,2	93	2904,6	2018,0
2012	15	28,3	21,4	95	3016,5	2105,4
2013	22	37,9	29,1	88	2998,2	2055,2
2014	23	41,2	31,7	81	2679,7	1862,3
2015	25	40,2	31,3	77	2474,4	1747,0
2016	22	35,0	26,2	74	2350,2	1671,7

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS", tabela 5.2 w „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016 GUS", tabela 5.2 w „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS", tabela 5.2 oraz tablica 1 w„Gospodarka morska w Polsce w 2011 r., GUS, Szczecin, 2017 r.".

Tabela 5.3.2. Stan i zmiany w morskiej flocie transportowej o polskiej własności i współwłasności.

ROK	Przybyło			Ubyło			Stan na dzień 31 grudnia w latach 2011-2016		
	liczba statków	nośność (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT) w tys.	liczba statków	nośność (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT) w tys.	liczba statków	nośność (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT) w tys.
2011	8	223,0	147,6	21	233,5	218,9	108	2931,0	2039,2
2012	18	375,0	263,6	16	261,2	176,0	110	3044,8	2126,8
2013	14	345,1	184,2	15	354,0	227,2	110	3036,1	2084,4
2014	2	4,2	3,7	8	319,3	194,0	104	2721,0	1894,0
2015	5	4,2	3,0	7	210,6	145,8	102	2514,7	1778,3
2016	6	146,9	103,0	12	276,4	183,4	96	2385,1	1697,9

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS", „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" „GUS, 2017a r." - tabela 5.1. oraz Gospodarka morska w Polsce w 2016 r."

Tabela 5.3.3. Stan i zmiany w przybrzeżnej flocie transportowej o polskiej własności i współwłasności.

ROK	Przybyło			Ubyło			Stan na dzień 31 grudnia w latach 2011-2016		
	liczba statków	nośność (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT) w tys.	liczba statków	nośność (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT) w tys.	liczba statków	nośność (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT) w tys.
2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd	27	1,132	5,285
2012	6	0,096	0,380	5	0,057	0,246	28	1,171	5,419
2013	8	7,371	4,151	3	0,146	0,829	33	8,396	8,741
2014		–	–	7	6,237	3, 381	26	2,159	5,360
2015	–	0,039	–	2	0,065	0,120	24	2,133	5,240
2016	15	10,372	5,374	–	–	0,060	39	12,505	10,554

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011 - tabela 5.13, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012 - tabela 5.16 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 5.16.

Na koniec roku 2016 morską i przybrzeżną flotę transportowa tworzyło łącznie 135 jednostek pływających, będących własnością lub współwłasnością polskich armatorów i operatorów. Duża część floty morskiej pływała pod banderą zagraniczną. Wyraźnie zauważalny jest systematyczny spadek liczby statków tworzących morską flotę transportową. W roku 2016 pływało o 11 % statków mniej, niż w roku 2011. Przyczyną takiego stanu może być przerejestrowywanie i przenoszenie siedziby polskich przedsiębiorstw żeglugowych za granicę, a także zwiększone złomowanie wyeksploatowanych statków czy upadłość przedsiębiorstw.

Tabela 5.3.4. Przewozy ładunków morską flotą transportową (w tys. ton), według rodzajów żeglugi i zasięgów pływania.

ROK	OGÓŁEM	statkami pod polską banderą	statkami pod obcą banderą	żegluga regularna			żegluga nieregularna			
				ogółem	zasięg oceaniczny	zasięg bałtycki	ogółem	zasięg oceaniczny	zasięg bałtycki	zasięg europejski
2011	7737,5	205,1	7532,4	5994,4	570,0	5424,3	1743,1	431,6	487,6	823,9
2012	7475,9	148,9	7327,0	6081,9	613,2	5468,7	1394,0	104,3	148,9	1140,8
2013	6965,4	249,3	6716,1	6191,3	594,3	5597,0	774,1	32,4	129,3	612,4
2014	6780,5	355,1	6425,4	5941,4	632,7	5308,7	839,1	57,0	139,1	643,1
2015	6963,2	501,5	6461,7	6212,5	598,0	5614,5	750,6	44,2	242,5	464,0
2016	7248,2	648,0	6600,2	6595,6	407,2	6188,4	652,6	4,6	279,7	368,3

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011 - tabela 5.6, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012 - tabela 5.9 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016 - tabela 5.9.

Dane o przewozach żeglugą morską obejmują przewozy ładunków i pasażerów wykonane w rejsach żeglugą międzynarodową, zakończonych w roku sprawozdawczym, statkami własnymi i statkami dzierżawionymi pływającymi pod banderą polską i obcą, armatorów lub operatorów polskich. Dane o morskiej i przybrzeżnej flocie transportowej dotyczą statków o polskiej własności i współwłasności bez względu na podnoszoną banderę.

Dane o flocie transportowej dotyczą statków floty morskiej i przybrzeżnej z wyłączeniem statków szkoleniowych, naukowo-badawczych, kutrów rybackich, holowników, pchaczy, jednostek służby państwowej, Marynarki Wojennej oraz Straży Granicznej. Do przewozów wykonanych w żegludze regularnej zaliczono przewozy wykonane statkami liniowymi kursującymi według ustalonego i ogłoszonego rozkładu podróży na określonej z góry trasie i zawijającymi do portów określonych w rozkładzie podróży. Podstawową formą przewozów w

transporcie morskim jest żegluga regularna i nieregularna, zwana inaczej liniową i trampową. Żegluga regularna obejmuje rejsy, które trwają od momentu rozpoczęcia załadunku w porcie początkowym, aż do momentu zakończenia wyładunku w tym samym porcie oraz przewozy promowe. Żegluga nieregularna obejmuje rejsy trwające od momentu rozpoczęcia załadunku w porcie A i trwa do momentu ukończenia wyładunku w porcie B.

Do przewozów wykonanych w żegludze nieregularnej zaliczono przewozy wykonane statkami towarowymi żeglugi nieregularnej, tj.: statkami kursującymi bez ogłoszonego rozkładu podróży i kierowanymi zgodnie z aktualnymi potrzebami przewozowymi. Żegluga bliskiego zasięgu obejmuje przewozy w zasięgu bałtyckim i europejskim, natomiast żegluga dalekiego zasięgu obejmuje przewozy w zasięgu oceanicznym. Do przewozów w zasięgu bałtyckim zaliczono przewozy wykonane statkami kursującymi na trasach obejmujących porty Morza Bałtyckiego aż do linii Kristiansand (Norwegia) - Skagen (Dania). Od 2011 r. przewozy ładunków morską flotą transportową w zasięgu europejskim są realizowane wyłącznie żeglugą trampową. Zarówno w żegludze regularnej, jak i nieregularnej dominują przewozy bliskiego zasięgu.

Przewozy ładunków wykonane jednostkami pływającymi morskiej floty transportowej wyniosły w 2016 r. 7248,2 tys. ton i były większe o 4,1% w porównaniu do roku 2015, ale mniejsze o 6,3% w porównaniu z rokiem 2011.

Porty morskie

Porty morskie stanowią istotny element sieci transportowej ładunków oraz pasażerów. Porty spełniają również podstawowe funkcje społeczno-ekonomiczne, do których zaliczyć można funkcję: przemysłową, handlową, transportową, turystyczną czy też usług dla rybołówstwa bałtyckiego.

W świetle przyjętej w 2017 r. Strategii na Rzecz Odpowiedzialnego Rozwoju do roku 2020 (z perspektywą do 2030 r.) gospodarcza rola portów morskich w basenie Morza Bałtyckiego stopniowo rośnie. Do portów o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej, zgodnie z ustawą z dnia 20 grudnia 1996 r. o portach i przystaniach morskich zalicza się największe polskie porty, tj. Gdańsk, Gdynię oraz Szczecin i Świnoujście. Porty te mają największe znaczenie pod względem wielkości przeładunków, dlatego szczegółowo zostały opisane w dalszej części niniejszego rozdziału. Mniejszą rolę odgrywają porty m.in. w Kołobrzegu, Darłowie, Elblągu i Policach, których znaczenie pod względem udziału w przeładunkach nie jest duże, jednakże pełnią istotną rolę aktywizującą obszary, na których są zlokalizowane.

Tabela 5.3.5. Dane techniczne portów morskich o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej.

WYSZCZEGÓLNIENIE	Gdańsk	Gdynia	Szczecin	Świnoujście
Maksymalna długość statków zawijających	425	340	215	270
Maksymalna szerokość całkowita statków zawijających	bd	bd	31	42
Maksymalne zanurzenie statków zawijających	15	13	9,2	13,5
Tor podejściowy do portu:				
szerokość w dnie	350	150	bd	240
głębokość minimalna	17	14,1	14,3-12,5	14,5

Źródło: „Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016. GUS, Szczecin" - tabela 2 [11].

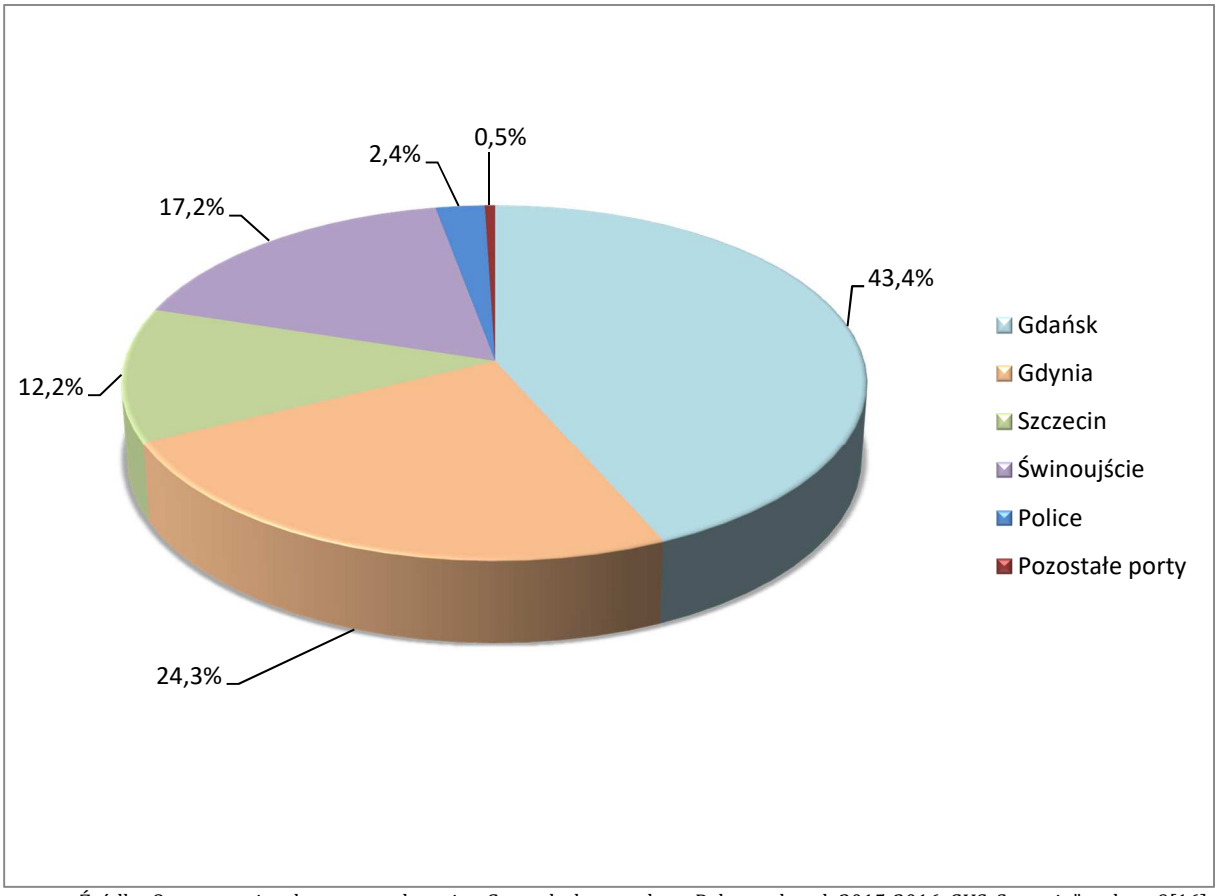
Tabela 5.3.6. Obroty ładunkowe w portach morskich (w tys. ton).

kategoria	rok	ogółem	wyładunek	załadunek	międzynarodowy obrót morski			krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
ogółem	2011	57738,2	33573,5	24164,7	56609,3	32663,5	23945,8	1128,8	910,0	218,9
	2012	58825,2	34543,7	24281,5	57727,6	33745,3	23982,2	1097,6	798,4	299,3
	2013	64282,5	34991,0	29291,5	62995,2	34264,2	28731	1287,3	726,8	560,5
	2014	68744,0	38973,2	29770,8	68018,1	38526,4	29491,6	726,0	446,7	279,2
	2015	69529,5	39833,6	29695,9	68460,2	39202,5	29257,7	1069,3	631,1	438,2
	2016	72926,2	40954,2	31972	70776,3	39773,9	31002,4	2149,9	1180,3	969,6
węgiel i koks	2011	8002,6	4004,3	3998,3	8002,6	4004,3	3998,3	–	–	–
	2012	8476,4	4257,4	4219,1	8178,5	4098,1	4080,4	297,9	159,2	138,7
	2013	11905,8	4136,4	7769,4	11217,3	3792,2	7425,1	688,5	344,2	344,2
	2014	9831,8	4788,6	5043,3	9831,8	4788,6	5043,3	–	–	–
	2015	8138,8	3428,2	4710,6	8138,8	3428,2	4710,6	–	–	–
	2016	8856,3	4162,7	4693,6	8856,3	4162,7	4693,6	–	–	–
rudy i złom	2011	912,9	619,3	293,6	912,8	619,3	293,6	0,1	0,1	–
	2012	1038,9	794,1	244,8	1038,8	794,0	244,8	0,1	0,1	–
	2013	3036,6	2848,3	188,3	3036,6	2848,3	188,3	–	–	–
	2014	2375,4	2091,0	284,3	2375,4	2091,0	284,3	–	–	–
	2015	2401,1	2211,1	190,0	2399,5	2209,5	190,0	1,6	1,6	–
	2016	2204,5	1936,1	268,4	2204,4	1936,0	268,4	0,1	0,1	–
ropa naftowa	2011	7695,9	3702,1	3993,7	7572,6	3582,2	3990,5	123,2	120,0	3,2
	2012	7564,6	6739,5	825,1	7382,4	6558,2	824,2	182,2	181,3	0,9
	2013	8194,6	8050,0	144,6	8033,8	7889,3	144,6	160,8	160,8	–
	2014	9133,5	8640,1	493,3	8978,4	8485,1	493,3	155,1	155,1	–
	2015	10957,3	10405,1	552,3	10781,1	10230,2	550,9	176,3	174,9	1,4
	2016	9986,5	8357,7	1628,9	9770,1	8142,6	1627,5	216,4	215,0	1,4

kategoria	rok	ogółem	wyładunek	załadunek	międzynarodowy obrót morski			krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
produkty przerobu ropy naftowej	2011	5040,2	1636,1	3404,1	4715,0	1508,6	3206,4	325,2	127,5	197,8
	2012	4757,7	674,7	4083,0	4536,5	570,1	3966,4	221,2	104,6	116,6
	2013	4544,5	401,5	4143,0	4329,7	294,1	4035,6	214,8	107,4	107,4
	2014	4977,1	641,2	4335,9	4707,4	507,9	4199,5	269,7	133,3	136,4
	2015	5736,5	939,8	4796,8	5154,0	651,3	4502,7	582,5	288,5	294,0
	2016	6775,5	2163,6	4611,9	5253,7	1412,8	3840,8	1521,9	750,7	771,1
gaz ciekły	2011	137,6	133,4	4,2	137,6	133,4	4,2	0	0	–
	2012	93	71,7	21,2	93,0	71,7	21,2	–	–	–
	2013	117,3	85,2	32,1	117,3	85,2	32,1	–	–	–
	2014	181,9	180,3	1,7	181,9	180,3	1,7	–	–	–
	2015	237,7	237,7	–	237,7	237,7	–	–	–	–
	2016	1010,7	978,1	32,6	1005,2	972,6	32,6	5,5	5,5	–
produkty rolnicze	2011	1057,9	757,6	300,3	1008,2	708,0	300,3	49,7	49,7	–
	2012	4074,5	2043,9	2030,7	4027,2	2007,3	2019,9	47,4	36,6	10,8
	2013	5359,7	2188,3	3171,4	5254,5	2135,8	3118,7	105,2	52,5	52,7
	2014	6820,8	2628,9	4191,9	6604,8	2522,2	4082,6	216,0	106,7	109,3
	2015	7198,8	2511,5	4687,3	6957,5	2396,0	4561,5	241,2	115,5	125,8
	2016	7889,1	2972	4917,2	7530,1	2781,0	4749,1	359	190,9	168,1
kontenery	2011	4560,0	2330,1	2229,9	4559,7	2329,8	2229,9	0,3	0,3	0,1
	2012	10781,4	5392,1	5389,4	10772,6	5392,1	5380,5	8,9	–	8,9
	2013	13060,4	6552,0	6508,4	13022,7	6533,9	6488,8	37,7	18,1	19,6
	2014	15448	8142,8	7305,2	15447,3	8142,6	7304,7	0,8	0,2	0,6
	2015	13576,4	7038,9	6537,5	13557,1	7026,2	6530,9	19,3	12,7	6,6
	2016	14840,8	7484,7	7356,1	14820,1	7474,4	7345,7	20,7	10,4	10,3

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011 - tabela 4.2, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012 - tabela 4.2. oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016 - tabela 4.2.

Struktura obrotów ładunkowych w 2016 r. (według portów morskich).



Źródło: Opracowanie własne na podstawie: „Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016. GUS, Szczecin" wykres 9[16].

Rys. 5.3.1. Struktura obrotów ładunkowych w 2016 roku (według portów morskich).

W portach o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej zrealizowano ponad 90% obrotów ładunkowych w polskich portach morskich. Według dostępnych danych obroty ładunkowe w 2016 r. w portach morskich wyniosły 72,9 mln ton. tj. znacznie więcej niż w 2011 r., kiedy były na poziomie około 57,7 mln ton. Dobre wyniki przeładunków to efekt między innymi wielu inwestycji infrastrukturalnych realizowanych przez porty oraz rozwijającego się zaplecza logistycznego umożliwiającego obsługę coraz większej ilości towarów przeładowywanych i składowanych na terenach portowych oraz poza nimi. Polskie porty mają szanse na dalszy rozwój z uwagi na dynamikę wzrostu przeładunków w ostatnich latach oraz ich plany rozwojowe. Niemniej jednak warto zwrócić uwagę na fakt, że chociaż oferta przeładunkowa polskich portów jest zbliżona do standardów w regionie Morza Bałtyckiego, ilość obsługiwanych w nich ładunków jest znacznie mniejsza niż w przypadku portów niemieckich, duńskich, czy szwedzkich i niewiele większa od tego właściwego dla portów łotewskich, czy litewskich[16]. Dlatego polskie porty wymagają nadal poprawy dostępu od strony morza (pogłębianie i utrzymywanie podejściowych torów wodnych) i lądu (powiązanie z lądową siecią transportową).

Na polskim wybrzeżu, uwzględniając również zalewy, zlokalizowanych jest 29 mniejszych portów morskich oraz 49 przystani morskich. Zajmują one ważne miejsce zarówno w polityce lokalnej, kształtowanej na szczeblu gminy (jako element lokalnego potencjału rozwojowego), jak również stanowią element potencjału rozwojowego kraju. Porty regionalne i lokalne są z założenia składnikami infrastruktury miejscowej zapewniającymi możliwość wykorzystania szans, jakie daje nadmorskie położenie, dlatego ich funkcje dostosowane są do przyjętych form

[16] http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=tran_r_mago_nm&lang=en

korzystania z morza. Porty regionalne i lokalne stają się w coraz większym stopniu ważnymi punktami infrastruktury gmin nadmorskich, służącymi również generowaniu miejsc pracy i dochodów. W niektórych przypadkach porty te z czysto rybackich stają się portami pełniącymi funkcje turystyczno-rekreacyjne — od żeglarstwa i żeglugi turystycznej do połowów sportowych. Ponadto porty regionalne i lokalne w związku z realizacją inwestycji lub procesami przekształceń własnościowych przewidują korekty swoich granic terytorialnych, co skutkuje koniecznością zwiększania obszarów portowych. Do portów regionalnych zaliczyć należy porty Darłowo, Elbląg, Hel, Kołobrzeg, Łeba, Police, Stępnica, Ustka, Władysławowo.

- ✓ Port Darłowo

  Datuje się, iż już w X wieku w Darłowie istniał ośrodek handlowo – portowy. Obecnie port morski Darłowo jest portem handlowo – rybackim, leżącym w ujściu rzeki Wieprza i obejmującym prawie jej trzy kilometrowy odcinek wpadający do Morza Bałtyckiego. Jest to port otwarty Morza Bałtyckiego. Składa się z dwóch części. Pierwsza, zlokalizowana w bezpośredniej bliskości morza, z falochronami, wejściem do portu, awanportem, basenem rybackim oraz mostem. Druga część portu położona jest w odległości około 2,3 km od wejścia portowego w bezpośrednim sąsiedztwie miasta Darłowo z obrotnicą portową, basenem przemysłowym oraz korytem rzeki Wieprza. Obie części portu łączy 2,5 km kanał portowy o żeglownej głębokości 5,5 m. Maksymalne parametry statku dla portu Darłowo to: długość 90 m, zanurzenie statku dla wody słodkiej przy średnim stanie wody w porcie 4,20 m (dopuszcza się zwiększone zanurzenie przy wyznaczonych nabrzeżach). Port Darłowo w ograniczonym zakresie pełni wszystkie typowe funkcje gospodarcze polegające na przeładunkach towarów w obrocie krajowym i zagranicznym, skupie, składowaniu, przetwórstwie i sprzedaży ryb morskich, dokonywaniu remontów, konserwacji kadłubów i silników okrętowych, świadczeniu usług dla postoju jednostek z pełną obsługą serwisową w postojach między rejsowych, przyjmowaniu i świadczeniu usług dla jednostek sportowo – rekreacyjnych. Obecny potencjał przeładunkowy portu darłowskiego nie jest w pełni wykorzystywany.[17]

- ✓ Port Elbląg

  Port Elbląg jest największym polskim portem Zalewu Wiślanego. Położony jest nad rzeką Elbląg, w odległości 6 km od jej ujścia do Zalewu Wiślanego, który łączy się z Zatoką Gdańską drogą śródlądową rzeką Szkarpawą oraz przez Cieśninę Piławską w pobliżu Bałtijska. Port Elbląg jest portem regionalnym obsługującym zalewową i bałtycką żeglugę przybrzeżną towarową i pasażersko-turystyczną. Rocznie w Elblągu przewozi się ponad 30 tys. pasażerów. Jest to jeden z nielicznych polskich portów morskich, w których występują międzynarodowe obroty ładunkowe. Warunki funkcjonowania portu w Elblągu zdecydowanie poprawi realizacja inwestycji rządowej w zakresie budowy drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską. Dzięki niej zapewniony zostanie swobodny dostęp do portu od strony morza, co pozytywnie wpłynie na bezpieczeństwo państwa i zwiększy możliwości wykorzystywania elbląskiego portu na potrzeby społeczno-gospodarcze.[18]

- ✓ Port Hel

  Port w Helu osłonięty jest od strony wód Zatoki Gdańskiej dwoma falochronami pełniącymi jednocześnie od wewnątrz funkcję nabrzeży: Falochronem Zachodnim o długości 615 m oraz Falochronem Południowym o długości 180 m. Wewnątrz portu znajdują się nabrzeża, pirsy i baseny: Nabrzeże Wyładunkowe o długości 240 m, Nabrzeże Wyposażeniowe o długości 146 m, Nabrzeże Remontowe o długości 128 m, Pirs Rybacki długości 100 m (długość ścianki cumowniczej 200 m), Pirs Kaszubski długości 92 m (długość ścianki cumowniczej 184 m), Pirs Wewnętrzny długości 135 m (długość ścianki

[17]Na podstawie http://www.port.darlowo.pl/pl/
[18]Na podstawie http://www.port.elblag.pl/page/show/2/dane-ogolne?lang=pl

cumowniczej 270 m), Basen Jachtowy (gdzie zainstalowano pomosty pływające dla jednostek sportowych), Basen Wewnętrzny i Zewnętrzny. Ponadto Port posiada punkty poboru energii elektrycznej i wody, zbiornik do odbioru wód zaolejonych, żuraw do podnoszenia jednostek pływających do 5 ton, system monitoringu wizyjnego, marinę z zapleczem sanitarnym dla jachtów, placówkę Straży Granicznej, Bosmanatu Portu, Inspektoratu Rybołówstwa Morskiego. Hel jest jednym z portów morskich, w których znajduje się Morska Stacja Ratownicza Służby SAR. W sezonie letnim port oferuje rejsy po porcie Hel jednostkami pasażerskimi i skuterami wodnymi oraz rejsy tramwajami wodnymi pomiędzy Helem a Trójmiastem. Podkreślić należy, że Port Hel jest jednym z najlepszych portów morskich w Polsce pod względem wielkości wyładunku ryb. [19]

- ✓ Port Kołobrzeg

  Port Kołobrzeg świadczy usługi rybackie, pasażersko-turystyczne, jachtowe i handlowe. Port ten składa się z portu handlowego, jachtowego, rybackiego i pasażerskiego. Położenie geograficzne portu oraz jego potencjał infrastrukturalny, powodują możliwość prosperowania wielu gałęzi gospodarki. Port jachtowy posiada pełną infrastrukturę dla jachtów, a w hali zlokalizowanej w marinie działa serwis jachtów. W marinie do dyspozycji są łazienki, pralnie z suszarnią i wiele terenów zielonych. Wyspa Solna, na której zlokalizowana jest marina to miejsce, które w sezonie letnim wypełnione jest, zarówno żeglarzami z całego świata, jak i turystami zwiedzającymi Kołobrzeg. W marinie realizowane są kolejne inwestycje zwiększające liczbę miejsc postojowych i polepszających infrastrukturę. Port Rybacki umożliwia cumowanie kutrów, łodzi rybackich i jednostek turystyczno-wędkarskich. W porcie pasażerskim na stałe cumuje kilka statków pasażerskich, gdzie jeden z nich obsługuje pasażerów na trasie międzynarodowej Kołobrzeg – Bornholm. W porcie znajduje się również falochron – miejsce spacerów ponad pół miliona osób rocznie. Port Kołobrzeg jest jednym z najlepszych portów morskich w Polsce pod względem wielkości wyładunku ryb. W przypadku obrotu cargo wskazać należy, że wolumen obsługiwanych ładunków jest na stabilnym poziomie (blisko 150 tys. ton w roku 2016). Dominują ładunki masowe (niezjednostkowane), przed tzw. pozostałymi ładunkami drobnicowymi. Są to m.in. pellet, drewno, kruszywo, i nawozy. W porcie obsługiwane są także ładunki masowe ciekłe (niezjednostkowane).[20]

- ✓ Port Łeba

  Port w Łebie usytuowany jest na odcinku ujściowym rzeki Łeby i jest portem rybackim oraz turystycznym. Znajduje się w nim rozbudowana przystań jachtowa i nabrzeża rybackie. W sezonie letnim w porcie bazuje wiele jednostek wycieczkowych, które oferują krótkie rejsy po morzu. W porcie morskim Łeba znajduje się Morska Stacja Ratownicza Służby SAR oraz Kapitanat Portu Łeba. Maksymalne parametry dla statków wchodzących do Portu w Łebie nie mogą przekraczać: długość całkowita 65 m, szerokość 15,0 m, zanurzenie 3,0 m dla wody słodkiej przy średnim stanie wody. [21]

- ✓ Port Police

  Port Police jest portem morskim i rzecznym na Odrze w Policach przy torze wodnym Szczecin-Świnoujście. Port ten jest piątym portem w Polsce pod względem przeładowywanej masy towarowej. Rocznie przeładowywanych jest w nim około 1,8 mln ton ładunków. Port Police ma cztery terminale przeładunkowe towarów masowych takich jak: fosforyty, apatyty, sól potasowa, nawozy, ruda ilmenitowa, amoniak, kwas siarkowy. Grupa Azoty Zakłady Chemiczne „POLICE" S.A. to jedyne krajowe przedsiębiorstwo branży

[19]na podstawie http://www.hel.info.pl/
[20]na podstawie http://www.zpm.portkolobrzeg.pl/
[21] na podstawie http://port.leba.eu/pl/home

chemicznej dysponujące specjalistycznym zapleczem portowym w bezpośrednim sąsiedztwie firmy. [22]

- ✓ Port Stepnica

  Port jest położony na wschodnim brzegu Zatoki Stepnickiej tj. części Roztoki Odrzańskiej, będącej zatoką Zalewu Szczecińskiego. Maksymalna długość całkowita statków mogących zawijać do portu wynosi 115 m, a maksymalna szerokość całkowita 13,5 m, z zastrzeżeniem, że żegluga statków o długości całkowitej powyżej 75 m może odbywać się tylko w porze dziennej przy widzialności powyżej 2 Mm, sile wiatru do 4 B oraz przy wolnym przeciwległym nabrzeżu. W porcie funkcjonuje Bosmanat Portu Stepnica. W granicach portu Stepnica wyodrębnić można dwa rejony funkcjonalne: Basen Kolejowy, gdzie mogą odbywać się przeładunki ładunków masowych i Basen Rybacki, gdzie znajdują się miejsca postojowe dla łodzi rybackich i kilku jachtów. W Basenie Kolejowym znajdują się dwa nabrzeża północne i południowe posiadające po trzy wydzielone stanowiska przeładunkowe.[23]

- ✓ Port Ustka

  Port Ustka zlokalizowany jest nad Morzem Bałtyckim, w ujściu rzeki Słupi. Port zaczął być istotny dla żeglugi polskiej po swojej przebudowie na początku XIX wieku. Nastąpiła wówczas odbudowa falochronu wschodniego. Odbudowano i wzmocniono prawy brzeg Słupi, wydłużono falochron do 76 m oraz naprawiono wschodni brzeg Słupi. W latach 70. XX wieku istniały plany powstania dużej stoczni w Ustce, co wymuszało budowę dużego portu. Wykonane zostały pierwsze plany niezbędnych prac ziemno-budowlanych, które jednak nigdy nie zrealizowano na większą skalę. Obecnie port obsługuje głównie statki rybackie, turystyczne i jednostki sportowe. Ponadto oferuje rejsy po morzu, w tym sezonowe połączenie promowe z duńską wyspą Bornholm. Warto zaznaczyć, że Port Ustka jest jednym z czołowych portów morskich w Polsce w kategorii wielkości zarejestrowanej floty rybackiej i wyładunku ryb.[24]

- ✓ Port Władysławowo

  Port we Władysławowie, który położony jest nad otwartym morzem, jest jednym z najważniejszych portów rybackich na Bałtyku z uwagi na ilości wyładowywanej ryby, liczby obsługiwanych kutrów rybackich i wyposażenia. Port ten jest typowym portem rybackim z przystanią żeglarską i pasażerską. W porcie, od maja do października, zawijające i cumujące jednostki mogą zaopatrywać się w paliwo, prowiant i wodę oraz dokonać niezbędnych napraw i remontów. W miesiącach letnich z portu pasażerskiego wychodzą jednostki w rejs po Bałtyku. Natomiast zachodni falochron portu pełni rolę mola i jest miejscem spacerów turystów oraz wędkowania. Pełni także niewielką funkcję przeładunkową dla towarów w ruchu krajowym. Wielkość statków wchodzących do portu Władysławowo nie może przekraczać 70 m długości i 4 m zanurzenia.[25]

  W grupie portów regionalnych za wiodące uznaje się te zlokalizowane w Elblągu, Kołobrzegu, Policach i Ustce. Należy postrzegać je jako ważne ogniwa systemu transportowego kraju i zabiegać o jak najszybsze zintegrowanie ich z nim za sprawą wysokiej jakości infrastruktury drogowej i kolejowej. Wskazuje się, że porty w Elblągu, Kołobrzegu i Ustce należy rozwijać w celu włączenia ich do sieci TEN-T, jak to ma miejsce w przypadku Polic. Porty te mają bardzo duże ponadlokalne znaczenie dla aktywizacji społeczno-gospodarczej.

Za porty lokalne uznaje się porty: Dziwnów, Dźwirzyno, Frombork, Jastarnia, Kamień Pomorski, Karsibór, Kąty Rybackie, Krynica Morska, Lubin, Mrzeżyno, Nowa Pasłęka, Nowe Warpno, Przytór, Puck, Rowy, Sierosław, Tolkmicko, Trzebież, Wapnica, Wolin.

[22]na podstawie http://www.portpolice.pl/
[23]Na podstawie https://www.stepnica.pl/
[24]Na podstawie http://ustkaport.pl/
[25]Na podstawie http://www.wladyslawowo.info.pl/atrakcje/2/port_wladyslawowo

Tabela 5.3.7. Długość nabrzeży (w metrach)w portach morskich w 2016 r.

PORT	OGÓŁEM	w tym nadające się do eksploatacji	nadbrzeża o głębokości powyżej 10,9 m (z liczby ogółem)	nadbrzeża przeładunkowe (z liczby ogółem)	
				razem	nadające się do eksploatacji
Gdańsk	30 079	20 434	5 546	10 200	9 301
Gdynia	14 329	13 393	3 901	10 844	10 844
Szczecin	20 153	15 049	–	11 719	10 826
Świnoujście	8 025	7 924	1 781	6 818	6 768
Police	1 000	1 000	–	1 000	1 000
Darłowo	5 734	5 734	–	452	452
Dziwnów	1 536	1 432	–	232	232
Elbląg	4 001	4 001	–	2 555	2 555
Kołobrzeg	3 123	3 070	–	719	719
Nowe Warpno	193	193	–	–	–
Stepnica	500	500	–	452	452
Trzebież	747	747	–	–	–
Ustka	2 881	2 256	–	873	873
Władysławowo	2 167	2 167	–	349	349
OGÓŁEM	94 468	77 900	11 228	46 213	44 371

Źródło: „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS", tabela 4.1.

Tabela 5.3.8. Międzynarodowy ruch pasażerów w portach morskich.

Port	rok	pasażerowie ogółem	przyjazdy	wyjazdy
Ogółem	2011	1 581 885	780 027	801 858
	2012	1 612 538	802 702	809 836
	2013	1 596 763	787 070	809 693
	2014	1 753 577	875 519	878 058
	2015	1 851 298	919 666	931 632
	2016	1 933 480	962 509	970 971
porty o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej				
Gdańsk	2011	148 330	73 427	74 903
	2012	146 721	73 313	73 408
	2013	125 764	61 943	63 821
	2014	121 228	60 026	61 202
	2015	107 976	52 840	55 136
	2016	103 588	51 657	51 931
Gdynia	2011	484 910	241 334	243 576
	2012	505 029	255 524	249 505
	2013	514 838	256 487	258 351
	2014	571 745	289 753	281 992
	2015	604 250	301 365	302 885
	2016	612 718	306 408	306 310
Szczecin i Świnoujście	2011	865 139	423 903	441 236
	2012	881 649	435 022	446 627
	2013	866 573	423 919	442 654
	2014	970 217	481 041	489 176
	2015	1 047 636	520 205	527 431
	2016	1 117 187	554 025	563 162

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 4.11, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 4.11 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 4.11

W 2016 r. w polskich portach morskich rozpoczęło lub zakończyło podróż około 1 933,5 tys. osób, tj. o 4,4% więcej niż w 2015 r. i o 22,2% więcej niż w 2011 r. Międzynarodowy ruch pasażerów w relacji z polskimi portami morskimi prawie w całości koncentruje się na zasięgu europejskim. W 2016 r. pasażerowie przypływający lub wypływający z polskich portów morskich rozpoczynali lub kończyli podróż przede wszystkim w Szwecji oraz w Niemczech.

Tabela 5.3.9. Statki wchodzące do portów morskich.

PORT	ROK	Ogółem			W tym z ładunkiem		
		liczba statków	pojemność netto (NT)	pojemność brutto (GT)	liczba statków	pojemność netto (NT)	pojemność brutto (GT)
Ogółem	2011	18 864	71 905,3	169 583,3	15 271	61 481,1	147 544,9
	2012	18 416	73 720,2	171 670,3	14 419	61 565,0	147 418,2
	2013	17 816	76 076,1	172 794,0	13 378	62 794,6	146 475,7
	2014	17 384	84 315,5	190 664,6	13 022	70 440,1	163 498,1
	2015	18 169	83 909,2	194 332,4	13 918	70 181,6	166 805,9
	2016	18 928	89 061,6	205 810,3	14 471	74 350,7	176 548,2
porty o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej							
Gdańsk	2011	3 252	16 971,8	36 651,0	2 158	12 064,8	26 717,5
	2012	3 127	17 832,8	39 029,9	1 974	12 868,4	28 798,1
	2013	2 948	17 989,1	38 407,8	1 753	12 582,9	27 277,5
	2014	2 869	19 059,3	40 684,0	1 742	13 997,7	30 023,4
	2015	3 106	20 904,1	45 190,6	1 889	15 392,0	33 683,9
	2016	3 274	23 403,4	48 978,5	2 040	17 570,2	36 977,6
Gdynia	2011	3 864	26 391,2	59 442,5	3 177	23 537,6	52 856,1
	2012	3 578	26 917,6	58 149,1	2 741	22 731,7	50 325,4
	2013	3 618	26 437,7	55 118,2	2 709	22 201,1	47 087,0
	2014	3 754	28 690,8	59 756,6	2 879	23 822,1	51 027,5
	2015	3 678	26 852,5	56 360,8	2 854	22 289,6	47 900,5
	2016	3 956	27 959,3	59 804,7	3 038	23 112,2	50 465,6
Szczecin i Świnoujście	2011	7 988	27 041,7	70 234,6	6 508	24 665,0	65 293,9
	2012	7 940	27 544,9	71 372,9	6 293	24 818,6	65 755,9
	2013	7 785	30 352,5	76 528,6	6 097	27 175,2	70 250,2
	2014	7 698	35 133,1	87 322,0	5 992	31 639,3	80 379,1
	2015	8 177	34 711,0	89 651,3	6 359	31 400,0	82 782,1
	2016	8 487	36 366,3	94 035,0	6 502	32 570,4	86 605,6

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 4.13, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 4.13 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 4.13.

Z ogólnej liczby statków, które zawinęły do polskich portów w 2016 r. najwięcej przypłynęło do portów w Świnoujściu i Gdyni (ponad 50%).

Port Gdańsk

Położony w centralnej części południowego wybrzeża Morza Bałtyckiego – Port Gdańsk jest ważnym międzynarodowym węzłem komunikacyjnym. Port Gdańsk stanowi ważne ogniwo Transeuropejskiej Sieci Transportowej TEN-T. Port funkcjonuje w ramach korytarza sieci bazowej TEN-T "Bałtyk-Adriatyk", łączącego północ i południe Europy.

Ten najwiekszy w Polsce port składa się z portu wewnętrznego, usytuowanego wzdłuż Martwej Wisły i Kanału Portowego, który może przyjmować statki o maksymalnym zanurzeniu 10,2 m i długości 225 m oraz z portu zewnętrznego, mającego bezpośredni dostęp do Zatoki Gdańskiej, gdzie mogą być przyjmowane największe statki, jakie pływają po Morzu Bałtyckim (o

maksymalnym zanurzeniu 15 m). Ponadto w porcie zewnętrznym znajduje się nowoczesny głębokowodny terminal kontenerowy DCT Gdańsk.[26]

Port Gdańsk jest portem uniwersalnym, który posiada zdolność przeładunkową 3 mln TEU (terminal DCT) i jest w ścisłej czołówce liderów przeładunków kontenerowych na Bałtyku. Zajmuje pierwsze miejsce wśród polskich portów i drugie miejsce wśród wszystkich portów bałtyckich po porcie St. Petersburg.[27]

Tabela 5.3.10. Przeładunki w porcie w Gdańsku według grup towarowych(w tys. ton).

	2011	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**
Ogółem	25 305,48	26 898,14	30 259,29	32 277,56	35 913,64	37 288,97
Węgiel i koks	1 789,26	1 923,79	4 589,25	3 322,36	4 487,90	5 080,91
Rudy	11,10	16,20	12,42	5,20	84,94	202,39
Inne masowe	5 000,65	4 311,52	2 637,96	3 607,91	3 500,05	3 500,05
Zboże	816,12	1 017,61	1 479,44	1 629,21	1 455,34	1 147,95
Drewno	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Drobnica	7 299,69	8 888,02	10 513,94	11 229,72	11 814,19	14 549,12
Paliwa płynne	10 387,87	10 741,00	11 026,28	12 483,16	14 710,48	12 808,55
kontenery	6 100,51	7 629,91	9 745,26	10 366,11	10 706,30	13 398,46
kontenery TEU	68 5643	928 905	1 177 623	1 212 054	1 091 202	1 299 373

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2011 r.", załącznika I do „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2015 r.", załącznika I do „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2016 r." oraz danych zamieszczonych na stronie www portu.

Przeładunki ogółem zrealizowane w ciągu całego 2016 r. wyniosły prawie 37,3 mln ton, (z uwzględnieniem masy własnej przeładowanych jednostek ładunkowych) czyli o blisko 4% więcej niż w roku 2015. Tym samym rok 2016 był najlepszym w historii Portu Gdańsk w zakresie przeładowanych towarów i jednocześnie stanowił rekord polskiej gospodarki morskiej. 2016 rok był również piątym z kolei, kiedy Port Gdańsk umocnił swoją drugą lokatę na akwenie bałtyckim pod względem obrotów kontenerowych. Największą grupą towarową w 2016 r. była drobnica i paliwa płynne. Obroty kontenerowe osiągnęły w 2016 r. poziom około 1,3 mln TEU, co sprawiło, że piąty rok z kolei Port Gdańsk znalazł się na drugim miejscu wśród największych portów kontenerowych na Bałtyku. W porcie znajdują się dwa terminale do przeładunków kontenerów. Jeden przy Nabrzeżu Szczecińskim w porcie wewnętrznym, GTK, oraz drugi, zlokalizowany w porcie zewnętrznym - DCT. W styczniu 2015 r. rozpoczęto budowę nowego nabrzeża terminalu DCT celem podwojenia rocznych zdolności przeładunkowych do poziomu 3 mln TEU. Budowę zakończono w październiku 2016 r. dzięki czemu terminal stał się pod względem swoich parametrów technicznych, największym terminalem kontenerowym na Bałtyku. Terminal DCT przystosowany jest do obsługi największych jednostek wpływających na Morze Bałtyckie - statków typu Baltimax. Terminale w Porcie Gdańsk świadczą zintegrowane usługi terminalowe i depot holderski oraz obsługują linie feederowei bliskiego zasięgu. Port w Gdańsk obsługuje również jednostki ro-ro na terenie Wolnego Obszaru Celnego. Ponadto znajdujący się na wschodniej stronie Kanału Portowego Terminal Promowy Westerplatte posiada stanowiska statkowe wyposażone w rampy ro-ro oraz przestrzenne place składowe i manewrowe. Rampa ro-ro znajduje się także w Bazie Promowej Polskiej Żeglugi Bałtyckiej S.A., oferującej stałe połączenia promowe ze Szwecją, jak również na terminalu kontenerowym DCT. Terminal ładunków masowych suchych składa się z terminalu importowego na Pirsie Rudowym oraz terminalu eksportowego zlokalizowanego na Pirsie Węglowym. W porcie zewnętrznym na terminalu

[26] Na podstawie https://www.portgdansk.pl/o-porcie/lokalizacja
[27] Na podstawie https://www.portgdansk.pl

ładunków masowych suchych oraz w porcie wewnętrznym na nabrzeżach Basenu Górniczego przeładowywany jest węgiel. W porcie zewnętrznym znajdują się dwa nowoczesne terminale, w których odbywa się przeładunek paliw płynnych oraz gazu płynnego. Baza przeładunku paliw płynnych Naftoport funkcjonuje w porcie północnym w Gdańsku, który w sytuacji kryzysowej posiada możliwość odbioru nawet 60 mln ton ropy rocznie (rurociąg Gdańsk-Płock ma przepustowość 30 mln ton rocznie). Olej opałowy i bazowy przeładowywany jest na Nabrzeżu Obrońców Poczty Polskiej w porcie wewnętrznym. Ponadto na tym samum Nabrzeżu znajduje się terminal przystosowany do obsługi siarki. Operacje przeładunkowe realizowane są w systemie zamkniętym, który jest systemem bezpiecznym dla środowiska. Ponadto potencjał przeładunkowy terminali w Porcie Gdańsk zapewnia bezpieczeństwo energetyczne kraju. Drobnica w porcie wewnętrznym przeładowywana jest przy nabrzeżach: Oliwskim, Wiślanym, Szczecińskim, Przemysłowym, Rudowym, Węglowym, Obrońców Westerplatte oraz na nabrzeżach Wolnego Obszaru Celnego. W porcie wewnętrznym znajduje się również nowoczesna baza przeładunku owoców cytrusowych. Dodatkowo w porcie funkcjonuje baza przeładunku fosforytów zlokalizowana na Nabrzeżu Chemików, a razem z Nabrzeżem Przemysłowym stanowi miejsce obsługi ładunków takich jak: nawozy, płynne produkty chemiczne, minerały i melasa. Ponadto w porcie przeładowywana jest śruta, kruszywa, ruda żelaza, nawozy, słód, żyto, pszenica oraz jęczmień. Na Nabrzeżu Bytomskim, na którym zlokalizowana jest przetwórnia słodu, przeładowywane są również gazy medyczne i techniczne. W porcie funkcjonuje również baza obsługi złomu. Ponadto w Porcie Gdańsk możliwa jest weterynaryjna kontrola graniczna produktów pochodzenia zwierzęcego według standardów UE.

Za sprawą krajobrazu oraz zabytków do Portu Gdańsk zawija również wiele jednostek pasażerskich. Żegluga promowa obsługiwana jest przez Bazę Promową Polskiej Żeglugi Bałtyckiej oraz Terminal Promowy Westerplatte. Statki wycieczkowe cumują przy Westerplatte. Są one obsługiwane również na nabrzeżu spacerowym kpt. Ziółkowskiego.

Należy również podkreślić, że na obszarze administrowanym przez ZMPG S.A., w latach 2011-2016 zgodne ze strategicznymi kierunkami rozwoju portu zawartymi w „Strategii Rozwoju Portu Gdańsk do 2027 roku", realizowane były inwestycje wpływające na zwiększenie potencjału przeładunkowego portu oraz umocnienie roli portu dystrybucyjnego na Bałtyku. W 2015 r. zakończono pierwszy etap budowy Terminala Naftowego Grupy Kapitałowej PERN S.A.W 2016 r. do użytku oddany został tunel pod Martwą Wisłą, co umożliwiło skrócenie czasu i obniżenie kosztów transportu towarów do i z Portu Gdańsk.

Jedną z ostatnich inwestycji w Porcie Gdańsk jest realizowana przez OT Logistics S.A. budowa największego na południowym Bałtyku terminalu do przeładunku towarów rolnych. Inwestycja w Gdańsku ma polegać na budowie terminala przeładunkowo-składowego, przystosowanego i wykorzystywanego do obsługi statków i ich ładunków w obrocie portowym, obsługi ładunków w relacjach lądowych oraz składowania. W ten sposób spółka planuje zdobyć aż 50-procentowy udział w przeładunkach zbóż na Bałtyku. W latach 2017 i 2018 planuje się, że terminal osiągnie zdolność przeładunkową na poziomie 2,7 mln ton rocznie, natomiast w latach 2019 i 2020 zdolność ta zostanie podwojona.[28]

Port Gdynia

Gdyński port jest nowoczesnym portem uniwersalnym. Specjalizuje się w obsłudze ładunków drobnicowych, przewożonych w kontenerach i w systemie ro-ro, w oparciu o rozwiniętą sieć połączeń multimodalnych z zapleczem, regularne linie żeglugowe bliskiego zasięgu oraz połączenia promowe. Jest on ważnym elementem korytarza sieci bazowej TEN-T „Bałtyk-Adriatyk". Obsługa ładunków skonteneryzowanych w Porcie Gdynia odbywa się na dwóch nowoczesnych terminalach kontenerowych zlokalizowanych w Porcie Zachodnim: Bałtyckim Terminalu Kontenerowym Sp. z o.o. (BCT) oraz Gdyńskim Terminalu Kontenerowym S.A. (GCT). Port wyposażony jest w nowoczesne urządzenia przeładunkowe oraz terminale towarowe. W obsłudze ładunków drobnicowych specjalizuje się OT Port Gdynia Sp. z o.o.[29]

[28]Na podstawie https://www.portgdansk.pl/

[29] Na podstawie http://www.port.gdynia.pl/pl/

Tabela 5.3.11. Przeładunki w Porcie Gdynia według grup towarowych (w tys. ton).

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Ogółem	15 911,4	15 809,5	17 658,6	19 408,3	18 197,8	19 536,3
Węgiel i koks	1 399,8	2 050,3	2 639,9	2 060,7	1 386,4	1 485,8
Rudy	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3
Inne masowe	2 714,9	1 794,5	1 630,7	1 476,7	1 356,2	1 100,9
Zboże	1 598,9	1 782,1	2 178,0	2 902,0	3 711,1	4 090,5
Drewno	45,1	50,3	95,0	46,3	63,1	62,9
Drobnica	9 562,2	9 919,7	11 053,2	12 693,1	11 279,1	11 465,5
Paliwa płynne	590,5	212,6	61,8	229,5	401,9	1 324,4
Kontenery TEU	616 441	676 349	729 607	849 123	684 796	642 195

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 20151 r.", załącznika I do „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2015 r.", załącznika I do „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2016 r." oraz danych zamieszczonych na stronie www portu.

Przeładunki w Porcie Gdynia w 2016 r. wyniosły 19 536,3 tys. ton (z uwzględnieniem masy własnej przeładowanych jednostek ładunkowych). Oznacza to, że był to rekordowy rok pod względem przeładunków (wcześniejszy rekordowy wynik przypadał na 2014 r.).

W porównaniu rocznym w 2016 r. zanotowano wzrost przeładunków w grupie węgiel i koks, rudy, zbóż, drobnicy, a przede wszystkim paliw płynnych w stosunku do roku poprzedniego. Ponad trzykrotny wzrost przeładunków paliw płynnych związany jest ze zmianami na rynku paliw takimi jak wzrost popytu na olej napędowy oraz nowymi regulacjami prawnymi (uszczelnienie systemu podatkowego). Czynnikiem sprzyjającym wzrostowi przeładunku paliw jest zmiana jakościowa w Porcie Gdynia polegająca na przebudowie Stanowiska Przeładunków Paliw Płynnych (m.in. montaż nowego nalewaka) zakończona w 2014 r.[30]

Zarząd Morskiego Portu w Gdyni (ZMPG-a S.A.) zgodnie ze strategią rozwoju portu zwiększał możliwości przeładunkowe w zakresie ładunków ro-ro. Realizowane inwestycje w zakresie powiększenia terenów składowych oraz powierzchni magazynowych zwiększyły potencjał przeładunkowy portu. W latach 2016-2018 zarząd Morskiego Portu Gdynia planuje wydać 605,5 mln zł na inwestycje w rozbudowę i modernizację infrastruktury. Planowana jest przebudowa nabrzeży: Indyjskiego i Helskiego (220 mln zł), pogłębienie toru podejściowego i akwenów wewnętrznych (336 mln zł), budowa terminalu promowego (155 mln zł) i przebudowa dostępu kolejowego do zachodniej części portu (60,7 mln zł).

Inwestycją o strategicznym znaczeniu dla zachowania konkurencyjności gdyńskiego portu będzie pogłębienie toru podejściowego i akwenów wewnętrznych, gdzie przewiduje się wybudowanie nowej obrotnicy nr 2 o średnicy 480 m w rejonie Basenu IX, poszerzenie i pogłębienie toru podejściowego do rzędnej – 17 m, pogłębienie akwenów wewnętrznych do rzędnej -16 m w kanale portowym i do - 15,5 m przy nabrzeżach.[31]

Port Szczecin i Port Świnoujście

Port Szczecin i Port Świnoujście tworzą jeden z największych zespołów portowych w regionie Morza Bałtyckiego, i podobnie jak Gdańsk i Gdynia, ujęte są w sieci bazowej TEN-T stanowiąc ważne ogniwa korytarza „Bałtyk-Adriatyk". Usytuowane są na najkrótszej drodze łączącej Skandynawię ze środkową i południową Europą, oraz znajdują się na najkrótszej drodze morskiej łączącej Estonię, Finlandię, Litwę, Łotwę i Rosję z Europą Zachodnią. Porty w Szczecinie i Świnoujściu to najbliższe porty morskie dla obszaru zachodniej i południowo-zachodniej Polski, skupiającego najistotniejsze obszary przemysłowe kraju, takie jak Górny Śląsk, rejon Wrocławia i Poznania. Cechuje je również bliskość z regionem wschodnich Niemiec, a zwłaszcza rejonem

[30] Na podstawie „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2016 r."

[31] Na podstawie http://www.port.gdynia.pl/pl/

Berlina. Ponadto od wielu lat oba porty są dla Czech i Słowacji ważnymi morskimi portami tranzytowymi. Zespół portowy Szczecin-Świnoujście jest dobrze skomunikowany od strony lądu z zapleczem krajowym i europejskim (zachód i centrum kontynentu). Poprzez autostrady A11 i A20 po niemieckiej stronie zespół portowy jest dobrze skomunikowany z wieloma zachodnimi ośrodkami gospodarczymi, a poprzez drogę krajową nr 3 (E-65, docelowo droga ekspresowa S3) z południem Polski, Czechami i Słowacją oraz innymi państwami centralnej i południowej Europy. Oba porty mają także dogodne połączenia kolejowe - poprzez odrzańską magistralę łączą się z przemysłowymi ośrodkami centralnej i południowej Europy (linie CE-59 i E-59). Dostęp do europejskiego systemu żeglugi śródlądowej gwarantuje kanał Odra-Hawela (niem. Oder-Havel-Kanal). Porty Szczecin i Świnoujście mają połączenia rzeczne z zapleczem krajowym za pośrednictwem Odrzańskiej Drogi Wodnej (E30).



Port Świnoujście położony jest bezpośrednio nad samym morzem dzięki czemu może zapewnić wysokiej efektywności połączenia promowe i przyjmować statki o zanurzeniu do 13,5 m i długości do 270 m. Jednym z głównych elementów tego portu jest terminal obsługujący suche ładunki masowe (węgiel –w eksporcie i w imporcie), a także rudę importowaną dla hut polskich, czeskich i słowackich. Terminal promowy w Świnoujściu jest największym w Polsce i jednym z najnowocześniejszych na Bałtyku. Wyposażony jest w pięć stanowisk do obsługi na trasie Polska-Skandynawia promów pasażersko-samochodowych i samochodowo-kolejowych. Dzięki odpowiedniemu układowi torów, placów manewrowo-składowych terminal może być przystosowany do przeładunku jednostek transportu intermodalnego. W Świnoujściu powstał również terminal do przeładunku towarów rolno-spożywczych o łącznej pojemności ponad 50 tys. ton. Zarówno w Świnoujściu jak i w Szczecinie istnieje możliwość przeładunku oraz magazynowania różnorodnych ładunków płynnych: produktów naftowych, metanolu, etanolu olejów roślinnych, nawozów, smoły i paku. Połączenie portów z infrastrukturą kolejową, drogową oraz wodami śródlądowymi stwarza doskonały punkt do przeładunku produktów płynnych w relacji statki – zbiorniki – cysterny kolejowe, autocysterny, bądź barki.

Port Szczecin oddalony jest od morza o 68 km, co może stanowić jego atut, gdyż stwarza to szansę dotarcia tańszą drogą morską do importerów i eksporterów towarów w głąb lądu. Przejście torem wodnym z redy w Świnoujściu do Szczecina trwa około 4 godziny. Port może przyjmować statki o zanurzeniu do 9,15 m i długości 215 m. Jest on portem o charakterze uniwersalnym obsługującym zarówno towary drobnicowe, jak i masowe. W porcie przeładowywane i składowane są kontenery, wyroby hutnicze, ładunki ponad gabarytowe, papier, celuloza. Obsługuje on również ładunki masowe suche - takie jak węgiel, koks, kruszywa, zboże, nawozy oraz ładunki płynne. Port ten jest największym w Polsce centrum przeładunkowym bloków granitowych. W celu zwiększenia możliwości przeładunkowych portu w Szczecinie, niezbędne jest pogłębienie toru wodnego, co również wymuszają tendencje w światowej flocie - na rynku żeglugowym pojawiają się coraz większe statki, mogące przewozić coraz większe ilości towarów. Oznacza to, że ich podstawowe parametry, w tym zanurzenie, stale się zwiększają. Realizowana będzie duża inwestycja w postaci modernizacji toru wodnego Świnoujście-Szczecin, która będzie kosztowała około 1,38 mld zł, z czego unijne dofinansowanie to 1,18 mld zł. W ramach inwestycji tor wodny zostanie pogłębiony do 12,5 m, a także wybudowane i przebudowane zostaną skarpy i umocnienia brzegowe, prace obejmą także niwelację dna w strefie Świnoujścia, a także pogłębione i poszerzone będą obrotnice. Pogłębienie toru wodnego znacznie poprawi możliwości przeładunkowe szczecińskiego portu, gdyż

umożliwią przyjęcie statków o większym niż dotychczas zanurzeniu. Należy podkreślić, że inwestycje związane z planowaną modernizacją są już realizowane przez Urząd Morski w Szczecinie poprzez przebudowę Kanału Piastowskiego.[32]

Tabela 5.3.12. Przeładunki w Portach Szczecin i Świnoujście S.A. według grup towarowych (w tys. ton).

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Ogółem	21 354,1	21 266,7	22 750,0	23 401,4	23 174,4	24 113,0
Węgiel i koks	5 422,1	4 257,4	4 529,4	4 601,8	3 119,8	2 930,9
Rudy	464,9	720,8	2 654,7	1 880,4	1 851,9	1 557,1
Inne masowe	3 670,0	4 040,4	2 887,6	3 250,0	3 451,0	2 919,5
Zboże	1 081,8	1 394,4	1 648,6	1 644,3	1 743,9	2 046,8
Drewno	23,1	25,2	16,8	17,4	14,3	7,2
Drobnica	9 290,7	9 425,5	9 392,2	10 337,2	11 254,6	12 349,3
Paliwa płynne	1 401,5	1 403,0	1 620,8	1 670,3	1 738,9	2 302,2
Kontenery	bd	532,4	587,3	665,0	675,0	673,6
Kontenery TEU	55 098,0	52 179	62 307	78 439	87 784	90 869

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2011 r.", załącznika I do „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2015 r.", załącznika I do „Raportu z realizacji polityki morskiej RP w 2016 r." oraz danych zamieszczonych na stronie www portu.

W 2016 r. przeładunki w zespole portowym w Szczecin-Świnoujście wyniosły 24 113 tys. ton (z uwzględnieniem masy własnej przeładowanych jednostek ładunkowych). Należy zaznaczyć, iż jest to kolejny najwyższy poziom przeładunków odnotowany przez Zarząd Morskich Portów Szczecin i Świnoujście (ZMPSiŚ S.A.) po najlepszym, począwszy od 1980 r., wyniku z 2014 r. W 2016 r. zanotowano wzrost przeładunków w grupie zbóż, drobnicy, i paliw płynnych w stosunku do roku poprzedniego. Port odnotował rekordowe przeładunki kontenerów w ilości 90 869 TEU.

Ostatnie lata były okresem ważnych inwestycji dla Portu Szczecin-Świnoujście - uruchomiono otwarty w 2015 r. terminal LNG im. Prezydenta Lecha Kaczyńskiego w Świnoujściu oraz wydzierżawiono duńskiej firmie Copenhagen Merchants Holding A/S na okres 30 lat elewator zbożowy „Ewa" w Szczecinie. Nowy gazoport będzie dostarczał około 5 mld m^3 gazu rocznie, co odpowiada około jednej trzeciej polskiego zapotrzebowania na gaz ziemny. Wraz z rozbudową terminalu LNG w Świnoujściu zaplanowano budowę podmorskiego rurociągu gazowego Baltic Pipe umożliwiającego sprowadzanie gazu wydobywanego na należącym do Norwegii szelfie Morza Północnego. Szacuje się, że po uruchomieniu elewatora „Ewa" przeładunki w Porcie Szczecin wzrosną o około 350-375 tys. ton rocznie. W kolejnych latach przyrosty te powinny być jeszcze większe.[33]

Przemysł stoczniowy

Polski przemysł stoczniowy rozwija się bardzo dynamicznie. Jest drugi w Europie i piąty na świecie. Prywatne firmy są w coraz lepszej kondycji, mają coraz większy portfel zamówień i z powodzeniem konkurują z gigantami z krajów skandynawskich. W Polsce funkcjonują stocznie produkcyjne i remontowe o różnym potencjale produkcyjnym.

Aktualna sytuacja gospodarcza na świecie ma bardzo duży wpływ na kondycję przemysłu stoczniowego. Można to zaobserwować między innymi w przenoszeniu produkcji do tańszych krajów. Stało się tak również w przypadku stoczni europejskich, które produkując standardowe statki przegrały konkurencję ze stoczniami wschodnioazjatyckimi. Światowy rynek statków w ostatnich latach charakteryzował się czynnikami spadkowymi. Ceny na nowe statki obniżyły się, spadła także liczba nowych zamówień. Spowodowało to zmniejszenie światowego portfela

[32] Na podstawie http://www.port.szczecin.pl/pl/

[33] Na podstawie http://www.port.szczecin.pl/pl/

zamówień na statki, w strukturze którego dominowały masowce, zbiornikowce oraz statki offshore. Rok 2016 dla stoczni na całym świecie przyniósł najniższe wartości od lat 80-tych XX wieku. Wcałym 2016 r. złożono zamówienia o wartości około 75% mniejszej, niż w roku 2015. Najsilniejsze spadki dotyczyły sektora kontenerowców o ładowności powyżej 8 tys. TEU (ponad 95% mniej zamówień niż w roku 2015), gazowców LNG (79% mniej), masowców (87% mniej) oraz zbiornikowców (75% mniej). Kondycję rynku dobrze ilustruje ClarkSea Index, informujący o zarobkach armatorów świadczących usługi transportowe na globalnym rynku morskim. Na początku 2016 r. operatorzy zbiornikowców, masowców, kontenerowców i gazowców zarabiali na frachcie przeciętnie około 14 tys. dolarów dziennie, osiągając pod koniec tego roku 9 042 dolarów dziennie.

Branża budownictwa okrętowego jest potencjalnie jedną z najbardziej innowacyjnych gałęzi polskiej gospodarki, która charakteryzuje się zaawansowaną wiedzą projektową, wysokimi standardami bezpieczeństwa pracy i ochrony środowiska naturalnego, a także nowoczesną technologią.

Polskie stocznie, oprócz w pełni wyposażonych jednostek, budują również częściowo wyposażone kadłuby statków dla europejskich stoczni (głównie skandynawskich, niemieckich i holenderskich). Przemysł stoczniowy także zaczął się specjalizować w budowie bloków i sekcji kadłuba, które eksportowane są do Niemiec, Norwegii, Francji czy USA.[34]

Tabela 5.3.13. Portfel zamówień na w pełni wyposażone statki (stan na dzień 31 grudnia w latach 2011-2016).

ROK		**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**
Liczba statków		22	22	19	19	19	21
Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.		77,9	89,3	57,1	76,2	83,3	81,7
Skompensowana pojemność rejestrowa brutto (CGT) w tys.		146,9	166,5	96,2	127,6	129,0	140,2
Kontenerowce i Semikontenerowce	liczba statków	_	_	5	5	4	3
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	_	_	19,1	19,1	17,9	16,9
Drobnicowce	liczba statków	1	_	_	_	_	2
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	2,8	_	_	_	_	13,2
Chemikaliowce	liczba statków	_	_	1	_	_	_
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	_	_	4,2	_	_	_
Gazowce	liczba statków	_	1	1	_	_	_
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	_	7,5	7,5	_	_	_
Promy	liczba statków	4	4	1	5	6	6
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	22,8	20,4	5,7	34,1	35,1	25,6
Statki pasażerskie	liczba statków	–	–	–	–	–	1
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	–	–	–	–	–	0,4
Statki rybackie	liczba statków	4	4	3	–	–	3
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	14,9	6,1	0,4	–	–	7,6
	liczba statków	13	13	8	9	9	6

[34] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2016 r.

ROK		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Statki nietowarowe	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	37,5	55,3	20,2	23	30,3	18

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabele 7.3 i 7.4, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabele 7.3 i 7.4 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabele 7.3 i 7.4.

Tabela 5.3.14. Produkcja w pełni wyposażonych statków według typów.

ROK		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Liczba statków		14	15	12	8	7	12
Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.		71,9	84,8	34,7	25,6	18,9	38,9
Skompensowana pojemność rejestrowa brutto (CGT) w tys.		93,9	133,7	68,7	47,1	33,6	68,0
Masowce	liczba statków	–	–	–	–	–	1
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	–	–	–	–	–	1,9
Kontenerowce i Semikontenerowce	liczba statków	1	–	–	–	–	–
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	35,9	–	–	–	–	–
Drobnicowce	liczba statków	2	1	–	–	2	2
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	5,4	2,8	–	–	6	2,4
Gazowce	liczba statków	–	–	–	1	–	–
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	–	–	–	7,5	–	–
Promy	liczba statków	7	4	2	1	1	–
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	20,3	22,8	8,0	5,7	5,5	–
Statki pasażerskie	liczba statków	–	–	–	–	–	1
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	–	–	–	–	–	0,1
Statki rybackie	liczba statków	3	1	–	1	1	1
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	7,4	2,8	–	0,4	0,4	0,5
Statki nietowarowe	liczba statków	1	9	10	5	3	7
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	3,0	56,6	26,7	12,0	7,0	33,9

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabele 7.1 i 7.2, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabele 7.1 i 7.2oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabele 7.1 i 7.2.

W 2016 r. portfel zamówień polskich stoczni produkcyjnych wyniósł 21 w pełni wyposażonych jednostek pływających, a wielkość produkcji wyniosła 12 w pełni wyposażonych statków. Słaby napływ nowych zamówień do polskich stoczni w ostatnim czasie jest efektem załamania się rynku offshore. Podana wyżej wielkość portfela zamówień w 2016 r. zawiera zarówno zamówienia zdobyte w ciągu roku 2016, jak i wcześniejsze. Według bazy danych statków i zamówień stoczniowych IHS Sea-Web, polskie stocznie w ciągu całego roku 2016 zdobyły zamówienia na cztery nieduże, w pełni wyposażone statki o łącznym tonażu około 5400 GT. Poniżej przedstawiono niektóre jednostki budowane w 2015 r. i 2016 r. przez polskie stocznie:

- ✓ zaopatrzeniowiec górnictwa morskiego - statek, którego celem będzie transport ładunków niezbędnych przy prowadzeniu odwiertów i eksploatacji platform; jest to wielozadaniowy statek przeznaczony do obsługi platform wiertniczych i wydobywczych wyposażony w napęd spalinowo-elektryczny, umożliwiający ekonomiczną eksploatację w

szerokim zakresie obciążenia, przy znacznym ograniczeniu zużycia paliwa–(mniejsza emisja szkodliwych substancji do atmosfery);

- ✓ statek typu PSV zbudowany dla norweskiego armatora - drugi statek z tej serii; były to pierwsze statki zaopatrzeniowe z napędem gazowym zbudowane w Remontowej Holding S.A.;
- ✓ trójmasztowa fregata dla algierskiej Marynarki Wojennej i Akademii Morskiej - jednostka, która kształtem kadłuba jest podobna do Daru Młodzieży, a jeden z jej masztów pełni funkcje komina, co powoduje mniejsze odprowadzanie spalin przez wydechy boczne;
- ✓ trzymasztowy żaglowiec szkoleniowy dla Wietnamskiej Marynarki Wojennej (zbudowany w Stoczni Marine Project w Gdańsku);
- ✓ statek offshore dla armatora kanadyjskiego - statek przeznaczony do monitorowania i kontrolowania stanu zalodzenia, korygowania kursu przemieszczających się gór lodowych w rejonie Labradoru i Nowej Funlandii (ochrona morskich instalacji wydobywczych przed ewentualną kolizją z „wędrującą" górą lodową);
- ✓ pasażersko - samochodowy prom gazowy dla kanadyjskiego armatora - nowoczesny prom w swojej klasie napędzany pędnikami azymutalnymi z napędem elektrycznym, gdzie źródłem energii są dwupaliwowe zespoły prądotwórcze zasilane konwencjonalnym olejem napędowym lub gazem LNG;
- ✓ okręt Kormoran dla Marynarki Wojennej RP - okręt przeznaczony do poszukiwania i zwalczania min morskich;
- ✓ „Oceanograf"- katamaran naukowo-badawczy przeznaczony do prowadzenie interdyscyplinarnych badań Morza Bałtyckiego; wybudowany przez stocznię Nauta dla Uniwersytetu Gdańskiego; na jednostce zostały zainstalowanie nowoczesne urządzenia, które umożliwiają prowadzenie badań batymetrycznych, chemicznych, geologicznych oraz dna morskiego;
- ✓ moduł mieszkalny na platformie - w 2016 r. Energomontaż-Północ Gdynia zakończyła budowę modułu mieszkalnego o wadze 1140 ton na platformę Maersk Guardian, która była największym zleceniem spółki w ramach modernizacji jednostki; platforma ta miała rozpocząć prace w duńskiej części Morza Północnego. Maersk Guardian jest platformą typu Jack-up, ma 90 m długości i 84,4 m szerokości; jest przystosowana do pracy w rejonach, gdzie głębokość wody wynosi 107 m;
- ✓ specjalistyczny, wielozadaniowy statek typu AHTS zbudowany na zamówienie kanadyjskiego armatora - pierwszy tego typu statek zbudowany przez Remontową Shipbuilding S.A. z możliwością wykorzystania w trudnych warunkach arktycznych Północnego Atlantyku; statek już realizuje swoje zadania wokół platform wydobywczych w rejonie Labradoru i Nowej Funlandii;
- ✓ kablowiec zbudowany dla norweskiego armatora przez Remontową Holding S.A. - jeden z najbardziej zaawansowanych technologicznie statków w historii polskiego przemysłu stoczniowego; ta jednostka w całości powstała w Gdańsku, począwszy od opracowania projektu roboczego, przez budowę kadłuba o nowatorskim kształcie, aż po wyposażenie w najnowocześniejsze systemy nawigacyjne (m.in. rozbudowany system dynamicznego pozycjonowania DP2, napęd diesel-electric, czy system układania podmorskich łączy kablowych).

Ważnymi działaniami podejmowanymi w latach ubiegłych, tj. od 2015 r. była szeroka współpraca pomiędzy biznesem (branżą okrętową i jachtową) a jednostkami naukowo-badawczymi. Celem tych działań było wypracowanie innowacyjnych rozwiązań, które mogłyby zostać zaimplementowane w praktyce i wdrożone przez branżę.[35]

35 Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2015 r., Warszawa 2016 i Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2016 r., Warszawa 2017.

Grupa Kapitałowa Energomontaż - Północ Gdynia

Grupa Kapitałowa Energomontaż - Północ Gdynia składa się z następujących podmiotów: Energomontaż-Północ Gdynia Sp. z o.o. oraz Energop Sp. z o.o.

Energomontaż-Północ Gdynia S.A. jest wiodącym polskim producentem wysoko wyspecjalizowanych, w pełni wyposażonych, konstrukcji stalowych dla sektora offshore, energetyki konwencjonalnej, odnawialnej i nuklearnej, przemysłu chemicznego i petrochemicznego oraz przemysłu okrętowego. Ponadto, spółka realizuje również przebudowy specjalistycznych jednostek obsługujących morskie farmy wiatrowe oraz morski przemysł wydobywczy. Posiada uprawnienia do spawania wszystkich typów konstrukcji stalowych (w tym ciśnieniowych i próżniowych, dźwigów, mostów i konstrukcji zarówno morskich jak i okrętowych). W 2015 r. Energomontaż - Północ Gdynia S.A. m.in. współpracował przy wykonaniu konstrukcji stalowej modułu produkcyjnego M3 na platformę Petrobaltic. Ponadto w sierpniu 2016 r. Energomontaż-Północ Gdynia S.A. zakończyła budowę modułu mieszkalnego, pn. Maersk Guardian, o wadze 1140 ton na platformę typu Jack-up, o długości 90 m i szerokości 84,4 m. Platforma ta przystosowana jest do pracy w rejonach, gdzie głębokość wody wynosi 107 m. Budowa była największym, w ramach modernizacji jednostki, zleceniem spółki.[36]

Morska Stocznia Remontowa Gryfia S.A.

Morska Stocznia Remontowa Gryfia S.A. powstała w wyniku połączenia dwóch zachodniopomorskich zakładów. Zakłady produkcyjne znajdują się w Szczecinie i Świnoujściu. Stocznia oferuje usługi w zakresie remontów, przebudowy i budowy nowych jednostek. Wykonuje remonty awaryjne i przeglądy klasowe statków. Od ponad 15 lat jest również producentem konstrukcji stalowych offshore. W 2015 r. stocznia uzyskała koncesję na prowadzenie działalności w zakresie obrotu wyrobami i technologią o przeznaczeniu wojskowym lub policyjnym. W 2016 r. spółka zrealizowała 198 zleceń remontów statków, w tym 4 promów dla największych polskich armatorów tj. Polskiej Żeglugi Morskiej i Euroafrica. Pod koniec 2016 r. stocznia zawarła umowę z Polską Żeglugą Morską na remont 12 statków masowych w 2017 r. za kwotę około 7,5 mln dolarów. W segmencie offshore Morska Stocznia Remontowa Gryfia S.A. ukończyła budowę trzech kontenerów stalowych przeznaczonych na projekt norweskiej spółki Nyhamna Expansion. W stoczni został wykonany remont dokowy okrętu transportowo-minowego ORP Toruń oraz złożono oferty w dwóch postępowaniach przetargowych w ramach PMT - projektów SUPPLY i HOLOWNIK (w konsorcjum ze Stocznią Remontową Nauta S.A.). Ponadto w 2016 r. Morska Stocznia Remontowa Gryfia S.A. i Stocznia Remontowa Nauta S.A. podpisały list intencyjny w sprawie budowy promu ro-pax dla Polskiej Żeglugi Bałtyckiej. W dniu 23 czerwca 2017 r. na pochylni Wulkan Nowy w Szczecińskim Parku Przemysłowym odbyło się położenie stępki pod budowę promu pasażersko-samochodowego (Ro-Pax), który powstanie w Szczecinie dla Polskiej Żeglugi Bałtyckiej. Prom będzie miał długość 202,4 m i szerokość 30,8 m. Osiągał będzie prędkość 18 węzłów przy zanurzeniu projektowym wynoszącym 6,3 m. Nowa jednostka pomieści na swoim pokładzie załogę liczącą 75 osób oraz 400 pasażerów. Dzięki zastosowanym rozwiązaniom będzie jednostką nowoczesną, spełniającą wysokie normy ekologiczne. Ro-Pax zostanie wyposażony w napęd spalinowo-elektryczny, a głównym paliwem wykorzystywanym przez prom będzie ciekły gaz naturalny (LNG). Prom będzie przystosowany do bunkrowania go z wykorzystaniem infrastruktury terminalu LNG w Świnoujściu oraz portu Ystad. W 2016 r. stocznia uzyskała również świadectwo bezpieczeństwa przemysłowego.[37]

Remontowa Holding S.A.

Remontowa Holding S.A. to największa stoczniowa grupa kapitałowa w Polsce. Jest liderem branży przemysłowej w regionie, która zarządza 25 spółkami z branży okrętowej i offshore, w tym dwiema stoczniami. Specjalizuje się zarówno w budowie nowoczesnych ekologicznych promów pasażersko-samochodowych, jak również zaawansowanych technologicznie statków z

[36] http://epgsa.com/epgpl/

[37] http://www.msrgryfia.pl/

branży offshore oraz okrętów. Ponadto funkcjonuje na rynku remontów i przebudów zarówno statków, jak i platform wiertniczych. Liderami Grupy są dwie stocznie, tj. Remontowa Shipbuilding S.A. i Gdańska Stocznia „Remontowa" S.A. Ta ostatnia specjalizuje się w remontach i przebudowach promów pasażerskich, platform wiertniczych, a obecnie realizuje coraz więcej kontraktów na montaż scrubberów (płuczek do odsiarczania spalin). Różnorodność produktów i specjalistycznych usług zapewnia kompleksowe rozwiązania dla całej branży okrętowej. Remontowa Holding S.A. jest również jednym z największych pracodawców na Pomorzu. W firmach grupy Remontowa Holding S.A. powstają innowacyjne, najbardziej zaawansowane projekty i produkty w europejskim przemyśle morskim. Przychody grupy w 2016 r. wyniosły około 2,1 mld zł, z czego ponad 80% stanowiły przychody z tytułu eksportu (20 podmiotów zatrudniających około 8 tys. pracowników). W 2016 r. w ramach grupy zakończono budowę 6 w pełni wyposażonych statków oraz kontynuowano prace na kolejnych 7 jednostkach.[38]

Stocznia Crist S.A.

Stocznia Crist S.A. od lat była aktywna na rynku budownictwa okrętowego, konstrukcji stalowych i remontów statków. Zmiany gospodarcze i rozwój technologii odnawialnych – takich jak energia wodna i wiatrowa – stworzyły także możliwości działania na nowych rynkach. Obecnie Stocznia Crist S.A. uczestniczy w realizacji projektów z dziedziny specjalistycznych konstrukcji przybrzeżnych, transportu morskiego i jednostek do eksploatacji zasobów morskich. Buduje jednostki prototypowe i wysoko innowacyjne m.in. jednostki typu Jack-up Innovation oraz jednostki typu Jack-up VIDAR do obsługi morskich farm wiatrowych. W 2016 r. w stoczni wyprodukowano specjalistyczną barkę Heavy-Lift Jack-Up „Zourite". W dniu 18 maja 2017 r. siódmy ekologiczny innowacyjny prom P310 „Electra" o napędzie hybrydowym dla fińskiego przewoźnika Finferries opuścił stocznię.[39]

Stocznia Gdańsk S.A.

Stocznia Gdańsk S.A. jest znana na całym świecie jako producent statków. Obecnie buduje głównie częściowo wyposażone kadłuby na zlecenie innych stoczni oraz konstrukcje stalowe oraz wierze wiatrowe. W 2016 r. zakończono następujące inwestycje: otwarcie nowej linii konserwacyjno-malarskiej oraz nowego ciągu technologicznego pozwalającego zwiększyć dwukrotnie obecną wydajność produkcji wież do elektrowni wiatrowych, a także rozpocząć produkcję wież wiatrowych na rynek offshore. Ponadto w 2016 r. Spółka GSG Towers, wchodząca w skład Grupy Stoczni Gdańsk podpisała z firmą BladtIndustries kontrakt na budowę trzech połówek trafostacji służących do obsługi największej na świecie morskiej farmy wiatrowej „Hornsea". Każda z produkowanych w Gdańsku części ważyć będzie 536 ton. Końcowym klientem jest Dong Energy, duński koncern energetyczny, posiadający 100% udziałów w unikatowej farmie u wybrzeży Wielkiej Brytanii.[40]

Stocznia Marynarki Wojennej S.A.

Stocznia Marynarki Wojennej Spółka Akcyjna w upadłości likwidacyjnej, (stosowana nazwa skrócona: SMW S.A. w upadłości likwidacyjnej) jest najstarszą z aktualnie istniejących stoczni w Polsce. Jej głównym celem działalności jest zaspokajanie potrzeb obronności państwa w zakresie remontów, przebudów, modernizacji, konserwacji jednostek pływających Marynarki Wojennej, floty handlowej, rybackiej, technicznej i specjalnej. Wykonuje w pełnym zakresie remonty okrętów podwodnych, specjalizuje się w budowie jednostek pływających zarówno cywilnych jak i specjalnych, jak również produkcji urządzeń specjalistycznych, wyrobów, podzespołów i części zamiennych. Dodatkowo świadczy usługi remontowe, dokowe, projektowe, kooperacyjne, transportowe, spedycyjne, magazynowe i diagnostyczne. Prowadzi działalność zarówno na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej jak i poza granicami kraju. Posiada również licencję na

[38] http://www.remontowaholding.pl/

[39] http://www.crist.com.pl/

[40] http://www.gdanskshipyard.pl/pl/

eksport uzbrojenia. W maju 2017 r. została podpisana umowa przedwstępna na zakup, będącej w upadłości likwidacyjnej, Stoczni Marynarki Wojennej w Gdyni. Jedynym oferentem w przetargu była spółka Polska Grupa Zbrojeniowa Stocznia Wojenna.[41]

Stocznia Remontowa Nauta S.A.

Stocznia Remontowa Nauta S.A. zajmuje teren około 19,7 ha, w tym obecne obiekty w pobliżu centrum Gdyni oraz nowo nabyty teren byłej Stoczni Gdynia S.A. Posiada jeden 380 metrowy suchy dok i cztery pływające doki o udźwigu od 1.200 do 12.000 ton oraz nabrzeża udźwigowione długości około 2.900 m dla postoju jednostek. Stocznia Remontowa Nauta S.A. jest w pełni wyposażona do wykonywania najbardziej zaawansowanych napraw statków i konwersji oraz produkcji nowych statków i konstrukcji okrętowych. Zajmuje się remontami i przebudowami jednostek pływających, zarówno cywilnych, jak i wojskowych, a także innymi usługami związanymi z przemysłem morskim. Spółka prowadzi również działalność w zakresie budowy nowych jednostek pływających.

W roku 2016 na zamówienie m.in. EifraShips AS, Coral Line, Ostranios Transport, V Ships UK, Bernhard Schulte oraz JSC Murmansk, stocznia wyremontowała 111 statków cywilnych, zrealizowała prace remontowe na dwóch okrętach oraz dwóch fregatach rakietowych. W trakcie realizacji są remonty czterech innych jednostek specjalnych. Wraz ze stocznią MSR Gryfia stocznia Remontowa Nauta przystąpiła do przetargu na remonty dwóch trałowców typu Gardno i dwóch okrętów transportowo-minowych. Stocznia planuje udział w Programie Modernizacji Technicznej Marynarki Wojennej Rzeczypospolitej Polskiej (realizacja projektów pk. MIECZNIK i CZAPLA, SUPPLY oraz HOLOWNIK).[42]

Tabela 5.3.15. Remonty statków i portfel zamówień na remonty.

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Wykonane remonty statków						
Liczba remontów	624	617	532	599	610	537
Wartość w mln euro	286,0	227,5	232,8	276,4	311,8	237,5
Portfel zamówień na remonty						
Liczba remontów	278	202	97	68	39	86
Wartość w mln euro	90,9	103,2	102,3	159,2	118,2	114,2

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabele 7.5 i 7.6, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabele 7.5 i 7.6 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabele 7.5 i 7.6.

W 2016 r. w polskich stoczniach wyremontowano 537 jednostek pływających. Stanowi to spadek o ponad 16% w stosunku do liczby remontów wykonanych w 2011 r. Wartość jednostek wyremontowanych w 2016 r. wyniosła 237, 5 mln euro.

Portfel zamówień na remonty na 2016 r. wynosił 86 statków, stanowiło to ponad 2-krotny wzrost w porównaniu z rokiem 2015, ale 3 –krotny spadek w stosunku do roku 2011.

Przemysł produkcji jachtów

Sektor jachtowy (produkcja jachtów, osprzętu, usługi) w Polsce to około 0,15% wartości całego eksportu Polski. Dla sektora jachtowego eksport to 90% jego produkcji. Ze względu na bardzo istotną rolę dla równomiernego rozwoju regionalnego Polski, ilości tworzonych miejsc pracy i potencjał eksportowy, przemysł jachtowy stał się jedną z polskich specjalności eksportowych. Liczy w Polsce około 900 przedsiębiorstw oraz zatrudnia 35 tys. osób. Polskie

[41] http://www.navship.pl/

[42] http://www.nauta.pl/index.php?shiprepair-yard

stocznie jachtowe produkują co roku kilkanaście tysięcy jednostek pływających, zarówno łodzi motorowych, jak i żaglowych.

Prawdziwą ciekawostką polskiego przemysłu jachtowego jest możliwość zbudowania praktycznie każdego jachtu, niezależnie od materiału, wielkości i technologii. Produkowane są jachty drewniane zgodnie z wielowiekową tradycją szkutniczą, ale też jachty z aluminium, stali i włókna węglowego, żywicy poliestrowej z włóknem szklanym. Oferta polskich producentów jachtów żaglowych jest bardzo szeroka. Tworzy ją kilkadziesiąt modeli o długości od 3 m do ponad 30 m. Przeznaczone są głównie do żeglugi przybrzeżnej i śródlądowej. Istnieją również konstrukcje pozwalające na wyprawy dalekomorskie łodzią poniżej 8 m długości lub na rejs dookoła świata na jachcie nieprzekraczającym 9 m. Do czołowych polskich stoczni jachtowych należy zaliczyć: DelphiaYachts (Olecko), Galeon (Straszyn), SunreefYachts (Gdańsk), Balt-Yacht (Żarnowo k/Augustowa), Ostróda Yacht, S-Yachts (Ślepsk), Mazurskie Przedsiębiorstwo Produkcyjno-Budowlane J.W. Ślepsk (Augustów). Polskie stocznie produkują jachty nie tylko pod własnymi markami, ale też na zamówienia zagranicznych stoczni, w tym największej na świecie firmy Brunswick.[43]

Tabela 5.3.16. Produkcja pozostałych statków (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób).

		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Łodzie żeglugowe, wypoczynkowe lub sportowe pełnomorskie	Produkcja wytworzona	626 szt.	538 szt.	591 szt.	630 szt.	699 szt.	1177 szt.
	Produkcja sprzedana	627 szt.	539 szt.	593 szt.	630 szt.	699 szt.	1176 szt.
		184,2 ml zł	186,8 mln zł	256 mln zł	212,9 mln zł	232,6 mln zł	282 mln zł
Motorówki wypoczynkowe lub sportowe pełnomorskie	Produkcja wytworzona	410 szt.	411 szt.	589 szt.	999 szt.	1087 szt.	1235 szt.
	Produkcja sprzedana	383 szt.	406 szt.	562 szt.	997 szt.	1062 szt.	1284 szt.
		27,8 mln zł	22,2 mln zł	39,9 mln zł	60,5 mln zł	72,2 mln zł	88,3 mln zł

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 7.7, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 7.7 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 7.7.

Produkcja pozostałych statków w 2016 r. wyniosła 1 177 sztuk pełnomorskich jachtów żeglugowych, wypoczynkowych lub sportowych oraz 1235 sztuk pełnomorskich motorówek wypoczynkowych lub sportowych. Stanowi to wzrost odpowiednio o 88% i 200% w porównaniu z wynikami produkcji w 2011 roku.

W celu odbudowy polskiego przemysłu okrętowego MGMiŻŚ we współpracy z branżą stoczniową przygotowało ustawę z dnia 6 lipca 2016 r. o aktywizacji przemysłu okrętowego i przemysłów komplementarnych (Dz. U. z 2018 r. poz. 387, z późn. zm.). Ustawa ta wprowadza instrumenty wsparcia przemysłu okrętowego, w tym najbardziej pożądane przez przedsiębiorców zmiany dotyczące podatku VAT oraz znacznie rozszerza możliwość stosowania podatku VAT w wysokości 0% na produkcję, import, części i wyposażenie dla szeroko określonego katalogu statków morskich zgodnie z dyrektywą Rady nr 2006/112/WE z dnia 28 listopada 2006 r. w sprawie wspólnego systemu podatku od wartości dodanej (Dz. Urz. UE L 347 z 11.12.2006, str. 1, z późn. zm.) i aktami wykonawczymi. Warunkiem skorzystania ze stawki 0% jest używanie danej jednostki do żeglugi na pełnym morzu i przewożenia odpłatnie pasażerów lub w celach handlowych, przemysłowych lub do połowów, jak również do celów ratowniczych i udzielania pomocy na morzu oraz do rybołówstwa przybrzeżnego szacuje się, że skutkiem wprowadzenia w życie przedmiotowej ustawy będzie rozwój przemysłu stoczniowego w Polsce, rozwój ośrodków badawczo-rozwojowych opracowujących innowacyjne typy statków, wzrost zatrudnienia i

[43] http://polishyachts.eu/przemysl-jachtowy-w-polsce/

utrzymanie wykwalifikowanych pracowników oraz zapewnienie konkurencyjnych zasad funkcjonowania polskiego przemysłu okrętowego i produkcji komplementarnej na rynkach międzynarodowych.[44]

Rybołówstwo morskie



Zasoby naturalne Bałtyku, w porównaniu z innymi obszarami morskimi, są ubogie, co powodowane jest przede wszystkim warunkami hydrologicznymi, a głównie zasoleniem. Żywe zasoby naturalne Bałtyku to przede wszystkim ryby.

Rybacy stosują dwojaki sposób nazewnictwa łowisk położonych w POM. Pierwszy opiera się na podziale wód morskich na podobszary statystyczne Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES). Polskie łowiska znajdują się w podobszarach 24, 25 i 26 (rejon zachodniego, środkowego i wschodniego wybrzeża). Podobszar 24 obejmuje rejon zachodniego wybrzeża, na zachód od południka 15^{o} długości geograficznej wschodniej (na zachód od Niechorza), podobszar ICES 25 obejmuje rejon środkowego wybrzeża, między południkami 15^{o} i 18^{o} długości geograficznej wschodniej (między Niechorzem a Białogórą). Podobszar ICES 26 zajmuje rejon wschodniego wybrzeża, na wschód od południka 18^{o} długości geograficznej wschodniej (na wschód od Białogóry). Drugi sposób opiera się na zastosowaniu rybackiej siatki kwadratów, która używana jest w komunikacji radiowej oraz dziennikach połowowych. Siatkę tworzą umowne kwadraty o powierzchni oczka równej 10x11,5 mil morskich wyznaczone przez równoleżniki co 10 minut geograficznych i południki co 20 minut geograficznych.[45]

Polskie rybołówstwo morskie dzieli się na dwa podstawowe sektory: rybołówstwo bałtyckie, w które zaangażowana jest zdecydowanie największa część polskiej floty rybackiej oraz rybołówstwo dalekomorskie. Flota bałtycka obejmuje kutry rybackie oraz łodzie rybackie motorowe i wiosłowe operujące na Morzu Bałtyckim i morskich wodach wewnętrznych, zaś podstawowymi gatunkami poławianymi przez polskich rybaków w Morzu Bałtyckim są: dorsz, łosoś, śledź, szprot, troć i ryby płaskie. Niewielkie, lokalne, znaczenie użytkowe mają także takie ryby morskie jak: belona, węgorzyca, ostropłetwiec, sielawa, sieja i stynka. Do głównych gatunków poławianych przez polskie statki dalekomorskie należą: ostrobok, dorsz, czarniak, sardynka, pałasz, morszczuk, makrela. Szczególnie istotne znaczenie dla polskich rybaków są połowy dorsza, które podlegają wielu ograniczeniom wynikającym m.in. z planu odbudowy zasobów tego gatunku (ograniczanie wzrostu limitów połowowych, okresy ochronne i obostrzenia w stosowaniu niektórych narzędzi połowowych). W dużym stopniu na dochody polskich rybaków wpływają połowy ryb pelagicznych (szproty i śledzie). Rybami chętnie poławianymi i równie cennymi gospodarczo są także troć i ryby płaskie. Kluczowe dla funkcjonowania polskiej floty dalekomorskiej są możliwości połowowe pochodzące z umów rybackich UE z krajami Afryki Zachodniej: Marokiem i Mauretanią. Szanse na rozwój polskiej floty

[44] Raport z realizacji polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej w roku 2016, Warszawa 2017.

[45] http://www.portrega.pl

dalekomorskiej uzależnione są od uzyskania możliwości połowowych na nowych łowiskach, w oparciu o nowe umowy rybackie UE z krajami trzecimi.[46]

Tabela 5.3.17. Flota rybacka według sektorów własności i rodzajów statków (stan na dzień 31 grudnia z lat 2011-2016).

WYSZCZEGÓLNIENIE		2011	2012	2013	2014	2015	2016
OGÓŁEM	jednostki pływające	790	798	838	873	875	843
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	33,4	33,4	33,9	34,1	34,3	34,9
	moc w tys. kW	82,9	81,9	81,4	81,5	81,5	83,2
Sektor własności							
sektor publiczny	jednostki pływające	5	5	5	5	5	5
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
	moc w tys. kW	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
sektor prywatny	jednostki pływające	785	793	833	868	870	838
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	32,6	32,6	33,1	33,3	33,5	34,1
	moc w tys. kW	80,8	79,8	79,3	79,4	79,4	81,1
Rodzaj statku							
Trawlery dalekomorskie	jednostki pływające	3	3	3	3	3	4
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	17,4	17,4	17,3	17,3	17,3	18,7
	moc w tys. kW	15,2	15,2	14,6	14,6	14,6	20
Kutry rybackie	jednostki pływające	143	140	139	139	139	126
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	11,6	11,6	12,2	12,3	12,5	12,1
	moc w tys. kW	37	36,2	36,2	36,2	36,2	34,3
Łodzie rybackie motorowe	jednostki pływające	617	618	634	655	657	639
	całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	4,3	4,3	4,4	4,4	4,4	4
	moc w tys. kW	30,6	30,5	30,6	30,7	30,7	28,8
Łodzie rybackie wiosłowe	jednostki pływające	27	37	62	76	76	74

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 8.1, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 8.1 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 8.1.

Na koniec 2016 roku polska flota bałtycka liczyła 839 statki rybackie (wraz ze statkami poławiającymi na ZalewieWiślanym i Zalewie Szczecińskim), zaś flota dalekomorska liczyła 4 statki, które prowadziły połowy wyłącznie na wodach poza Morzem Bałtyckim oraz poza polskimi morskimi wodami wewnętrznymi.

[46] Raport roczny dotyczący działań zmierzających do osiągnięcia równowagi pomiędzy zdolnością połowową a wielkością dopuszczalnych połowów za okres od 1 stycznia do 31 grudnia 2016 r., Raport dla KE oraz Raport z realizacji polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej w roku 2016, Warszawa 2017

Tabela 5.3.18. Połowy według wybranych gatunków (w tonach).

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Ogółem	179 914	179 703	195 482	170 516	187 037	198 877
Połowy dalekomorskie	69 147	59 129	61 399	52 052	52 312	59 979
Połowy bałtyckie	110 767	120 575	134 083	11 8464	134 725	138 898
Ryby dwuśrodowiskowe	bd	bd	254	200	231	317
Ryby słodkowodne	bd	bd	3 125	3 082	2 869	3 174
Ryby morskie	174 514	177 071	192 103	16 7234	183 937	195 385
wybrane gatunki ryb						
Czarniaki	584	_	2	2	1 154	528
Dorsze	15 631	18 552	19 104	18 244	18 486	15 562
Łososie	bd	35	33	18	23	21
Makrele	5 998	3 651	7 595	5 662	3 915	9 242
Morszczuki	55	362	58	1 060	1 270	647
Ostroboki	20 608	34 534	27 758	34 951	39 701	39 201
Ryby płaskie	10 008	11 028	12 031	12 795	9 644	15 299
Sardynki i Sardele	33 171	13 522	17 408	2 995	705	2 695
Szproty	56 490	63 119	80 988	58 575	64 175	60 057
Śledzie	29 881	27 114	23 581	28 137	39 712	44 056

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabele 8.6 i 8.7, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabele 8.6 i 8.7, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabele 8.6 i 8.7, „Gospodarka morska w Polsce w latach 2012-2014. GUS, Szczecin" - tabela 5 [33] oraz „Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016. GUS, Szczecin" - tabela 4[34]

Połowy ryb i bezkręgowców morskich wyniosły 198,9 tys. ton w 2016 r. i były większe o 10,5% w porównaniu z połowami osiągniętymi w 2011 r. Połowy bałtyckie osiągnęły poziom 138,9 tys. ton. W trakcie połowów dalekomorskich złowiono blisko 60 tys. ton ryb. W strukturze gatunkowej dominowały szproty. Połowy tej ryby wyniosły ponad 60 tys. ton co stanowiło 1/3 ogólnej wielkości połowów. Drugim w kolejności gatunkiem najczęściej poławianym był śledź, którego udział w ogólnej wielkości połowów w 2016 r. stanowił 22%.

Zarządzanie żywymi zasobami mórz należy do kompetencji UE. Państwa członkowskie UE wspólnie korzystają z ekosystemów morskich, a działalność jednej floty wywiera bezpośredni wpływ na przyszłe możliwości połowowe innych flot eksploatujących te same stada ryb i te same ekosystemy. Między innymi z tych względów Wspólna Polityka Rybołówstwa wprowadziła obowiązek wyładunkowy połowów poszczególnych gatunków ryb, co oznacza, że wszystkie ryby niezależnie od ich wielkości z gatunków dorsz, śledź, szprot, łosoś złowione na Morzu Bałtyckim muszą być zaraportowane i wyładowane oraz odliczone od kwoty połowowej.

W 2016 r. zakończono prace nad wnioskiem dotyczącym rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiającego wieloletni plan w odniesieniu do stad dorsza, śledzia i szprota w Morzu Bałtyckim oraz połowów eksploatujących te zasoby, zmieniającego rozporządzenie Rady (WE) nr 2187/2005 i uchylającego rozporządzenie Rady (WE) nr 1098/2007. Od dnia 21 lipca 2016 r. Polska stosuje przepisy rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2016/1139 z dnia 6 lipca 2016 r. ustanawiającego wieloletni plan w odniesieniu do stad dorsza, śledzia i szprota w Morzu Bałtyckim oraz połowów eksploatujących te stada, zmieniającego rozporządzenie Rady (WE) nr 2187/2005 i uchylającego rozporządzenie Rady (WE) nr 1098/2007, w zakresie zarządzania zasobami dorsza, śledzia, szprota i ryb płaskich, mając na uwadze zrównoważoną eksploatację stad oraz stabilną wielkość uprawnień do połowów.

Ponadto w świetle obowiązujących przepisów, minister właściwy do spraw rybołówstwa zobowiązany jest do prowadzenia zarybień w celu utrzymania i odtwarzania zasobów ryb na

obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej. Celowość prowadzenia zarybień wynika z potrzeby utrzymania cennych dla polskiego rybactwa gatunków ryb dwuśrodowiskowych, takich jak np. troć i łosoś. Zarybienia realizowane w ramach zadania pn. „Zarybianie polskich obszarów morskich" obejmują dorzecze Wisły i Odry, rzeki pomorskie oraz wody morskie. Zarybienia wykonywane są partiami, tak aby była możliwa bieżąca kontrola ilości i sortymentu wypuszczanych ryb.[47]

W poniższych tabelach zestawiono dane dotyczące wielkości połowów i wykorzystania limitów w latach 2011-2016.

Tabela 5.3.19. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2011 r.

Gatunek organizmu morskiego	Dorsz [1] (t)		Łosoś (szt.)	Szprot (t)	Gładzica (t)	Śledź (t)		Stornia (t)	Troć wędrowna (szt.)	Pozostałe gatunki (t)
Obszar	22-24 [2]	25-32 [2]	22-31	22-32	22-32	22-24	25–27, 28.2, 29 i 32	22-32	22-32	22-33
Ogólna kwota połowowa	1496	13945	15723	83680	456	2067	27863	-	-	-
	15441									
Przedział długości statków rybackich										
pon. 8 m	3,60	561,88	1121	0,74	0,39	0,00	667,62	687,39	7790	702,59
8 - 11,99	205,35	3456,46	1465	0,77	8,87	502,20	1618,11	2406,97	10243	1676,46
12 - 14,99	145,45	2168,07	434	65,33	16,76	44,66	587,12	4049,15	5317	71,80
15 - 18,49	103,73	2292,54	2710	1285,63	7,37	27,10	708,59	1098,50	25731	38,27
18,5 - 20,49	22,60	540,36	289	426,37	1,03	16,65	470,65	308,66	702	4,36
20,5 - 25,49	4,59	1850,61	87	11182,88	1,02	0	1583,11	1026,34	1437	1,41
25,5 - i pow.	2,39	501,32	0	43527,92	0,00	1199,78	22454,99	147,55	0	7,31
Połowy w podziale na stada	*487,72*	*11371,23*								
Wykorzystanie kwoty w podziale na stada (%)	*32,60*	*81,54*								
Połowy łącznie:	**11858,95**		**6106**	**56489,62**	**35,42**	**1790,38**	**28090,19**	**9724,56**	**51220**	**2502,20**
Wykorzystanie kwoty (%)	***77***		***39***	***68***	***8***	***87***	***101***	**-**	**-**	**-**

[1]Zgodnie z rozporządzeniem Komisji (WE) nr 635/2008 z dnia 3 lipca 2008 r. dostosowującym kwoty, jakie mają być przydzielone Polsce na połowy dorsza w Morzu Bałtyckim (podobszary 25–32, wody WE) w okresie od 2008 do 2011 r. zgodnie z rozporządzeniem Rady (WE) nr 338/2008 (Dz. Urz. UE L 107 z 17.04.2008, str. 1) - kwotę połowową dorszy zmniejszono o 2400 ton.
[2]Kwoty połowowe po uwzględnieniu wymian międzynarodowych.

Źródło: Dane udostępnione przez Departament Rybołówstwa MGMiŻŚ. Dane pochodzą z raportów miesięcznych i stron z dzienników połowowych wypełnianych przez armatorów statków rybackich. ERS - Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Stan ERS na dzień 21 lutego2012 r. (za 2011 r.).

[47]„ Raport z realizacji polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej w roku 2016", Warszawa 2017,

Tabela 5.3.20. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2012 r.

Gatunek organizmu morskiego	Dorsz (t)		Łosoś (szt.)	Szprot (t)	Gładzica (t)	Śledź (t)			Stornia (t)	Troć wędrowna (szt.)	Pozostałe gatunki (t)
Obszar	22-24 [1]	25-32 [1]	22-31	22-32	22-32 [1]	22-24	25–27, 28.2, 29 i 32	Zalew Wiślany	22-32	22-32	22-32
Ogólna kwota połowowa	1337	20534	7704	66128	390	2719	18037	1500	-	-	-
	21871						19537				
Przedział długości statków rybackich											
pon. 8 m	0,00	519,34	247	0,00	2,24	3,80	295,71	412,88	858,31	11177	809,12
8 - 9,99 m	21,33	798,01	418	0,00	2,74	274,31	307,72	1522,83	803,76	8054	1566,10
10 - 11,99 m	261,01	2229,29	798	13,35	13,52	429,85	217,48	93,41	2443,20	6920	308,77
12 - 14,99 m	250,02	3170,81	137	1515,52	21,76	63,37	307,41		3358,94	170	1802,85
15 - 18,49 m	227,39	3183,74	3455	3338,46	14,38	26,91	538,70		1355,17	9150	333,88
18,5 - 20,49 m	53,51	1085,93	745	1471,44	3,51	14,77	321,44		537,13	1233	1,77
20,5 - 25,49 m	1,93	2315,41	0	10084,34	5,68	6,80	2166,72		671,39	198	289,90
25,5 - 30,49 m	0,84	712,42	0	35443,11	0,00	1362,59	16003,01		60,50	0	24,49
30,5 - i pow.	0,00	4,96	0	11248,98	0,00	176,00	2566,60		0,00	0	0,00
Połowy w podziale na obszary	*816,01*	*14019,91*					*22724,80*	*2029,12*			
Wykorzystanie kwoty w podziale na obszary (%)	*61,03%*	*68%*					*126%*	*135%*			
Połowy łącznie:	**14835,93**		**5800**	**63115,19**	**63,81**	**2358,40**	**24753,92**		**10088,40**	**36902**	**5136,87**
Wykorzystanie kwoty (%)	***68%***		***75%***	***95%***	***16%***	***87%***	***127%***		-	-	-

[1]Kwoty połowowe po uwzględnieniu wymian międzynarodowych.

Źródło: Dane udostępnione przez Departament Rybołówstwa MGMiŻŚ. Dane pochodzą z raportów miesięcznych i stron z dzienników połowowych wypełnianych przez armatorów statków rybackich. ERS - Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Stan ERS na dzień 11 lutego 2013 r. (za 2012 r.).

Tabela 5.3.21. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2013 r.

Gatunek organizmu morskiego	Dorsz (t)		Łosoś (szt.)	Szprot (t)	Gładzica (t)	Śledź (t)			Stornia (t)	Troć wędrowna (szt.)	Pozostałe gatunki (t)
Obszar	22-24 [1][5]	25-32 [1][2]	22-31[4]	22-32 [1]	22-32 [1]	22-24	25–27, 28.2, 29 i 32[3]	Zalew Wiślany	22-32	22-32	22-32
Ogólna kwota połowowa	1328	19438,4	5061	76680	411	3357	18835	1726	-	-	-
	20766,4						20561				
Przedział długości statków rybackich											
pon. 8 m	0,00	423,11	169	0,09	5,43	4,70	265,87	427,62	833,51	7958	1001,88
8 - 9,99 m	46,22	677,34	625	4,95	1,89	332,71	270,50	1196,31	887,92	6408	2019,56
10 - 11,99 m	304,55	2055,07	635	17,54	14,76	523,10	399,10	56,60	2477,06	6238	250,94
12 - 14,99 m	182,23	2563,07	190	1974,54	9,89	76,81	614,08		4595,51	307	1526,03
15 - 18,49 m	89,82	2222,62	2727	1170,90	15,30	40,33	559,50		1446,49	7340	41,75
18,5 - 20,49 m	75,34	1385,54	928	4851,78	1,67	11,45	776,50		852,17	1392	62,96
20,5 - 25,49 m	0,20	1893,98	3	16987,93	1,08	23,03	1640,88		612,86	4	0,71
25,5 - 30,49 m	8,30	571,20	0	44206,70	0,22	1802,75	12693,77		161,18	0	23,70
30,5 - i pow.	0,00	6,10	0	11773,30	0,00	291,60	1573,93		0,63	0	0,00
Połowy w podziale na obszary	*706,66*	*11798,04*					*18794,13*	*1680,53*			
Wykorzystanie kwoty w podziale na obszary (%)	*53,21%*	*61%*					*99,8%*	*97%*			
Połowy łącznie:	**12504,70**		**5277**	**80987,74**	**50,23**	**3106,46**	**20474,67**		**11867,33**	**29647**	**4927,53**
Wykorzystanie kwoty (%)	***60%***		***104%***	***105,62%***	***12%***	***93%***	***99,6%***		-	-	-

[1] Kwoty połowowe po uwzględnieniu wymian międzynarodowych.

[2] Zgodnie z rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) nr 323/2013 z dnia 9 kwietnia 2013 r. dodającym do kwot połowowych na 2013 r. określone ilości zatrzymane w roku 2012 na mocy art. 4 ust. 2 rozporządzenia Rady (WE) nr 847/96 (Dz. Urz. UE L 101 z 10.04.2013, str. 5) - kwotę połowową dorszy dla Polski zwiększono o 2053,4 tony.

[3] Zgodnie z rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) nr 770/2013 z dnia 8 sierpnia 2013 r. wprowadzającym odliczenia od kwot połowowych w roku 2013 dla niektórych stad z powodu przełowienia tych stad w poprzednich latach (Dz. Urz. UE L 215 z 10.08.2013, str. 1, z późn. zm.) - kwotę połowową śledzia dla Polski zmniejszono o 1907,02 tony.

[4] Zgodnie z rozporządzeniem Komisji (UE) nr 1223/2013 z dnia 29 listopada 2013 r. przewidujące odliczenie od kwot połowowych łososia przyznanych Polsce w 2013 r. i kolejnych latach w podrejonach ICES 22-31 z powodu przełowienia w 2012 r. (Dz. Urz. UE L 320 z 30.11.2013, str. 20) - kwotę połowową łososia dla Polski zmniejszono o 1776 szt.

[5] Zgodnie z rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) nr 1402/2013 z dnia 19 grudnia 2013 r. wprowadzającym odliczenia od kwot połowowych w roku 2013 dla niektórych stad z powodu przełowienia innych stad w poprzednich latach i zmieniającym rozporządzenie wykonawcze (UE) nr 770/2013 w zakresie wielkości odliczeń w następnych latach (Dz. Urz. UE L 349 z 21.12.2013, str. 61) - kwotę połowową dorszy, w podobszarach 22-24 Morza Bałtyckiego została zmniejszona o 13 ton.

Źródło: Dane udostępnione przez Departament Rybołówstwa MGMiŻŚ. Dane pochodzą z raportów miesięcznych i stron z dzienników połowowych wypełnianych przez armatorów statków rybackich. ERS - Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Stan ERS na dzień 12 marca 2014 r. (za 2013 r.).

Tabela 5.3.22. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2014 r.

Gatunek organizmu morskiego	Dorsz (t)		Łosoś (szt.)	Szprot (t)	Gładzica (t)	Śledź (t)			Stornia (t)	Troć wędrowna (szt.)	Pozostałe gatunki (t)
Obszar	22-24 [1]	25-32 [1][2]	22-31 [4]	22-32 [1][3]	22-32 [1]	22-24	25–27, 28.2, 29 i 32	Zalew Wiślany	22-32	22-32	22-32
Ogólna kwota połowowa	1090	20484	6484	62053	311	2570	25928	2157	-	-	-
	21574						28085				
Przedział długości statków rybackich											
pon. 8 m	0,00	405,22	153	1,83	5,39	3,25	381,30	563,12	628,12	10667	1135,42
8 - 9,99 m	36,29	687,13	524	1,09	4,43	229,32	673,36	1340,46	486,03	7283	1949,97
10 - 11,99 m	286,15	1940,56	420	16,33	25,05	419,77	711,45	20,68	2071,66	7314	194,33
12 - 14,99 m	324,68	2538,45	247	1181,33	35,48	87,95	338,00		5432,29	204	2455,19
15 - 18,49 m	104,44	1982,33	1524	1202,00	8,47	30,28	462,78		1910,44	4878	88,36
18,5 - 20,49 m	85,06	1352,31	149	6282,20	4,99	10,03	1512,31		883,68	560	664,94
20,5 - 25,49 m	8,01	1725,87	91	12543,19	1,32	0,00	3710,07		915,19	15	0,58
25,5 - 30,49 m	3,12	415,26	0	29422,74	2,19	1502,85	14146,12		305,14	0	473,31
30,5 - i pow.	0,58	8,21	0	7937,47	0,92	30,38	1963,44		1,41	0	22,26
Połowy w podziale na obszary	*848,34*	*11055,35*					*23898,82*	*1924,25*			
Wykorzystanie kwoty w podziale na obszary (%)	*77,83%*	*54%*					*92,2%*	*89%*			
Połowy łącznie:	**11903,70**		**3108**	**58588,18**	**88,24**	**2313,83**	**25823,07**		**12633,96**	**30921**	**6984,36**
Wykorzystanie kwoty (%)	***55%***		***48%***	***94%***	***28%***	***90%***	***92%***		-	-	-

[1] Kwoty połowowe po uwzględnieniu wymian międzynarodowych.
[2] Zgodnie z rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) nr 520/2014 z dnia 16 maja 2014 r. dodającym do kwot połowowych na 2014 r. określone ilości zatrzymane w roku 2013 na mocy art. 4 ust. 2 rozporządzenia Rady (WE) nr 847/96 (Dz. Urz. UE L 147 z 17.05.2014, str. 44) - kwotę połowową dorszy, dla Polski, zwiększono o 1943,84 tony.
[3] Zgodnie z rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) nr 871/2014 z dnia 11 sierpnia 2014 r. wprowadzającym odliczenia od kwot połowowych w roku 2014 dla niektórych stad z powodu przełowienia tych stad w poprzednich latach (Dz. Urz. UE L 239 z 12.08.2014, str. 14, z późn. zm.) - kwotę połowową szprotów, dla Polski zmniejszono o 5215 ton.
[4] Zgodnie z rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) nr 871/2014 z dnia 11 sierpnia 2014 r. wprowadzającym odliczenia od kwot połowowych w roku 2014 dla niektórych stad z powodu przełowienia tych stad w poprzednich latach- kwotę połowową łososi dla Polski zmniejszono o 216 szt.
Źródło: Dane udostępnione przez Departament Rybołówstwa MGMiŻŚ. Dane pochodzą z raportów miesięcznych i stron z dzienników połowowych wypełnianych przez armatorów statków rybackich. ERS - Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Stan ERS na dzień 16 lutego 2015 r. (za 2014 r.).

Tabela 5.3.23. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2015 r.

Gatunek organizmu morskiego	Dorsz (t)		Łosoś (szt.)	Szprot (t)	Gładzica (t)	Śledź (t)			Stornia (t)	Troć wędrowna (szt.)	Pozostałe gatunki (t)
Obszar	22-24 [1]	25-32 [1][2]	22-31	22-32 [3]	22-32 [1]	22-24 [1]	25–27, 28.2, 29 i 32 [4]	Zalew Wiślany	22-32	22-32	22-32
Ogólna kwota połowowa	1257	16801	6030	66171	311	2641	39857	3128	-	-	-
	18058						42985				
Przedział długości statków rybackich											
pon. 8 m	0,00	344,65	228	0,58	4,88	5,26	207,92	933,72	547,87	9330	1181,63
8 - 9,99 m	29,53	545,50	465	0,00	4,57	295,35	524,57	1919,15	461,33	7508	1736,22
10 - 11,99 m	275,01	2026,08	473	4,69	22,43	414,34	619,20	91,49	1615,97	9634	255,82
12 - 14,99 m	260,31	2921,40	137	1345,17	83,70	64,58	655,46		4197,75	105	3285,89
15 - 18,49 m	88,10	2313,48	1751	1534,32	10,75	39,33	454,79		1102,92	4420	64,93
18,5 - 20,49 m	76,40	1778,19	614	7071,56	11,38	33,55	2671,06		831,68	1047	306,43
20,5 - 25,49 m	0,00	2369,07	64	13007,12	0,24	6,25	5025,37		462,37	22	0,21
25,5 - 30,49 m	15,34	544,98	13	32340,83	1,47	1748,80	20497,62		165,78	0	633,83
30,5 - i pow.	0,00	28,81	0	8868,50	2,62	34,01	3472,79		54,93	0	11,54
Połowy w podziale na obszary	*744,69*	*12872,16*					*34128,78*	*2944,36*			
Wykorzystanie kwoty w podziale na obszary (%)	*59,24%*	*76,61%*					*85,63%*	*94,14%*			
Połowy łącznie:	**13616,85**		**3745**	**64172,77**	**142,04**	**2641,47**	**37073,14**		**9440,60**	**32066**	**7476,50**
Wykorzystanie kwoty (%)	***75,40%***		***62,11%***	***96,98%***	***45,67%***	***100,02%***	***86,25%***		-	-	-

[1] Kwoty połowowe po uwzględnieniu wymian międzynarodowych.
[2] Zgodnie z rozporządzeniem wykonawczym Komisji (UE) 2015/1170 z dnia 16 lipca 2015 r. dodającym do kwot połowowych na 2015 r. określone ilości zatrzymane w roku 2014 na mocy art. 4 ust. 2 rozporządzenia Rady (WE) nr 847/96 (Dz. Urz. UE L 189 z 17.07.2015, str. 2) - kwotę połowową dorszy dla Polski zwiększono o 2048,384 ton.
[3] Zgodnie z rozporządzeniem Rady (UE) nr 1221/2014 z dnia 10 listopada 2014 r. ustalającym uprawnienia do połowów na 2015 r. w odniesieniu do pewnych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniającym rozporządzenia (UE) nr 43/2014 i (UE) nr 1180/2013 (Dz. Urz. UE L 330 z 15.11.2014, str. 16, z późn. zm.) - kwotę połowową szprotów dla Polski zwiększono o 3 464,820 ton.
[4] Zgodnie z rozporządzeniem Rady (UE) nr 1221/2014 z dnia 10 listopada 2014 r. ustalającym uprawnienia do połowów na 2015 r. w odniesieniu do pewnych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniającym rozporządzenia (UE) nr 43/2014 i (UE) nr 1180/2013 - kwotę połowową śledzi dla Polski zwiększono o 2 261,930 ton.
Źródło: Dane udostępnione przez Departament Rybołówstwa MGMiŻŚ. Dane pochodzą z raportów miesięcznych i stron z dzienników połowowych wypełnianych przez armatorów statków rybackich. ERS - Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Stan ERS na dzień 15 lutego 2016 r. (za 2015 r.).

Tabela 5.3.24. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2016 r.

Gatunek organizmu morskiego	Dorsz (t)		Łosoś (szt.)	Szprot (t)	Gładzica (t)	Śledź (t)			Stornia (t)	Troć wędrowna (szt.)	Pozostałe gatunki (t)
Obszar	22-24 [1]	25-32 [1]	22-31	22-32 [2]	22-32 [1]	22-24 [1]	25–27, 28.2, 29 i 32 [3]	Zalew Wiślany	22-32	22-32	22-32
Ogólna kwota połowowa	1186	12076	6030	61342	355	3088	46321	3396	-	-	-
	13262						49717				
Przedział długości statków rybackich											
pon. 8 m	0,06	273,29	225	0,34	5,02	1,94	85,74	980,17	598,91	9405	1191,64
8 - 9,99 m	15,27	423,03	503	1,02	4,51	332,33	322,31	1517,96	652,98	7646	1997,99
10 - 11,99 m	230,57	1427,46	850	5,96	31,27	403,28	523,17	34,54	2487,73	13054	257,35
12 - 14,99 m	259,47	2066,62	139	1346,63	65,40	250,65	844,78		5400,91	1331	4007,79
15 - 18,49 m	91,51	1868,10	1490	1141,81	18,08	37,53	650,75		1707,19	9698	43,76
18,5 - 20,49 m	97,88	1251,13	527	7028,92	17,05	53,68	3323,82		1359,59	1211	795,72
20,5 - 25,49 m	0,00	1825,30	19	12715,45	3,27	0,50	7813,13		774,06	53	51,45
25,5 - 30,49 m	7,08	483,48	16	31640,63	6,41	1729,32	20866,96		1756,08	0	635,98
30,5 - i pow.	1,55	13,15	0	6176,34	6,20	35,15	4248,10		322,47	0	23,15
Połowy w podziale na obszary	*703,39*	*9631,56*					*38678,76*	*2532,67*			
Wykorzystanie kwoty w podziale na obszary (%)	*59,31%*	*79,76%*					*83,50%*	*74,57%*			
Połowy łącznie:	**10334,95**		**3769**	**60057,10**	**157,21**	**2844,38**	**41211,43**		**15059,92**	**42398**	**9004,83**
Wykorzystanie kwoty (%)	***77,93%***		***62,50%***	***97,91%***	***44,28%***	***92,12%***	***82,89%***		-	-	-

1. [1] Kwoty połowowe po uwzględnieniu wymian międzynarodowych.

[2] Zgodnie z rozporządzeniem Rady (UE) nr 2015/2072 z dnia 17 listopada 2015 r. ustalającym uprawnienia do połowów na 2016 rok w odniesieniu do pewnych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniającym rozporządzenia (UE) nr 1221/2014 i (UE) nr 2015/104 - kwotę połowową szprotów zwiększono o 1 998,048 ton.
[3] Zgodnie z rozporządzeniem Rady (UE) nr 2015/2072 z dnia 17 listopada 2015 r. ustalającym uprawnienia do połowów na 2016 rok w odniesieniu do pewnych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniającym rozporządzenia (UE) nr 1221/2014 i (UE) nr 2015/104 - kwotę połowową śledzi dla Polski zwiększono o 5 911,786 ton.
Źródło: Dane udostępnione przez Departament Rybołówstwa MGMiŻŚ. Dane pochodzą z raportów miesięcznych i stron z dzienników połowowych wypełnianych przez armatorów statków rybackich. ERS - MGMiŻŚ. Stan ERS na dzień 3 kwietnia2017 r. (za 2016 r.).

Przetwórstwo ryb i skorupiaków

Ryby są ważnym składnikiem pożywienia człowieka. Ich mięso zawiera: 63-78% wody, 15-20% białka, 1-30% tłuszczu, około 0,1% sacharydów, selen, jod, fluor i magnez, witaminy z grupy B, a niektóre ryby zawierają również witaminy A i D.

Polska posiada nowoczesny i o dużej zdolności przetwórczej przemysł rybny. Dla zwiększenia jego efektywności dokonywany jest import ryb, a następnie eksport gotowych wyrobów. Pozyskane ryby są przetwarzane na produkty konsumpcyjne, przeznaczone przede wszystkim na rynek krajowy oraz na eksport. Głównymi odbiorcami polskich przetworów rybnych i owoców morza są kraje UE.[48]

Branża rybna jest uważana za jedną z najszybciej rozwijających się gałęzi sektora żywnościowego w Polsce. Pomimo faktu, że Polska nie jest rekordzistą w połowach i hodowli ryb, to staje się coraz bardziej liczącym się producentem przetworów rybnych. Polskie przetwórstwo rybne należy do ścisłej europejskiej czołówki i ma przed sobą duże perspektywy rozwoju, zwłaszcza na chłonnym wspólnym rynku europejskim. W polskim przetwórstwie rybnym dominują trzy gatunki ryb: 1) śledzie wykorzystywane do produkcji konserw, marynat, wędzenia; 2) szproty; 3) makrele do wędzenia i produkcji konserw. [49]

Turystyka morska i przybrzeżna

Turystyka jest istotną dziedziną gospodarki w Polsce, a przemysł turystyczny jest jednym z kluczowych elementów rozwoju regionów nadmorskich. Pobyt nadmorski stanowi najczęstszy cel długookresowych podróży wakacyjnych Polaków. Zgodnie z prognozami Instytutu Turystyki, krajowy ruch będzie się zwiększał w kolejnych latach, zarówno w zakresie przyjazdów krótkoterminowych jak i wizyt długoterminowych.

Aktywizacja w dziedzinie turystycznej przyczynia się do wzrostu ekonomicznego, poprawy stanu infrastruktury, zmniejszenia bezrobocia, a także do intensyfikacji kontaktów międzynarodowych, zwłaszcza z krajami rejonu Morza Bałtyckiego.

Turystyka morska to aktywność turystyczna bazująca na specyficznych zasobach morza. Wyróżnia się zazwyczaj dwie głównie formy turystyki związanej z morzem. Są to:

1) turystka morska – aktywność na pełnym morzu, czyli na statkach wycieczkowych (cruisers), pasażerskich liniowych, na jachtach (żeglarstwo pełnomorskie — turystyczne) czy promach; przykładowymi formami aktywności związanej z turystyką morską są: rejsy wycieczkowe, wędkarstwo morskie, nurkowanie w morzu, żeglarstwo jachtowe, paralotniarstwo wodne, regaty;
2) turystyka przybrzeżna – wszelkie przejawy aktywności podejmowane w obszarze nadmorskim, czyli żegluga biała (na statkach żeglugi przybrzeżnej), żeglarstwo jachtowe, windsurfing, kitesurfing, żeglarstwo lodowe, kajakarstwo, nurkowanie, wędkarstwo itp.

Innym kryterium różnicującym turystykę może być forma aktywności. Wyróżnić można turystykę kwalifikowaną, tj. wszystkie sporty wodne i turystykę wypoczynkową, do której zalicza się m.in. kąpiele morskie, rejsy pasażerskie.

Atutem obszarów nadmorskich w Polsce są zarówno duże ośrodki portowe, jak i mniejsze, lokalne porty i przystanie położone w miejscowościach o kluczowym znaczeniu wypoczynkowym (np. Gdańsk, Gdynia, Hel, Jastarnia, Łeba, Ustka, Świnoujście). W Polsce, z uwagi na piękną 560 km linię brzegową oraz posiadane dziedzictwo historyczne i kulturowe, szybko rozwija się turystyka nadmorska. Jej charakterystyczną cechą jest sezonowość, gdyż ma ona miejsce w ciągu około 60–90 dni w roku. Przyczyną takiego stanu rzeczy są warunki pogodowe i klimatyczne. Przestrzeń morska jest wykorzystywana przede wszystkim dla takich aktywności jak żeglarstwo, windsurfing, kitesurfing, nurkowanie wrakowe i rybołówstwo rekreacyjne. Inne formy turystyki wykorzystujące przestrzeń morską to: turystyka podwodna (sztuczne rafy koralowe), paralotniarstwo (za motorówką lub z klifów), kajakarstwo (zazwyczaj na zamkniętych akwenach

[48] „Ryby i ich przetwórstwo w Polsce na początku XXI wieku", Kapusta F. 2011.
[49] „Przetwórstwo ryb w Polsce – szanse i zagrożenia", Bykowski P., 2010.

zalewów), czy też wędkarstwo (z kutra i z brzegu). W Polsce rozwija się również przemysł promowy z uwagi na urozmaicone rejsy o charakterze rekreacyjnym.

Rozwój turystyki ma duże znaczenie dla nadmorskich samorządów, w których rozwija się turystyka wypoczynkowa. W miejscowościach nadmorskich powstają liczne hotele, pensjonaty, prywatne kwatery, pola namiotowe, itp. Turystyczna baza noclegowa skupia się głównie na obszarach gmin, które posiadają granicę morską, tj. są usytuowane bezpośrednio nad Morzem Bałtyckim lub ponad 50% powierzchni gminy znajduje się w odległości nie większej niż 10 km od morza. Należą do nich gminy znajdujące się w województwach: pomorskim, warmińsko-mazurskim oraz zachodniopomorskim. EUROSTAT uznaje za nadmorskie również gminy: Słupsk, Główczyce, Gniewin, Pruszcz Gdański, Cedry Wielkie, Koszalin i Sianów. W statystykach unii Europejskiej Szczecin nie jest uwzględniany jako region nadmorski, jednakże w statystykach GUS jest on brany pod uwagę ze względu na położenie nad morskimi wodami wewnętrznymi i ścisłe powiązania z morzem.

Należy również podkreślić, że GUS w badaniu turystycznych obiektów noclegowych wyodrębnia następujące rodzaje obiektów badanych przez tę instytucję: hotel, motel, pensjonat, inne obiekty hotelowe (np. obiekt spełniający zadania hotelu, motelu lub pensjonatu, któremu nie została nadana kategoria), schronisko, schronisko młodzieżowe, schronisko szkolno-młodzieżowe, dom wycieczkowy, ośrodek wczasowy, ośrodek szkoleniowo-wypoczynkowy, ośrodek kolonijny, dom pracy twórczej, zespół domków turystycznych, hostel, kemping, pole biwakowe, zakład uzdrowiskowy, pokój gościnny (kwatera prywatna), kwatera agroturystyczna, pozostałe obiekty niesklasyfikowane (obiekty, które w czasie niepełnego wykorzystania zgodnie z ich przeznaczeniem lub w części, pełnią funkcję obiektu noclegowego dla turystów, m.in. internaty, domy studenckie, ośrodki rekreacyjno-sportowe). Przedstawione w poniższych tabelach dane dotyczące liczby obiektów i miejsc noclegowych obejmują wszystkie obiekty czynne w dniu 31 lipca oraz obiekty nieczynne w tym dniu, ale czynne w innych dniach badanego miesiąca. Przyjęto dla nich maksymalną liczbę miejsc. Do liczby dni działalności obiektu nie wlicza się natomiast przerw między-turnusowych, z powodu remontu, dezynfekcji itp.[50]

Tabela 5.3.25. Obiekty turystyczne i miejsca noclegowe na obszarach nadmorskich.

Wyszczególnienie		2013	2014	2015	2016
Obszary nadmorskie	obiekty	2 227	2 277	2 303	2 427
	miejsca noclegowe	184 437	187 722	190 271	202 716
Województwo pomorskie	obiekty	1 102	1 122	1 171	1 253
	miejsca noclegowe	73 661	75 945	79 908	88 045
Województwo warmińsko-mazurskie	obiekty	27	29	27	30
	miejsca noclegowe	1 702	1 871	1 678	1 888
Województwo zachodniopomorskie	obiekty	1 098	1 126	1 105	1 144
	miejsca noclegowe	109 074	109 906	108 685	112 783

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2014. GUS" dla roku 2013, tabela 11.1, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2014, tabela 11.1, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2015, tabela 11.1 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla roku 2016, tabela 11.1. Brak danych statystycznych za lata wcześniejsze.

Baza noclegowa w obszarach nadmorskich cały czas się powiększa. W 2016 r. w województwach pomorskim, warmińsko-mazurskim oraz zachodniopomorskim dostępnych było 2 427 obiektów noclegowych z prawie 203 tysiącami miejsc noclegowych. Stanowi to wzrost w porównaniu z 2013 r. o 9%.

[50] „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017". GUS, Warszawa, 2017.

Tabela 5.3.26. Turyści korzystający z turystycznych obiektów noclegowych na obszarach nadmorskich (w tysiącach).

Wyszczególnienie		2013	2014	2015	2016
Obszary nadmorskie	turyści	3 165,8	3 834,0	4 141,9	4 513,0
	w tym zagraniczni	728,7	931,3	982,8	1 090,6
Województwo pomorskie	turyści	1 590,3	1 767,1	1 965,1	2 145,4
	w tym zagraniczni	348,4	395,5	417,7	467,4
Województwo warmińsko-mazurskie	turyści	74,1	80,4	84,6	103,5
	w tym zagraniczni	22,2	23,2	21,7	23,3
Województwo zachodniopomorskie	turyści	1 501,4	1 986,5	2 092,1	2 264,2
	w tym zagraniczni	358,1	512,6	543,5	600,0

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2014. GUS" dla roku 2013, tabela 11.2, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2014, tabela 11.1, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2015, tabela 11.1 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla roku 2016, tabela 11.1. Brak danych statystycznych za lata wcześniejsze.

Liczba turystów odwiedzających regiony nadmorskie zwiększa się z roku na rok. Dotyczy to zarówno turystów krajowych jak i zagranicznych. W 2016 r. ponad 4,5 mln turystów skorzystało z turystycznych obiektów noclegowych, tj. o 42% więcej niż w roku 2013. Turyści zagraniczni stanowili 24,2% wśród turystów korzystających z nadmorskich obiektów noclegowych w 2016 roku. Jak wynika z danych opublikowanych w opracowaniu GUS pn. „Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016" najliczniejszą grupę turystów zagranicznych w 2016 r. stanowili turyści z Niemiec (612,6 tys.), następnie z Norwegii (90 tys.), Szwecji (64,7 tys.) oraz z Wielkiej Brytanii (40,1 tys.).

Tabela 5.3.27. Ruch pasażerów w portach o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej (w tysiącach).

Wyszczególnienie		2013	2014	2015	2016
POLSKA	ogółem	2201,1	2224,1	2421,3	2601,7
	promy	1413,6	1482,3	1679,7	1749,0
	statki pasażerskie	773,4	635,7	739,5	850,3
Gdańsk	ogółem	212,6	188,3	200,1	228,4
	promy	125,6	121,0	107,7	103,5
	statki pasażerskie	86,9	67,1	92,1	124,8
Gdynia	ogółem	608,4	662,5	709,2	733,4
	promy	499,4	566,8	599,4	607,1
	statki pasażerskie	98,4	94,4	108,9	125,0
Szczecin	ogółem	23,0	1,5	1,3	0,9
	promy	_	_	_	_

	statki pasażerskie	22,9	1,5	1,2	0,8
Świnoujście	ogółem	888,6	970,6	1047,1	1116,6
	promy	788,7	794,5	972,5	1038,3
	statki pasażerskie	99,9	72,5	74,5	78,2

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2014. GUS" dla roku 2013, tabela 11.8, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2014, tabela 11.7, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2015, tabela 11.7 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla roku 2016, tabela 11.7. Brak danych statystycznych za lata wcześniejsze.

Pod względem liczby pasażerów odwiedzających Polskę drogą morską, największy ruch w 2016 r. zaobserwowano w porcie w Świnoujściu. W porównaniu z 2013 r. liczba pasażerów przypływających do tego portu wrosła o 25,6%. Drugim z kolei portem najchętniej odwiedzanym przez pasażerów był port w Gdyni (733 409 osób).

Międzynarodowy ruch pasażerów relacji z polskimi portami morskimi prawie w całości koncentruje się na zasięgu europejskim. W 2016 roku pasażerowie wypływający lub przypływający do polskich portów morskich głównie rozpoczynali lub kończyli podróż w Szwecji w porcie w Ystad.[51]

Opisując turystykę i rekreację należy wskazać zadania związane z ochroną zdrowia publicznego realizowane przez Państwową Inspekcję Sanitarną. Do zadań tych należą działania z zakresu:

1) nadzoru sanitarnego nad jednostkami pływającymi zawijającymi do podległych portów oraz czynności przygotowujące do wydawania certyfikatów ShipSanitation Control Exemption Certificate/Ship Sanitation Control;
2) nadzoru sanitarnego nad portami, przystaniami, jednostkami pływającymi, ruchem pasażerskim;
3) nadzoru nad wykonywanymi na terenie obiektów portowych i na statkach, zabiegami dezynfekcyjnymi, dezynsekcyjnymi i deratyzacyjnymi;
4) wykonywania obowiązków wynikających z międzynarodowych przepisów zdrowotnych i ratyfikowanych przez Polskę konwencji międzynarodowych, w tym wykonywanie szczepień ochronnych wymaganych w ruchu międzynarodowym;
5) kontroli, zapobiegania i nadzoru nad przypadkami zachorowań na choroby zakaźne zawleczone drogą morską, przeprowadzanie wywiadów i dochodzeń epidemiologicznych;
6) współdziałania przy organizowaniu i kierowaniu akcją sanitarną w przypadku zaistnienia stanów masowego zagrożenia i stanów awaryjnych na obszarze wód terytorialnych;
7) nadzoru nad stanem sanitarnym obiektów użyteczności publicznej ze szczególnym uwzględnieniem portów morskich, morskich przejść granicznych oraz przystani żeglugi morskiej i śródlądowej;
8) nadzoru nad jakością wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi w środkach transportu morskiego;
9) uczestniczenia w dopuszczeniu do użytku statków morskich;
10) uzgadniania lub opiniowania dokumentacji projektowej pod względem wymagań higienicznych i zdrowotnych dotyczących budowy oraz zmiany sposobu użytkowania statków morskich.

Samorządy lokalne realizują cele w zakresie rozwoju turystyki morskiej i nadmorskiej poprzez tworzenie korzystnych warunków do rekreacji i miejsc bezpiecznego kąpania się dla turystów i osób wypoczywających wzdłuż całego wybrzeża morskiego. Takimi miejscami są kąpieliska wyznaczane każdego roku uchwałami rady gmin. Organizatorzy kąpielisk, organy samorządowe, organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej, odpowiedzialni są za ochronę społeczeństwa przed potencjalnym wystąpieniem zanieczyszczeń zarówno przypadkowych, jak i

[51] „Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016", GUS, Warszawa-Szczecin, 2017.

długotrwałych, mogących mieć wpływ na jakość wody i warunki panujące w kąpieliskach. Jakość wody w kąpieliskach w zakresie parametrów wynikających z dyrektywy 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r. dotyczącej zarządzania jakością wody w kąpieliskach i uchylającej dyrektywę 76/160/WE (Dz. Urz. UE L 64 z 04.03.2006, str. 37, z późn. zm.) ocenia Państwowa Inspekcja Sanitarna. Prowadzone badania jakości wody obejmują parametry mikrobiologiczne, które świadczą o zanieczyszczeniu kałowym wody tj. Escherichia coli i enterokoki, a które powodują ryzyko zdrowotne dla osób kąpiących się. Ponadto w trakcie trwania sezonu kąpielowego prowadzona jest wizualna ocena wody ze szczególnym uwzględnieniem rozmnożenia się makroalg lub fitoplanktonu morskiego, zakwitów sinic oraz obecności innych zanieczyszczeń stałych, które mogą mieć negatywny wpływ na zdrowie osób kąpiących się.

Corocznie, w celu zapewnienia aktywnego rozpowszechniania aktualnej informacji, dotyczącej jakości wód w kąpieliskach oraz dostępnej infrastrukturze kąpieliskowej, GIS zgodnie z przepisami art. 347 ust. 3 ustawy Prawo wodne prowadzi serwis kąpieliskowy. Zawiera on informacje o jakości wody, w wyznaczonych uchwałami rad gmin kąpieliskach wraz z wizualizacją przestrzenną danych. Serwis kąpieliskowy (http://sk.gis.gov.pl/) funkcjonuje w postaci aplikacji, która umożliwia szybką i wielostronną wymianę informacji o jakości wody w kąpieliskach podczas trwania sezonu kąpielowego. Zawiera on następujące informacje: adres kąpieliska, wskazanie właściwej stacji sanitarno-epidemiologicznej prowadzącej nadzór nad danym kąpieliskiem, dane dotyczące organizatora, infrastrukturę kąpieliska, wykonywaną przez państwowego powiatowego inspektora sanitarnego bieżącą ocenę jakości wody w celu określenia jej przydatności do kąpieli. Serwis kąpieliskowy zawiera również kategorię „Programy i wyróżnienia" według zwyczajowo przyjętej definicji, na przykład Błękitna flaga. Druga kategoria to „Infrastruktura", w skład której wchodzą informacje, czy na terenie kąpieliska znajduje się m.in. wyznaczona strefa do pływania, wyznaczona strefa na plaży do rekreacji i sportu, pomost, dostęp do punktu czerpania wody z odprowadzaniem ścieków, przystosowanie dla osób niepełnosprawnych, kosz na śmieci, toaleta, natrysk. Trzecia kategoria to „Bezpieczeństwo", w skład której wchodzą informacje, czy na terenie kąpieliska znajduje się maszt z flagą WOPR, wydzielone specjalne miejsce do kąpieli dla dzieci, zakaz wprowadzania zwierząt domowych, ratownik, regulamin kąpieliska, regulamin. Nowy serwis kąpieliskowy został przyjęty pozytywnie przede wszystkim przez osoby planujące wyjazd w okresie letnim nad Morze Bałtyckie. Ma on wpływ na rozwój turystyki w miejscowościach, które posiadają kąpieliska. Przyczynia się również do podniesienie bezpieczeństwa zdrowotnego osób kąpiących się lub uprawiających sport i rekreację.

Serwis kąpieliskowy cieszy się dużym zainteresowaniem przede wszystkim osób planujących wyjazd w okresie letnim nad Morze Bałtyckie i ma bez wątpienia wpływ na rozwój turystyki w miejscowościach, które posiadają kąpieliska. Przyczynia się również do podniesienia bezpieczeństwa zdrowotnego osób korzystających z kąpielisk.[52]

Morski przemysł wydobywczy

Prowadzone dotychczas w polskiej strefie Morza Bałtyckiego badania geologiczne wykazały istnienie złóż ropy naftowej i gazu ziemnego, kruszywa budowlanego oraz bursztynu. Udokumentowano cztery obszary, na których występują znaczne zasoby żwiru i piasków gruboziarnistych. Według Państwowego Instytutu Geologicznego w Gdańsku są to Ławica Słupska, Południowa Ławica Środkowa, Zatoka Koszalińska i Ławica Odrzana. Potencjalnie istnieją również zasoby gazu łupkowego oszacowane tylko łącznie dla obszarów morskich i lądowych. Brak jest szacunków wyłącznie dla obszarów morskich. Wydobycie ropy naftowej z Bałtyku stanowi obecnie tylko około 2% rocznego zapotrzebowania Polski. Dwa udokumentowane złoża ropy naftowej zlokalizowane na szelfie bałtyckim stanowią około 20% zasobów krajowych. W wielu złożach ropa naftowa występuje wraz z gazem ziemnym. Ponadto szacuje się, że na dnie Bałtyku powstają konkrecje żelazowo-manganowe, których zasoby stanowią około 100 mln ton.

[52] Raport z realizacji polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej w roku 2016, Warszawa 2017.

Ropa naftowa

Udokumentowane złoża ropy naftowej na szelfie bałtyckim stanowią około 20% zasobów krajowych. W wielu złożach ropa naftowa występuje wraz z gazem ziemnym. Należy oczekiwać dalszego wzrostu wydobycia gazu ziemnego i ropy w POM. Strategia spółki LOTOS „Petrobaltic" zakłada przeznaczenie 52% środków Programu Inwestycyjnego na poszukiwanie złóż ropy naftowej, z czego większość (73%) — w basenie Morza Bałtyckiego. We wrześniu 2015 r. uruchomiono produkcję z drugiego złoża -B8. W trakcie budowy znajduje się kolejny, drugi, rurociąg przesyłowy gazu współwystępującego, który będzie łączył platformę na złożu B8 z elektrociepłownią Energobaltic Sp. zo.o. we Władysławowie. W 2020 r. wydobycie własne koncernu osiągnąć ma poziom 5 mln ton ropy. Pojawią się więc kolejne centra produkcyjne wraz ze strefami bezpieczeństwa, które będą obszarami zamkniętymi dla żeglugi i rybołówstwa. Z lądem połączą je podmorskie instalacje, które będą powodować ograniczenia w użytkowaniu dna. Na koncesji Gaz Południe prace rozpoznawcze są na etapie zaawansowanym. W przypadku udokumentowania złoża potencjalne rozpoczęcie prac wydobywczych może nastąpić w przeciągu 10 lat. Pozostałe obszary koncesyjne są na wstępnych etapach poszukiwań i rozpoznania lub przygotowania do poszukiwań. W tych przypadkach horyzont czasowy potencjalnego wydobycia to 20–30 lat. Łączna powierzchnia koncesji poszukiwawczo-rozpoznawczych to ponad 8,5 tys. km^2. Biorąc pod uwagę potencjalne wydobycie z obszarów, na których obecnie prowadzone są prace poszukiwawcze należy założyć dopuszczenie na tych obszarach funkcji układania i utrzymywania podmorskich rurociągów.[53]

Gaz ziemny

W polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej rozpoznano 4 złoża gazu ziemnego dobrej jakości (70–95% metanu). Perspektywy odkrycia nowych złóż gazu szacuje się na około 100 mld m^3. Gaz ziemny występuje samodzielnie w złożach B4 i B6 oraz wraz z ropą naftową w złożach B3 i B8. Ocenia się, że zasoby gazu ziemnego na szelfie bałtyckim stanowią 4% zasobów krajowych. Obecnie koncesje na poszukiwanie i wydobycie gazu ziemnego z dna Bałtyku posiada LOTOS Petrobaltic S.A., B8 Sp. z o.o. BALTIC spółka komandytowa oraz BalticGas Sp. z o.o. i wspólnicy spółka komandytowa.

Kruszywa

Złoża surowców do produkcji kruszyw naturalnych, występują głownie w strefach brzegowych i przybrzeżnych, w obrębie ławic i wałów brzegowych. Są to przede wszystkim złoża surowców do produkcji kruszyw żwirowych. W przypadku złóż kruszyw naturalnych, takich jak piaski i żwiry zalegających na głębokości do 100 m, eksploatacja jest ekonomicznie opłacalna, o czym świadczą liczne przykłady krajów europejskich prowadzących tego rodzaju działalność górniczą.

Na obszarze Morza Bałtyckiego udokumentowane zostały trzy złoża kruszywa żwirowo-piaskowego o zasobach bilansowych 147,983 tys. ton na łącznej powierzchni pól złożowych wynoszącej 70,8 km^2. Należą di nich:

1) Południowa Ławica Środkowa – złoże podzielone jest na 9 pól o powierzchni od 0,5 do 16,9 km^2 (łącznie około 26 km^2), przy średniej miąższości warstwy złożowej 0,9 m (maksymalnie > 5 m);
2) Ławica Słupska – złoże stanowi 8 izolowanych pól osadów piaszczysto-żwirowych, zalegających na podłożu piaszczystym lub w zachodniej części na rozmytej glinie zwałowej; powierzchnia pól wynosi od 0,9 km ^{2} do 10,5 km^2 (łącznie około 21,45 km^2), przy średniej miąższości warstwy złożowej około 0,91 m (maksymalnie > 2 m);
3) Zatoka Koszalińska – złoże położone jest w obrębie Zatoki Koszalińskiej, na wysokości od Dąbek do Jarosławca, w strefie głębokości morza od 10 m do 25 m i obejmuje 17 pól

[53]http://www.lotos.pl/322/p,174,n,4566/grupa_kapitalowa/centrum_prasowe/aktualnosci/lotos_2017-22_stabilizacja_i_bezpieczny_rozwoj

zalegających w formie izolowanych płatów utworów piaszczysto-żwirowych na podłożu piaszczystym i na glinie zwałowej.

Eksploatacja surowców stałych z dna morskiego nie wymaga wznoszenia stałych konstrukcji morskich, pobór odbywa się ze statków i jest przeprowadzany wyłącznie w sposób pod-powierzchniowy.

Eksploatacja surowców stałych z dna morskiego wiąże się z odspajaniem, urabianiem, transportem i rozładunkiem surowców. Przez odspajanie rozumie się zmniejszenie spójności urabianego ośrodka skalnego. Urabianie to oddzielenie porcji materiału od calizny. W niektórych przypadkach procesy te mogą zachodzić jednocześnie, np. przy urabianiu koparkami, gdzie łyżka (zgarniak, czerpak, chwytak) odspaja i urabia materiał. Do odspajania można stosować siłę mechaniczną (skrawanie, ścinanie, zginanie), energię hydrauliczną, kruszenie skał (mechaniczne), drgania, a także materiały wybuchowe. Podobne procesy stosowane są do urabiania (mechaniczne, hydrauliczne, grawitacyjne, siły odśrodkowe). Najtrudniejszym zadaniem jest jednak przetransportowanie (mechaniczne lub hydrauliczne) urobionego materiału na powierzchnię. Najlepiej przystosowane do eksploatacji w warunkach morskich są koparki ssące wyposażone w kosze zgarniające. Jednostki takie mogą eksploatować złoża na głębokości ponad 100 m i jednorazowo zabrać ładunek nawet do 40 tys. ton. Do eksploatacji złóż wód głębokich stosuje się przeważnie metody: czerpakowo-linową (Continuous Line Buckets CLB), hydrauliczną (Hydraulic Pumping) lub air-liftu (Air Lift Pumping). Do eksploatacji surowców wód płytkich wykorzystywać można koparki ssące z głowicą frezującą (Cutter Suction Dredgers CSD), koparki ssące (Suction Dredgers SD), koparki ssące z koszem zgarniającym (Trailing Hopper Suction Dredgers THSD) oraz koparki czerpakowe (Bucked Dredgers BD). Rozładunek kruszywa odbywa się poprzez zastosowanie specjalnych maszyn rozładowujących lub poprzez układ samowyładowczy koparki. Koparki bywają wyposażone w hydrauliczny system rozładunku pozwalający na bezpośrednie podanie materiału do rurociągu na nabrzeżu. W przypadku koparek ssących i wielonaczyniowych do transportu materiału stosuje się rurociągi na wodne lub podwodne, barki, szalandy, lub pływające przenośniki taśmowe (główne na wodach zamkniętych).

W przypadku eksploatacji dna morskiego oddziaływania można podzielić na oddziaływanie na sferę biologiczną i fizyczną środowiska naturalnego. Ingerencja w sferę biologiczną związana jest z naruszeniem osadów zalegających na dnie, w wyniku czego może nastąpić uwalnianie ewentualnych zanieczyszczeń zawartych w osadzie. W takiej sytuacji następuje obniżenie jakości wody, co może skutkować oddziaływaniem na faunę i florę. Wpływ wydobycia kruszyw z morza na środowisko związany jest również z obniżaniem dna morskiego. Zakres i skala niekorzystnego oddziaływania na sferę biologiczną, które polega na degradacji biologicznej terenu eksploatacji, zależna jest od rodzaju organizmów żyjących w strefie wpływu eksploatacji, rodzaju osadów czy też pory roku. Fizyczne oddziaływanie na środowisko związane jest przede wszystkim z zaburzeniem cyklu życia wybrzeża (ruch fal, pływy, itp.) i może prowadzić do przyśpieszonej erozji linii brzegowej. W sytuacji, gdy planowana eksploatacja dotyczy środowiska wrażliwego przyrodniczo, wówczas proces eksploatacji musi być monitorowany i dostosowany do warunków środowiskowych, co powoduje konieczność doboru odpowiedniej grubości i długości urabianych warstw, a przy pogłębiarkach ssąco-frezujących, wysokości organu urabiającego, prędkości obrotowej głowicy, mocy i ciśnienia pomp, itp.[54]

Bursztyn Bałtycki

Bursztyn bałtycki występuje głównie wzdłuż południowych wybrzeży Morza Bałtyckiego. Rozsypiska bursztynu w pasie płytkomorskim i brzegowym Bałtyku mają charakter nagromadzeń plejstoceńskich i holoceńskich na obszarach polodowcowych typu przybrzeżno-morskiego i nie wykazują prawidłowości co do rozmieszczenia, skupienia i jakości.

---

[54] Kawalec P., Kozioł W., Machniak Ł., *Eksploatacja kruszyw naturalnych ze złóż dna morskiego i jej oddziaływanie na środowisko.* Katedra Górnictwa Odkrywkowego, Wydział Górnictwa i Geoinżynierii AGH Kraków.

Kozioł W., Ciepliński A., Goleniewska J., Machniak Ł., *Eksploatacja kruszyw z obszarów morskich w Polsce i Unii Europejskiej.* Górnictwo i Geoinżynieria, Rok 35, Zeszyt 4/1., 2011.

W Polsce bursztyn bałtycki występuje w złożach:

1) w okolicach Zatoki Gdańskiej, Mierzei Wiślanej, u nasady Mierzei Helskiej;
2) w osadach polodowcowych, w tym w tzw. porwakach (np. dawna kopalnia bursztynu w Możdżanowie koło Słupska);
3) w okolicach Lubartowa;
4) na Kurpiach.

Sektor komunalny

Sektor komunalny, poprzez wielkość ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do Morza Bałtyckiego, oddziałuje na jego stan oraz ekosystemy od niego zależne. W Polsce, od wielu lat zwiększa się liczba osób korzystających z sieci wodociągowo-kanalizacyjnej oraz oczyszczani ścieków, a wielkość zrzucanych ładunków sukcesywnie maleje.

Tabela 5.3.28. Długość sieci kanalizacyjnej w tys. km (stan na dzie 31 grudnia każdego roku).

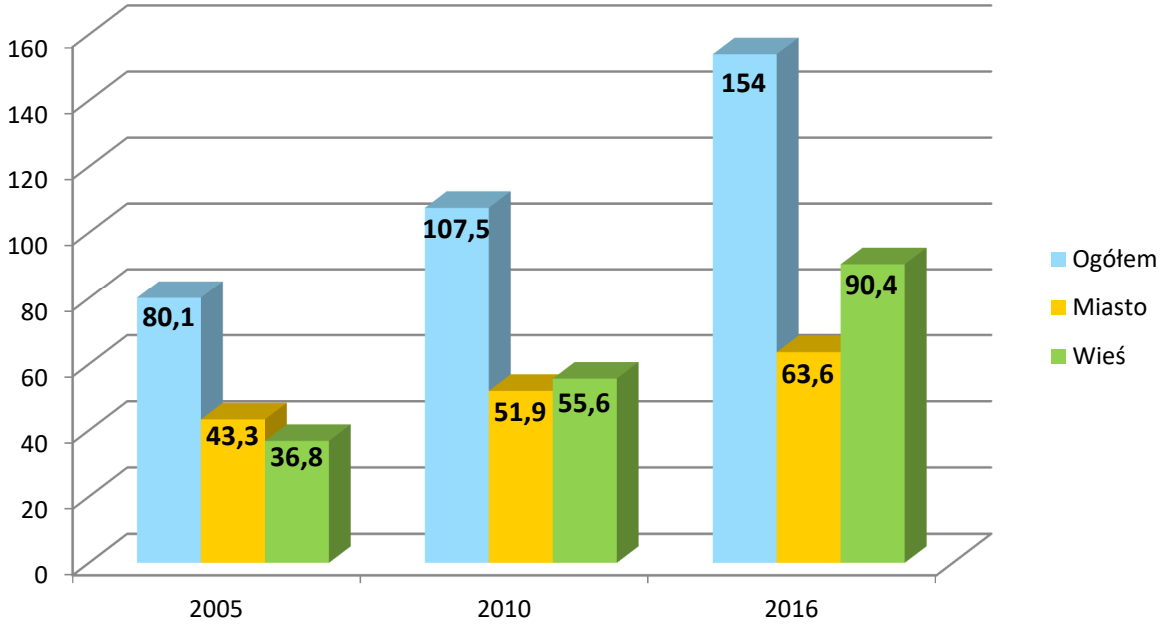
	2011	2012	2013	2014	2015	2016
sieć kanalizacyjna	117,7	125,6	132,9	142,9	149,7	154,0

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Infrastruktura komunalna w 2016 r.", GUS, 2017.

W świetle danych GUS zamieszczonych w publikacji „Infrastruktura komunalna w 2016 roku" w okresie 2005–2016 długość sieci kanalizacyjnej wzrosła o 92,2%. W roku 2011 długość sieci kanalizacyjnej wynosiła blisko 118 tys. km, zaś w 2016 r. 154 tys. km. Przyrost sieci był większy na obszarach wiejskich niż w miastach.

W porównaniu z rokiem 2015 długość sieci kanalizacyjnej na terenach wiejskich w roku 2016 wzrosła o ponad 2,8 tys. km. W analogicznym okresie w miastach wybudowano ponad 1,5 tys. km sieci.[55] Powyższe dane mają szczególne znaczenie w kontekście realizacji celów środowiskowych, a przede wszystkim cechy D5 eutrofizacja.

[55] Infrastruktura komunalna w 2016 r., GUS, 2017.



Źródło danych: Infrastruktura komunalna w 2016 r., GUS, Warszawa 2017.

Rys. 5.3.2. Długość czynnej sieci kanalizacyjnej na przestrzenia lat 2005, 2010, 2016 (w tys. km).

Wraz z rozwojem infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej w ostatnim jedenastoleciu wzrosła również liczba ludności korzystającej z takiej infrastruktury sieci. Zauważalny jest spadek ilości zużytej wody przypadającej na 1 mieszkańca. Zwiększone oszczędzanie wody przez gospodarstwa domowe jest wynikiem zmian cen wody i powszechnym opomiarowaniem zużycia wody. Dodatkowo spadek zużycia wody spowodowany jest ograniczeniem strat wody w sieci w wyniku przeprowadzonych modernizacji istniejących sieci. W świetle raportu GUS pn. „Infrastruktura komunalna w 2016 r." odsetek korzystających z sieci kanalizacyjnej w okresie 2005–2016 zwiększył się z 59,2% do 70,2%. W miastach z sieci korzystało 90% ludności, zaś na obszarach wiejskich 40,3%. W przypadku obszarów o niewystarczająco rozwiniętej infrastrukturze kanalizacyjnej, w dalszym ciągu korzysta się z przydomowych systemów do odprowadzania ścieków. Przydomowe oczyszczalnie lub zbiorniki bezodpływowe (szamba) nadal są, i prawdopodobnie będą, tańszą alternatywą budowy sieci kanalizacyjnej odprowadzającej ścieki do oczyszczalni ścieków. W Polsce w 2016 r. funkcjonowało 2 333 tys. takich urządzeń, z czego około 91% stanowiły szamba. Od kilku lat obserwowany jest systematyczny spadek liczby zbiorników bezodpływowych, zwiększa się natomiast liczba przydomowych oczyszczalni ścieków. Liczba zbiorników bezodpływowych spadła z około 2 359 tys. w 2011 r. do 2 117 tys. w 2016 r., podczas gdy liczba przydomowych oczyszczalni ścieków wzrosła z około 103 tys. w 2011 r. do około 217 tys. w 2016 r. Prawie 86% przydomowych urządzeń do odprowadzania nieczystości zlokalizowanych było na obszarach wiejskich (około 85% ogółu zbiorników bezodpływowych i około 92% ogólnej liczby przydomowych oczyszczalni ścieków).

Nieczystości ciekłe, na obszarach niepodłączonych do zbiorowego systemu odprowadzania ścieków, odbierane były od właścicieli ze zbiorników bezodpływowych i dostarczane do oczyszczalni ścieków lub stacji zlewnych.[56]

Źródłem zanieczyszczenia wód może być również brak odpowiednich systemów gromadzenia i oczyszczania ścieków bytowych. Na początku XXI wieku z kanalizacji na wsi korzystało tylko 11,5% mieszkańców, zaś w 2005 r. dostęp do sieci miała co piąta osoba. Według ostatnich danych GUS w 2016 r. 40,3% ludności wsi korzystało z podłączenia do kanalizacji.[57]

[56] Infrastruktura komunalna w 2016 r., GUS, 2017.

[57] „Infrastruktura komunalna w 2011 r.", GUS. Warszawa, 2012 oraz „Infrastruktura komunalna w 2016 r.", GUS, Warszawa, 2017.

Duże znaczenie dla poprawy stanu wód Morza Bałtyckiego ma realizacja dyrektywy Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych (Dz. Urz. WE L 135 z 30.05.1991, str. 40, z późn. zm. - Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 2, str. 26), tzw. dyrektywy „ściekowej". Podstawowym instrumentem wdrożenia postanowień dyrektywy ściekowej jest KPOŚK. Celem KPOŚK, jest ograniczenie zrzutów niedostatecznie oczyszczanych ścieków. Skutkiem tego ograniczenia może być ochrona środowiska wodnego, w tym wód Morza Bałtyckiego. Cel KPOŚK zostanie osiągnięty przez realizację ujętych w nim inwestycji, przy założeniu, że podlegać on będzie okresowej aktualizacji. Aktualizacja KPOŚK za 2017 r. zawiera wykaz aglomeracji o wielkości mierzonej równoważną liczbą mieszkańców dla RLM większej od 2 000 oraz planowanych inwestycji w zakresie ich wyposażenia w systemy kanalizacji zbiorczej w latach 2016 – 2021 i dotyczy 1585 aglomeracji o łącznej liczbie 39 mln RLM, w których zlokalizowanych jest 1769 oczyszczalni ścieków komunalnych. Aglomeracje podzielone zostały na trzy priorytety według znaczenia inwestycji oraz pilności zapewnienia środków. Ponadto uwzględniono tzw. aglomeracje poza priorytetem, które nie kwalifikują się do zbiorowości objętej dyrektywą ściekową, ale które planują podejmowanie działań inwestycyjnych zbliżających je do wypełnienia wymogów. Z przedstawionych przez aglomeracje zamierzeń inwestycyjnych wynika, że w ramach prowadzonej w 2017 r. aktualizacji KPOŚK planowane jest wybudowanie 112 nowych oczyszczalni ścieków. Planowane jest również wybudowanie 14 185,9 km nowej sieci kanalizacyjnej i dodatkowo zmodernizowanie 3 406,6 km sieci. Po zakończeniu wszystkich inwestycji RLM korzystająca z sieci kanalizacyjnej będzie obejmowała 97,2% całej RLM. Planowane koszty ww. przedsięwzięć wynoszą 27,01 mld zł. W aglomeracjach ujętych w KPOŚK, zgodnie z oczekiwaniami, powinien zostać osiągnięty blisko 100% poziom obsługi RLM korzystających z systemu kanalizacyjnego, przy założeniu, że pozostali mieszkańcy aglomeracji będą korzystać z innych systemów oczyszczania ścieków. Oznacza to, że cały ładunek zanieczyszczeń powstających w aglomeracji powinien być doprowadzany do oczyszczalni obsługującej aglomerację bądź usuwany w innych systemach oczyszczania ścieków, zapewniających ten sam poziom ochrony środowiska.[58]

Rolnictwo

Rolnictwo jest ważnym sektorem polskiej gospodarki. Znajduje to potwierdzenie przede wszystkim w strukturze użytkowania gruntów oraz strukturze zatrudnienia ludności. Ogólna powierzchnia Polski jest w przeważającej mierze wykorzystywana na cele rolnicze (51,7%). Duży udział stanowią również tereny leśne i zadrzewione (29,6%). Na użytki rolne składają się grunty orne (75%), trwałe użytki zielone (20%), sady (2%) i pozostałe grunty (3%). Gospodarując na ponad połowie ogólnej powierzchni kraju rolnictwo wyznacza główne funkcje i kierunki użytkowania ziemi oraz kształtuje środowisko przyrodnicze i krajobraz. Od gospodarki rolnej zależy w znacznym stopniu czystość wód, powietrza i gleby oraz różnorodność gatunków roślin i zwierząt. Dzięki zachowaniu tradycyjnych form ekstensywnej gospodarki rolnej, zachowały się miejscowe odmiany roślin uprawnych oraz lokalne rasy zwierząt gospodarskich. Wartość dodana brutto jaką do gospodarki wnosi ten sektor to średnio około 3,5% PKB. Sektor ten jest źródłem utrzymania dla znacznej części populacji Polski. Struktura sposobu wykorzystania ziemi w poszczególnych województwach zależy od jakości gleb, ich przydatności, rodzaju wód znajdujących się w glebach oraz rzeźby terenu. Powierzchnia użytków rolnych stanowi 46,5% ogólnej powierzchni kraju i wynosi około 14 545,27 tys. ha, a powierzchnia użytków rolnych utrzymywanych w dobrej kulturze rolnej wynosi około 14 398,21 tys. ha. Trwałe użytki zielone stanowią natomiast 10%, a uprawy wieloletnie 1,3% powierzchni Polski. W Polsce liczba gospodarstw rolnych w czerwcu 2016 r. wynosiła 1,411 mln, z czego aż 97% (około 1,407 mln) to gospodarstwa indywidualne. W ogólnej liczbie gospodarstw 54% stanowią gospodarstwa prowadzące działalność na powierzchni od 1 do 5 ha użytków rolnych. Gospodarstwa większe

[58]http://www.kzgw.gov.pl/index.php/pl/materialy-informacyjne/programy/krajowy-program-oczyszczania-sciekow-komunalnych

obszarowo o powierzchni od 5 ha do 50 ha użytków rolnych – stanowią 44% ogółu gospodarstw, natomiast największe, ponad 50-cio hektarowe stanowią jedynie 2%.[59]

Nowoczesne rolnictwo produkujące często metodami „przemysłowymi", z jednej strony przynosi dużo większe korzyści ekonomiczne niż rolnictwo tradycyjne, z drugiej zaś pojawia się szereg różnorodnych zagrożeń. Dlatego polityka rolna UE przewiduje rozwój tzw. rolnictwa zrównoważonego, ukierunkowanego na takie wykorzystanie zasobów ziemi, które nie niszczy ich naturalnych źródeł, lecz pozwala na zaspokajanie podstawowych potrzeb kolejnych pokoleń producentów i konsumentów. Rolnictwem zrównoważonym nazywamy zatem efektywną produkcję bezpiecznej, wysokiej jakości żywności w sposób chroniący, a wręcz poprawiający stan środowiska naturalnego, socjalne i ekonomiczne warunki bytu rolnika i zatrudnionych w gospodarstwie pracowników, jak również lokalnych społeczności. Rolnictwo zrównoważone ma zatem na celu promowanie zrównoważonego systemu gospodarowania, który polega na racjonalnym wykorzystaniu zasobów przyrody, które umożliwia ograniczenie negatywnego wpływu rolnictwa na środowisko oraz zapobiega ubytkowi substancji organicznej w glebie. Podstawowe zasady rolnictwa zrównoważonego to:

1) dbałość o główny dla rolnika środek produkcji jakim jest gleba, zapobieganie erozji, regularne analizy gleby, poprawa jej produktywności;
2) stosowanie nawożenia, zgodnie z opracowanym dla danego gospodarstwa planem nawozowym;
3) przestrzeganie zasad integrowanej produkcji rolnej;
4) wspieranie lokalnych inicjatyw społecznych;
5) rozwijanie swoich kompetencji, dzielenie się swą wiedzą i doświadczeniem z innymi
6) przestrzeganie podstawowych zasad BHP w gospodarstwie rolnym;
7) zrozumienie i dbałość o rachunek finansowy gospodarstwa.

Poza rozwojem w Polsce rolnictwa zrównoważonego, należy również wskazać dużą popularność rolnictwa ekologicznego, które określa się jako system gospodarowania o zrównoważonej produkcji roślinnej i zwierzęcej. Produkcja ekologiczna łączy przyjazne środowisku praktyki gospodarowania, wspomaga wysoki stopień różnorodności biologicznej, wykorzystuje naturalne procesy oraz zapewnia właściwy dobrostan zwierząt. Jest to system wpływający pozytywnie na środowisko naturalne, co przyczynia się do osiągania szeroko rozumianych korzyści rolnośrodowiskowych. Obecnie udział powierzchni ekologicznej w Polsce stanowi około 4% ogólnej powierzchni gospodarstw rolnych w kraju. Zgodnie z danymi dostępnymi w ramach EUROSTAT w 2012 r. Polska znajdowała się na 3 miejscu w UE pod względem liczby gospodarstw ekologicznych. Powierzchnia użytkowana zgodnie z przepisami o rolnictwie ekologicznym wynosiła w 2013 r. blisko 675 tys. ha. Oznacza to 2% wzrost w odniesieniu do 2012 r. W 2013 r. liczba gospodarstw ekologicznych wynosiła 26 598, z czego najwięcej ekologicznych gospodarstw rolnych było w województwach: warmińsko-mazurskim (4235), zachodniopomorskim (3640) i podlaskim (3407). Wymagania zarówno rolnictwa zrównoważonego, jak i ekologicznego, skupiają się na racjonalnym wykorzystaniu zarówno nawozów jak i środków ochrony roślin.[60]

Szczególne znaczenie w kontekście realizacji celów środowiskowych, a przede wszystkim cechy presji C5 eutrofizacja mają związki azotu i fosforu przedostające się do wód. Związkami pochodzenia rolniczego, które mogą przedostawać się do wód, są azotany i fosforany. Jednym ze źródeł emisji tych związków do wód może być stosowanie nawozów. W sytuacji kiedy nawozy nie zostaną pobrane przez rośliny, do wód powierzchniowych (a następnie do Bałtyku) przedostaje się azot (amonowy i azotanowy) oraz fosforany. Część azotu amonowego uwalniana jest do atmosfery lub częściowo ulega procesowi nitryfikacji do postaci azotu azotanowego, który może być wymywany z profilu glebowego do wód podziemnych, a następnie transportowany do wód powierzchniowych. Skala wykorzystania nawozów mineralnych lub naturalnych uległa nieznacznemu zmniejszeniu lub utrzymała się na stałym poziomie. W skali kraju saldo bilansu

[59] „Charakterystyka gospodarstw rolnych w 2016 roku", GUS, Warszawa, 2017.
[60] www.minrol.gov.pl

azotu brutto średnio w latach 2012–2014 wyniosło około 47,6 kg N/ha. Zużycie nawozów mineralnych w roku gospodarczym 2014/2015 w czystym składniku w przeliczeniu na 1 ha użytków rolnych wyniosło 123,2 kg i było o 7,3% mniejsze niż w poprzednim roku gospodarczym, z tego nawozów azotowych zużyto 69,0 kg (o 8,6% mniej niż w poprzednim roku), fosforowych – 20,9 kg (o 10,7% mniej niż poprzednim roku) i potasowych 33,3 kg (o 2,3% mniej niż w poprzednim roku). Zużycie obornika w roku gospodarczym 2015/2016 osiągnęło wartość 49,9 mln ton, co w przeliczeniu na czysty składnik (NPK) dało wartość ponad 42 kg NPK/ha użytków rolnych w dobrej kulturze.

Obok poziomu nawożenia i wielkości plonowania jednym z najważniejszych czynników decydujących o charakterze produkcji roślinnej jest struktura zasiewów. Czynnik ten decyduje nie tylko o efektach produkcyjno-ekonomicznych ale wpływa znacząco na stan jakościowy środowiska wodno-glebowego. W produkcji roślinnej w Polsce dominują zboża, których powierzchnia obecnie wynosi około 7 512 tys. ha co stanowi około 72% ogólnej powierzchni zasiewów. Zmniejsza się również powierzchnia uprawy ziemniaka i buraka cukrowego, która w 2015 r. wynosiła odpowiednio 300 tys. ha i 180 tys. ha. Zmniejszenie areału uprawy ziemniaka związane jest ze zmianami w systemie żywienia zwierząt.

W ciągu ostatnich 20 lat w Polsce nastąpiły istotne i wielokierunkowe zmiany w produkcji zwierzęcej. Obserwowane są wahania w liczbie pogłowia oraz produkcji zwierzęcej. Tempo tych zmian jest różne w poszczególnych województwach. Po akcesji Polski do UE pogłowie krów wzrastało głównie w województwach, w których była największa obsada bydła, natomiast pogłowie świń istotnie spadło we wszystkich województwach poza województwem wielkopolskim. Chów lub hodowla zwierząt gospodarskich może stanowić kolejne źródło zanieczyszczenia środowiska. W skład pasz, którymi karmione są zwierzęta gospodarskie wchodzą związki azotu i fosforu. Związki te, ponieważ nie są całkowicie wykorzystywane przez organizmy zwierzęce, stają się częścią nawozów naturalnych. Na wykorzystanie azotu i fosforu z pasz (a zatem na ilość biogenów wydalanych w odchodach) w produkcji zwierzęcej ma wpływ wiele czynników, wynikających ze składu skarmianej dawki pokarmowej. Azot wydalany jest w większym stopniu w odchodach przeważnie wówczas, gdy dawka pokarmowa zawiera zbyt dużo białka ogólnego w stosunku do potrzeb zwierząt lub gdy białko ma małą wartość biologiczną. Zmniejszenie udziału białka ogólnego oraz dodatek syntetycznych aminokwasów egzogennych (w szczególności aminokwasów limitujących) ma kluczowe znaczenie w zmniejszeniu ilości wydalanego azotu. Ilość białka w diecie musi być dostosowana do potrzeb zwierząt w danej fazie cyklu produkcyjnego, aby nie przekarmiać ich białkiem, które nie zostanie wykorzystane. Niewłaściwy sposób żywienia zwierząt może zatem niekorzystnie zwiększać emisję związków azotu i fosforu do środowiska. Należy więc dostarczać zwierzętom zbilansowaną dawkę pokarmową, która zgodna jest z normą żywieniową. Coraz szerzej wykorzystywanym sposobem ograniczenia ilości wydalanego fosforu przez zwierzęta monogastryczne jest dodawanie do pasz egzogennej (niewydzielanej przez organizm) fitazy.

Substancje szkodliwe pochodzące z rolnictwa, które mogą przedostać się do wód, a następnie trafić do Morza Bałtyckiego to również pestycydy chloroorganiczne czy też wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne. Z danych GUS wynika, że zużycie środków ochrony roślin w 2015 r. wyniosło do 24 tys. ton. Jednak wzrost zużycia pestycydów nie oznacza wzrostu negatywnych oddziaływań na środowisko. Rosnące wymagania prawne wymuszają wycofywanie z rynku substancji najbardziej niebezpiecznych (np. pestycydów chloroorganicznych), powodując eliminowanie używania substancji trwałych lub trudno rozkładalnych, zdolnych do bioakumulacji i rakotwórczych, na rzecz substancji, których rozkład w środowisku następuje szybko, powodując, że ich działanie ogranicza się do określonego czasu i rejonu, w którym nastąpiło zastosowanie.[61]

[61] „Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2014/2015", GUS, Warszawa, 2016 oraz „Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016", GUS, Warszawa, 2017.

Tabela 5.3.29. Odpływ substancji organicznych i biogennych rzekami do Morza Bałtyckiego według województw.

WYSZCZEGÓLNIENIE		BZT_5	Azot ogólny	Azot azotanowy	Azot organiczny	Fosfor ogólny	Fosfor fosforanowy
		w tys. t/rok					
OGÓŁEM	2011	170,4	191,8	112,6	70,4	10,4	3,8
	2012	109,8	103,4	51,8	45,4	6,7	3,2
	2013	149,3	170,3	100,7	62,9	10,5	3,4
	2014	108,0	112,8	64,7	44,5	10,8	3,5
	2015	88,2	76,6	47,1	27,0	4,8	1,6
Województwo pomorskie	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	57,4	49,9	24,4	23,4	4,0	2,6
	2013	89,5	99,0	54,5	40,2	6,2	2,5
	2014	65,0	67,2	36,8	28,1	8,1	2,9
	2015	55,3	42,7	26,6	14,2	2,9	1,1
Województwo warmińsko-mazurskie	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	1,3	1,5	0,5	0,9	0,1	0
	2013	1,4	1,3	0,5	0,5	0,1	0
	2014	0,8	0,9	0,3	0,5	0,1	0
	2015	0,7	1,3	0,5	1,3	0,1	0
Województwo zachodniopomorskie	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	51,1	52,0	26,9	21,1	2,6	0,6
	2013	58,5	70,2	45,6	22,2	4,3	0,9
	2014	42,2	44,6	27,5	15,9	2,6	0,6
	2015	32,3	32,6	20,0	11,5	1,8	0,4

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS", tabela 10.3, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS", tabela 10.3 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS", tabela 10.3.

Tabela 5.3.30. Zużycie nawozów mineralnych (w przeliczeniu na czysty składnik).

Rok gospodarczy	ogółem	azotowe	fosforowe	potasowe
2010/11	1 683,8	928,2	363,6	392,0
2011/12	1 625,6	938,1	330,4	357,1
2012/13	1 679,2	1 015,6	326,4	337,2
2013/14	1 691,9	952,6	304,0	435,3
2014/15	1 553,8	861,3	267,7	424,8
2015/16	1 688,0	917,4	295,5	475,0

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016", tablica 8, GUS, Warszawa, 2017.

Energetyka odnawialna - farmy wiatrowe

Zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniającą i w następstwie uchylającą dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE (Dz. Urz. UE L 140 z 05.06.2009, str. 16, z późn. zm.) oraz założeniami pakietu klimatyczno-energetycznego do roku 2020 należy zapewnić 20% udział energii odnawialnej w produkcji całości energii danego kraju oraz 20% redukcji emisji dwutlenku węgla. Istnieje możliwość, by w części energię tę pozyskać z obszarów morskich np. wykorzystując energię wiatru, falowanie, prądów morskich lub zjawiska osmozy. W POM, zgodnie z ustawą z dnia 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej

Polskiej i administracji morskiej, farmy wiatrowe mogą być sytuowane tylko w obszarze wyłącznej strefy ekonomicznej. Morska energetyka wiatrowa jest jedną z najszybciej rozwijających się form energetyki na świecie. Morskie farmy wiatrowe mogą być jednym z elementów w realizacji polityki energetyczno-klimatycznej UE. Ponadto rozwój tego sektora prowadzi do powstawania nowych miejsc pracy. W projekcie Koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju do 2033 r. w ramach celu strategicznego zakładającego efektywne wykorzystanie polskiej przestrzeni morskiej, sformułowano cel operacyjny: wykorzystanie potencjału obszarów morskich dla produkcji energii odnawialnej i wzmocnienia bezpieczeństwa energetycznego kraju. Wśród instrumentów realizacji tego celu wymieniono stworzenie programu rozwoju infrastruktury przesyłowej oraz zdefiniowanie stabilnych systemów wsparcia produkcji energii odnawialnej w przestrzeni morskiej. Obecnie Polska nie posiada morskich farm wiatrowych.

Stosunek mocy zainstalowanej w elektrowniach wiatrowych w Polsce w 2016 r. do łącznej konsumpcji energii kształtował się na poziomie 3,6% i sytuował Polskę na 9 miejscu w UE. Według danych Urzędu Regulacji Energetyki w 2016 r. w Polsce znajdowało się 1 193 instalacji wykorzystujących energię wiatru, o łącznej mocy 5 807,416 MW.

Tabela 5.3.31. Moc zainstalowana [MW], według stanu na 31 grudnia w latach 2011-2016.

	2011	2012	2013	2014	2015	2016
instalacje wiatrowe	1616,4	2496,7	3389,5	3833,8	4582,0	5807,4

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych Urzędu Regulacji Energetyki (URE).

Raport przygotowany przez Ernst & Young we współpracy z Polskim Stowarzyszeniem Energetyki Wiatrowej[62] analizuje trzy scenariusze rozwoju morskiej energetyki wiatrowej. Przy założeniu scenariusza szybkiego rozwoju, do roku 2025, Polska może zainstalować 6 GW mocy wytwórczej w morskich farmach wiatrowych, co może stanowić ponad 10% zapotrzebowania na energię elektryczną w Polsce. W praktyce, przy założeniu instalacji około 5 MW mocy wytwórczej na km^2, oznacza to zajęcie około 1200 km^2 powierzchni morza. Zwiększając rozmiary turbin, ilość mocy zainstalowanej może wzrosnąć do poziomu, który może spowodować, że Polska będzie mogła stać się największym producentem energii elektrycznej na Bałtyku. Polska ma korzystne warunki dla lokalizacji morskich elektrowni wiatrowych z uwagi na występowanie wiatrów o średniej prędkości około 9 m/s na wysokości 80 m, około 9,25 m/s na wysokości 100 m i 9,5 m/s na wysokości 125 m. Na wysokości 100 m średnia prędkość wiatru wynosi nierzadko ponad 9–9,5 m/s, liczba wietrznych godzin w roku sięga 7 000, a efektywność wytwarzania energii może sięgać ponad 40%. Czynnikami ograniczającymi może być wykorzystanie przestrzeni morskiej na inne cele, rodzaj podłoża, wykonywanie analiz geologiczno-inżynieryjnych dopiero na etapie przygotowywania projektu budowlanego, nachylenie dna i występowanie pewnych skrajnie niekorzystnych osadów, duża odległość od brzegu i głębokość wpływające na zwiększenie kosztów obsługi farm i inwestycji w przesył energii. Sytuacja ta powoduje konieczność zastosowania droższych rozwiązań technologicznych. Udział energii wiatrowej w krajowej produkcji energii elektrycznej według GUS przedstawia tabela 5.3.32.:

Tabela 5.3.32. Udział energii wiatrowej w krajowej produkcji energii elektrycznej.

Rok	Produkcja energii wiatrowej [GWh]	Całkowita produkcja energii elektrycznej w Polsce [GWh]
2011	3 204,5	163 153
2012	4 746,6	159 853
2013	6 003,8	162 501
2014	7 675,6	156 567
2015	10 858,4	161 772
2016	12 587,6	162 626

[62] Raport „Morska energetyka wiatrowa – analiza korzyści dla polskiej gospodarki oraz uwarunkowań rozwoju." Warszawa 2013.

Źródło: Opracowanie na podstawie danych zamieszczonych w publikacji: „Energia ze źródeł odnawialnych w 2015 r. GUS, Warszawa 2016, Załącznik nr 2, „Energia ze źródeł odnawialnych w 2016 r. GUS, Warszawa 2017, Załącznik nr 2 oraz Sprawozdań z Działalności Prezesa URE za lat od 2011-2016.

Morska turystyka wrakowa

Historia badań wraków bałtyckich obfituje w niezwykle ciekawe znaleziska. Szacuje się, że w wodach bałtyckich znajduje się kilkaset wraków pochodzących z okresu I i II wojny światowej. Według szacunków robionych jeszcze przed II wojną światową na odcinku od Szczecina do Mierzei Wiślanej spoczywać mogą nawet 2 tysiące wraków. Ze względu na niskie zasolenie i niewielką temperaturę wody Morza Bałtyckiego zapewniają warunki sprzyjające zachowaniu materiałów organicznych, a zwłaszcza drewna, które w większości mórz niszczone jest przez ślimaka Toredo Navalis. Dzięki opisanym warunkom w Morzu Bałtyckim można napotkać wraki, których kadłub nie uległ większym zniszczeniom.

Polskie wybrzeża Bałtyku również obfitują we wraki, które w większym stopniu, niż w innych miejscach na Bałtyku, są bardziej narażone na zniszczenie, ponieważ płaskie, piaszczyste dno umożliwia połów ryb poprzez trałowanie niszczące drewniane konstrukcje. Pomimo to odkrywane obiekty dostarczają bardzo cennych informacji. W Polsce znajduje się 65 zarejestrowanych stanowisk podwodnych i nie ma żadnego stanowiska chronionego. Główne centra nurkowe znajdują się na Helu, w Jastarni oraz Kuźnicy. W swojej ofercie mają one krótkie wyprawy na poznanie wraków okolic Gdańska. Ponadto na wybrzeżu środkowym nurkowe wyprawy pełnomorskie oferują porty Łeba, Darłowo i Kołobrzeg. Z uwagi na coraz większą popularność nurkowania, pomimo trudności wynikających z warunków naturalnych oraz ograniczeń prawnych, rozszerza się działalność związana z nurkowaniem i turystyką wrakową. Turystyka wrakowa zachęca do tworzenia złożonych, specjalistycznych miejsc turystycznych, angażujących zarówno jednostki pływające, bazy zlokalizowane w portach, jak i usługi portów (wyżywienie, noclegi).

W Polsce aktem prawnym regulującym nurkowanie na wrakach jest ustawa z dnia 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej. Nakłada ona na organizatorów wypraw nurkowych wymóg uzyskania pozwolenia dyrektora właściwego urzędu morskiego na przeszukanie wraków statków. Pozwolenie to musi zostać uzgodnione ze Strażą Graniczną oraz z Wojewódzkim Konserwatorem Zabytków, a statek przewożący uczestników wyprawy musi wypływać i wracać do portu polskiego. Ponadto istnieje obowiązek przekazania wszystkich przedmiotów wydobytych spod wody odpowiedniemu urzędowi morskiemu. Dyrektor Urzędu Morskiego w Gdyni wydał zarządzenie porządkowe nr 9 z dnia 23 maja 2006 r. w sprawie zakazu nurkowania na wrakach statków-mogiłach wojennych (Dz. Urz. Woj. Pomorskiego poz. 1277). W konsekwencji ustanowiona została strefa, w której obowiązuje zakaz prowadzenia wszelkiej działalności podwodnej wokół wraków statków „Wilhelm Gustloff" i „Goya", jako miejsca spoczynku ofiar wielkich katastrof morskich. Dodatkowo w 2010 r. Dyrektor Urzędu Morskiego w Słupsku w celu ochrony mienia wraku statku będącego mogiłą wojenną zakazał nurkowania w promieniu 500 m od pozycji wraku statku „General von Steuben" (zarządzenie porządkowe Dyrektora Urzędu Morskiego w Słupsku nr 1 z dnia 4 lutego 2010 r. w sprawie zakazu nurkowania na wraku statku – mogile wojennej (Dz. Urz. Woj. Pomorskiego poz. 1331). Do wraków będących znaleziskami archeologicznymi stosuje się stanowisko Konwencji Organizacji Narodów Zjednoczonych o prawie morza, co powoduje ograniczenie nurkowania na obiektach o charakterze archeologicznym i historycznym.

Szacuje się, że od kilku lat liczba osób zainteresowanych nurkowaniem corocznie wzrasta. Według informacji z 2016 r. nurkowanie w Polsce uprawia ok 75 tys. osób, a łączna liczba osób dotychczas przeszkolonych we wszystkich systemach nurkowych przekracza 150tys.[63]

Działalność militarna

Akweny militarne, w okresie objętym aktualizacją wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich ustanawiało rozporządzenie Ministra Obrony Narodowej z dnia 3 kwietnia 2014 r. w

[63]http://www.nurkopedia.pl/index.php/Historia_nurkowania_w_Polsce

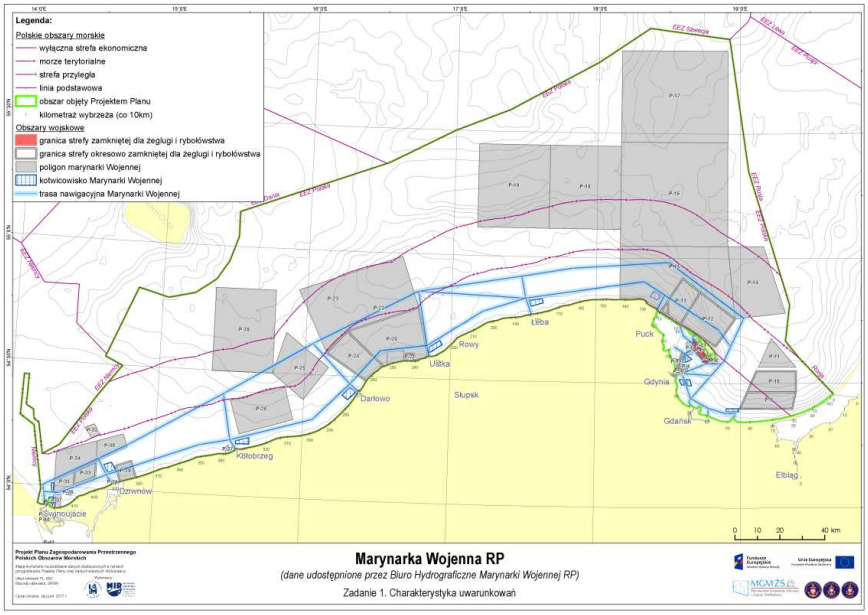
sprawie stref zamkniętych dla żeglugi i rybołówstwa na obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej (Dz. U. poz. 482).

Na obszarze Morza Bałtyckiego wytyczone są obszary działań wojskowych. W miejscach, gdzie prowadzone są okresowe ćwiczenia wojskowe, wprowadzany jest czasowy zakaz wykonywania żeglugi rekreacyjnej, cumowania, połowów, kotwiczenia oraz nurkowania. Działania wojskowe prowadzone są na obszarach, na których mogą być potencjalnie wyznaczone obszary chronione, szlaki żeglugowe, mogą być prowadzone połowy, działalność turystyczna i rekreacyjna, instalowane rurociągi i kable energetyczne oraz farmy wiatrowe. Plany ustanowienia nowych poligonów mogą znaleźć się w konflikcie z ochroną przyrody[64].

Siły morskie Rzeczypospolitej Polskiej, w skład których wchodzi: Marynarka Wojenna Rzeczypospolitej Polskiej wraz ze służbą hydrograficzną, morskie jednostki działań specjalnych, Morski Oddział Straży Granicznej, terenowe organy administracji morskiej, Morska Służba Poszukiwania i Ratownictwa, Służba Celna, Policja wodna, a także inne podmioty posiadające kompetencje w obszarze bezpieczeństwa morskiego, to ogół posiadanych przez Polskę sił i środków do prowadzenia polityki na morzu. Ich zakres działania i wpływ na ekosystem Morza Bałtyckiego zależny jest od sytuacji społeczno-gospodarczej kraju.

Na poniższych mapkach, udostępnionych przez MGMiŻŚ (przygotowanych w ramach „Projektu planu zagospodarowania przestrzennego POM"), przedstawiono:

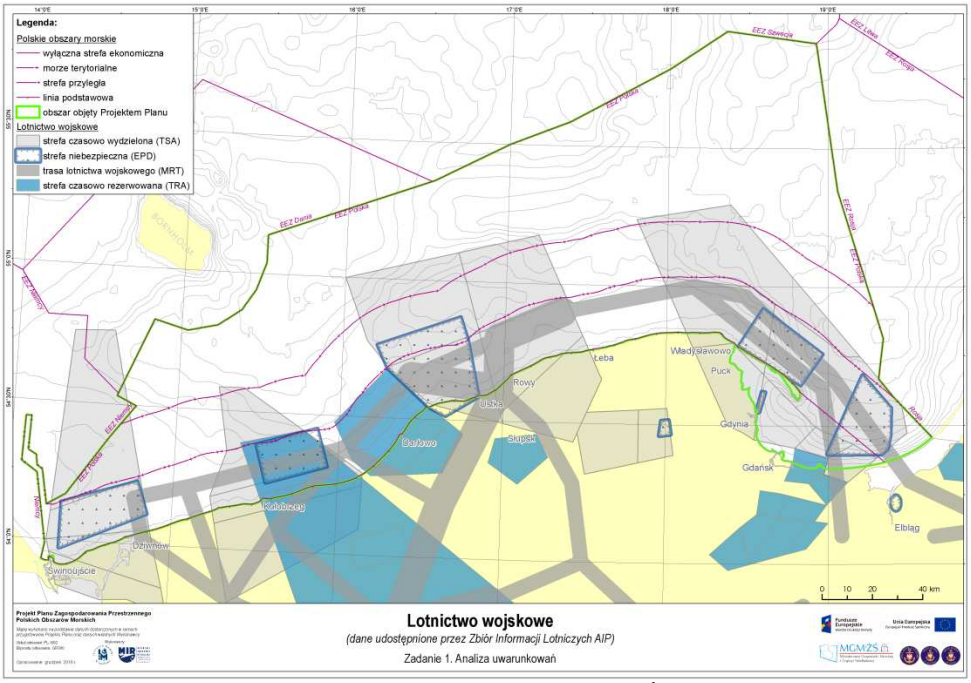
1) marynarkę wojenną Rzeczypospolitej Polskiej;
2) lotnictwo wojskowe;
3) strefy lotnisk cywilnych wraz z minimalnymi wysokościami.



Źródło: dane udostępnione przez Departament Gospodarki Morskiej MGMiŻŚ.

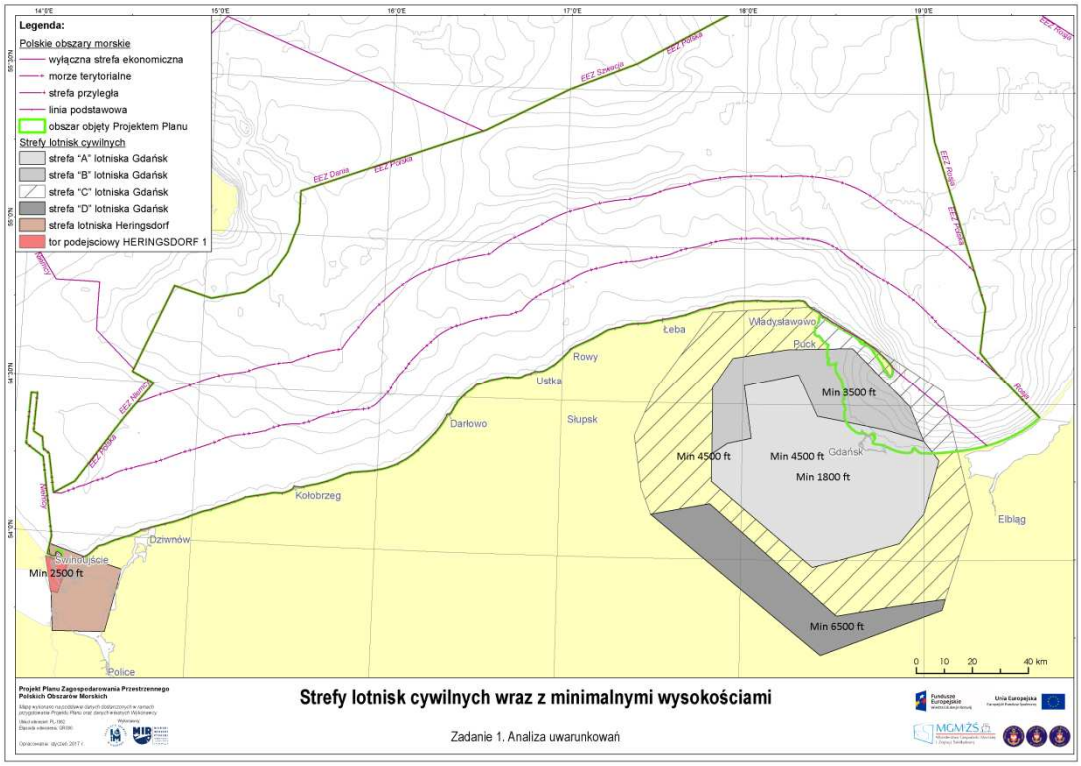
Rys. 5.3.3. Marynarka wojenna Rzeczypospolitej Polskiej.

[64] Przyszłość Morza Bałtyckiego – tendencje rozwojowe. Program WWF na rzecz ochrony Ekoregionu Bałtyku; Raport WWF 2011.



Źródło: dane udostępnione przez Departament Gospodarki Morskiej MGMiŻŚ.

Rys. 5.3.4. Lotnictwo wojskowe.



Źródło: dane udostępnione przez Departament Gospodarki Morskiej MGMiŻŚ.

Rys. 5.3.5. Strefy lotnisk cywilnych wraz z minimalnymi wysokościami.

Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne

Zgodnie z obowiązującymi przepisami w okresie obejmującym aktualizację wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, jednostki naukowe realizujące działania na rzecz polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej klasyfikowano jako:

1) instytuty naukowe Polskiej Akademii Nauk - art. 42 ustawy z dnia 30 kwietnia 2010 r. o Polskiej Akademii Nauk (Dz. U. z 2018 r. poz. 1475, z późn. zm.) - Instytut Oceanologii Polskiej Akademii Nauk w Sopocie;
2) instytuty badawcze - art. 1 ust. 1 ustawy z dnia 30 kwietnia 2010 r. o instytutach badawczych (Dz. U. z 2018 r. poz. 736, z późn. zm.) - Instytut Morski w Gdańsku, Morski Instytut Rybacki w Gdyni;
3) pozostałe jednostki naukowe, o których mowa w art. 2 pkt. 9 lit. f ustawy z dnia 30 kwietnia 2010 r. o zasadach finansowania nauki (Dz. U. z 2018 r. poz. 87).

Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne dotyczące Morza Bałtyckiego w Polsce realizowane są przede wszystkim przez wskazane niżej ośrodki:

1) Instytut Oceanologii Polskiej Akademii Nauk w Sopocie - prowadzący badania podstawowe środowiska morskiego, w szczególności na temat zjawisk i procesów w nim zachodzących; badania te dotyczą przede wszystkim roli oceanu w kształtowaniu klimatu i skutków zmian klimatu w morzach europejskich, zmienności naturalnej i antropogenicznej środowiska Morza Bałtyckiego, współczesnych zmian ekosystemów u brzegów mórz szelfowych oraz genetycznych i fizjologicznych mechanizmów funkcjonowania organizmów morskich, w tym zastosowania osiągnięć biotechnologii morskiej;
2) Instytut Morski w Gdańsku - prowadzący badania naukowe i prace rozwojowe związane głównie z akwenami morskimi i strefą brzegową, dotyczące przede wszystkim systemów ochrony brzegu morskiego, planowania przestrzennego, badania obszarów morza pod kątem możliwości budowy morskich farm wiatrowych, rozwoju korytarzy transportowych oraz badania siedlisk środowiska morskiego i zrównoważonego wykorzystania zasobów obszarów morskich;
3) Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy jest najstarszą placówką badań morza w Polsce, której celem jest dostarczanie niezależnej, obiektywnej i aktualnej wiedzy opartej na prowadzonych pracach naukowych i badawczo rozwojowych, wspierających zrównoważony ekonomicznie i bezpieczny dla środowiska rozwój rybołówstwa morskiego;
4) Państwowy Instytut Geologiczny - Państwowy Instytut Badawczy – jego podstawowa tematyka badawcza dotyczy budowy geologicznej i prognozy surowcowej POM, sporządzania map geologicznych dna akwenu, badania i monitoringu procesów erozji wybrzeża warunkowanych budową geologiczną, tworzenia i zarządzania bazami morskich danych geofizycznych i geologicznych; aktywność PIG-PIB dotyczy również problematyki międzynarodowej w dziedzinie geologii i surowców dna oceanicznego;
5) Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy - Oddział Morski w Gdyni, gdzie do podstawowych zadań Ośrodka Oceanografii i Monitoringu Atmosfery i Hydrosfery tego instytutu, wykonywanych w ramach działalności oceanograficznej w 2016 r., należała systematyczna rejestracja parametrów stanu środowiska morskiego oraz dostarczanie bieżących oraz prognozowanych informacji o stanie środowiska morskiego południowego Bałtyku;
6) Akademia Morska w Gdyni - kształcąca wysokokwalifikowanych specjalistów zgodnie ze strategią rozwoju szkolnictwa wyższego w Polsce, jak i założeniami polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej;
7) Akademia Morska w Szczecinie, gdzie na poszczególnych wydziałach prowadzi się kierunki i specjalności istotne z punktu widzenia gospodarki morskiej państwa;

8) Uniwersytet Gdański - wiodący uniwersytet polski prowadzący interdyscyplinarne badania związane z Morzem Bałtyckim oraz kształcącym kadry, niezbędne do realizacji polityki morskiej kraju;
9) Stacja Morska Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego (SMIOUG) - jedyna tego typu placówka w Polsce; wspiera potrzeby badawcze całego środowiska naukowego kraju i stanowi oparcie terenowe dla wszystkich grup badawczych pracujących w tym rejonie (zespołów akademickich różnych uczelni, instytutów branżowych oraz Polskiej Akademii Nauk); tworząc stację morską kierowano się głównie potrzebami badawczymi, jakie powstały w wyniku antropogenicznego procesu degradacji naturalnego środowiska rejonu Zatok: Gdańskiej i Puckiej oraz przybrzeżnej strefy morza. Położenie placówki w centralnym punkcie Zatoki Gdańskiej stwarza możliwości wykonywania badań w obrębie morza otwartego oraz jego strefy przybrzeżnej. Pozwala na śledzenie regionalnych procesów fizyko-chemicznych, biologicznych i geologicznych w strefie kontaktu wody z dnem, lądem i atmosferą oraz zjawisk zachodzących w toni morskiej; stacja morska jest szczególnie predestynowana do podejmowania badań, dotyczących funkcjonowania i ochrony życia Bałtyku w ramach wielostronnych zobowiązań badawczych (w tym międzynarodowych); uzupełnia możliwości badawcze instytutów, bada reakcje fauny i flory na zmienne warunki hydrologiczne (badania wpływu zanieczyszczeń na ich kondycję zdrowotną, wzrost i zdolności reprodukcyjne). Istnienie takiego systemu, który jest obecnie jedynym na południowym i wschodnim Bałtyku, pozwala na długookresowe przetrzymywanie żywego materiału badawczego dla różnych celów badawczych; w 1994 r. stacja morska została włączona do Europejskiej Sieci Morskich - Biologicznych Stacji Badawczych (MARS - Network); jest ona również placówką dydaktyczną;
10) Politechnika Gdańska, gdzie realizowane są prace naukowo-badawcze, jak również prowadzone badania i ekspertyzy zlecane przez otoczenie sektora okrętowego i obronnego;
11) Akademia Marynarki Wojennej im. Bohaterów Westerplatte w Gdyni, która posiada doświadczenie oraz możliwości badawcze do prowadzenia prac wpisujących się przede wszystkim w główne obszary techniki i technologii obronnych; badania realizowane w ramach działalności naukowo-badawczej Akademii i formułowane są tak, aby służyć kształtowaniu specjalności naukowej w powiązaniu z planami rozwoju sił Marynarki Wojennej RP oraz procesem technicznej modernizacji okrętów, uzbrojenia i sprzętu;
12) Uniwersytet Szczeciński, który kształci kadry dla przedsiębiorstw gospodarki morskiej, w tym dla podmiotów związanych z funkcjonowaniem transportu morskiego (np. przedsiębiorstw portowych, żeglugowych, spedycyjnych, agencyjnych, międzynarodowych operatorów logistycznych itp.);
13) Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, w którym w roku akademickim 2015/2016 przeprowadzono pierwszy nabór na nowy kierunek studiów „Chłodnictwo i Klimatyzacja", na którym oprócz wiedzy z zakresu przedmiotów kształcenia podstawowego, technicznego i inżynierskiego absolwent otrzymuje szczegółową wiedzę i umiejętności w zakresie budowy urządzeń oraz instalacji chłodniczych i klimatyzacyjnych, ich projektowania i eksploatacji, m.in.: chłodni lądowych, portowych, komór o różnym przeznaczeniu, kontenerów i samochodów-chłodni, obiektów klimatyzowanych, pomp ciepła; celem ogólnym kształcenia na kierunku jest zdobycie umiejętności projektowania lub doboru urządzeń chłodniczych o różnym przeznaczeniu, pomp ciepła i systemów klimatyzacji, znajomość ich budowy i wiedza o eksploatacji obiektów lądowych i morskich, ze szczególnym naciskiem na energooszczędność, odnawialne źródła energii i ochronę środowiska;
14) Państwowy Rejestr Statków S.A., którego celem jest pomoc w zapewnieniu technicznego bezpieczeństwa statków; realizowany jest przede wszystkim poprzez rozwijanie standardów bezpieczeństwa, a następnie nadzór nad ich wdrożeniem podczas budowy oraz utrzymaniem w czasie eksploatacji statku oraz prowadzone są prace badawcze nad zagadnieniami związanymi z bezpieczeństwem konstrukcji statku; w Państwowym Rejestrze Statków grupa inspektorów i naukowców systematycznie zajmuje się

rozwiązywaniem problemów naukowo-badawczych, tworzy narzędzia do przeprowadzania potrzebnych analiz i symulacji zachowania się statku, jego konstrukcji i wyposażenia w warunkach mających wpływ na bezpieczeństwo jednostki.

Poza ww. ośrodkami badania i projekt naukowe realizowane są również przez organizacje pozarządowe oraz organizacje międzynarodowe działające w regionie Morza Bałtyckiego lub zainteresowane ochroną środowiska Morza Bałtyckiego.

Morze Bałtyckie to bogactwo zarówno środowiskowe, jak i ekonomiczne. Wymaga ono przestrzegania zasad zrównoważonego użytkowania oraz współpracy międzynarodowej, która pozwala wypracowywać rozwiązania, wpływające na cały region, nie mając charakteru wyłącznie krajowego czy lokalnego. W takiej sytuacji należy prowadzić działania, w tym projekty, o charakterze badawczo-rozwojowym, planistycznym, a także realizować inwestycje. Uwzględniając ww. uwarunkowania, Polska bierze udział w projektach dotyczących obszaru Morza Bałtyckiego, realizowanych przede wszystkim w ramach HELCOM czy też Strategii UE dla Regionu Morza Bałtyckiego. Warto również wskazać, że na spotkaniu Komitetu Monitorującego Program Interreg Region Morza Bałtyckiego 2014-2020, które odbyło się w Helsinkach w maju 2017 r. zostało zatwierdzonych 39 projektów regularnych (w obszarach: innowacje, transport i zasoby naturalne) oraz 25 projektów seed money, które dotyczą i obejmują zagadnienia związane z obszarem Morza Bałtyckiego. W zatwierdzonych projektach zaangażowanych jest aż 65 polskich beneficjentów. Szczegółowa lista projektów zamieszczona jest na stronie internetowej: https://www.interreg-baltic.eu/fileadmin/user_upload/News/2017_all_news/2017.05_all/Interreg_BSR_2nd_call_projects_approved.pdf. Do II naboru regularnego (priorytety 1-3) zostało zgłoszonych 212 koncepcji projektowych, po pierwszym etapie w naborze zostało 75 projektów (z czego 71 zdecydowało się zgłosić pełną aplikację projektową). Z tego grona Komitet Monitorujący wybrał 39 projektów, które otrzymają dofinansowanie (ważne: część projektów przed podpisaniem umowy będzie musiała spełnić dodatkowe wymagania).

Poniżej przedstawiono niektóre projekty realizowane w 2016 r., a dotyczące Morza Bałtyckiego:

1) MARELITT Baltic – Reducing the impact of marine litter in the form of derelict fishing gear (DFG) on the Baltic Sea environment – realizowany przez WWF;
2) MARELITT – realizowany przez WWF i Akademię Morską w Szczecinie;
3) MARELITT Baltic - Ograniczenie wpływu śmieci morskich w postaci Porzuconych Narzędzi Połowowych (DFG) na środowisko naturalne Morza Bałtyckiego – realizowany przez Instytut Logistyki i Magazynowania;
4) Mediowanie zintegrowanych działań dla zrównoważonych usług ekosystemowych w zmieniającym się klimacie – MIRACLE– realizowany przez POMInnO Sp. z o.o.;
5) Transgraniczny rozwój i transfer innowacyjnych i zrównoważonych technologii akwakultury w obszarze Południowego Bałtyku – realizowany przez Uniwersytet Gdański;
6) Łagodzenie Skutków Wypadków w Portach Regionu Morza Bałtyckiego – realizowany przez Polskie Towarzystwo Bezpieczeństwa i Niezawodności;
7) ELMAR Seed - Promowanie produkcji i wykorzystania łodzi i statków elektrycznych w obszarze Południowego Bałtyku – realizowany przez Politechnikę Gdańską;
8) Rozwój sieci energetycznej na potrzeby morskiej energetyki wiatrowej – realizowany przez Instytut Morski w Gdańsku;
9) Ekonomiczne środki zapobiegawcze dotyczące zagrożeń na terenach przybrzeżnych– realizowany przez Instytut Morski w Gdańsku;
10) Zrównoważona żegluga i środowisko w Regionie Morza Bałtyckiego/Sustainable Shipping and Environment in the Baltic Sea region – SHEBA – realizowany przez Instytut Morski w Gdańsku;
11) Zapoczątkowanie wielkoskalowej hodowli omułka na Bałtyku (BBG) – realizowany przez Instytut Morski w Gdańsku;

12) Green Cruise Port - Zrównoważony rozwój punktów zawinięć statków wycieczkowych – realizowany przez Instytut Morski w Gdańsku;
13) Inwentaryzacja zasobów państw rejonu Morza Bałtyckiego możliwych do wykorzystania w ratownictwie podwodnym – realizowany przez Akademię Marynarki Wojennej;
14) Wsparcie procesu podejmowania decyzji dotyczących sposobu postępowania z zatopioną na dnie Bałtyku amunicją – realizowany przez Instytut Morski w Gdańsku;
15) Soils2Sea -Redukcja ładunków zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego wpływających do Bałtyku poprzez wody podziemne i powierzchniowe – realizowany przez Akademię Górniczo-Hutniczą;
16) Oddziaływanie środowiskowe żeglugi o niskiej emisji: pomiary i strategie modelowania – realizowany przez Akademię Morską w Szczecinie;
17) Wykorzystanie radarów nabrzeżnych dla celów monitorowania środowiska – HARDCORE – realizowany przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej- Państwowy Instytut Badawczy;
18) Zmiany bioróżnorodności - przyczyny, konsekwencje oraz implikacje dla zarządzania - BIO-C3 – realizowany przez Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy;
19) Wpływ warunków środowiska na tempo wzrostu wczesnych stadiów rozwojowych dorsza (Gadusmorhua L.) w Bałtyku Południowym – realizowany przez Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy;
20) Bezpieczeństwo i jakość żywności pochodzenia morskiego w aspekcie zagrożeń zoonotycznych i toksykologicznych: ocena ryzyka, monitoring i przeciwdziałanie – realizowany przez Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy;
21) Niezawodny i autonomiczny system monitorowania stanu technicznego konstrukcji morskich (RAMMS) – realizowany przez Instytut Maszyn Przepływowych im. Roberta Szewalskiego PAN;
22) Dobrobyt z Bałtyku - aplikacje łączące nauki przyrodnicze i ekonomię – BalticAPP – realizowany przez Uniwersytet Warszawski;
23) Opracowanie i wytworzenie opłacalnych czujników, zgodnych z aktualnymi wymogami polityki EU, gotowych do zastosowania w istniejących systemach obserwacji środowiska morskiego – realizowany przez Instytut Oceanografii Polskiej Akademii Nauk;
24) Nowe inicjatywy operacyjne na rzecz integracji europejskiej floty statków badawczych – realizowany przez Instytut Oceanografii Polskiej Akademii Nauk.

5.4. Analiza użytkowania wód morskich (Marine Water Accounting Approach)

Opis korzyści ekonomicznych dla sektorów wykorzystujących wody morskie

Za pomocą analizy użytkowania wód morskich podejmuje się próbę zebrania regionalnie porównywalnych danych o ekonomicznym znaczeniu użytkowania wód Morza Bałtyckiego oraz połączenia ich z oceną presji i oddziaływań. Presje i oddziaływania człowieka mogą być opisane przy pomocy wskaźników ekonomicznych, które pokazują ich ekonomiczne znaczenie.

Podejście sektorowe Marine Water Accounting powinno być oparte o dostępne dane statystyczne i obejmować rozpoznanie i, jeśli jest to możliwe, określenie korzyści ekonomicznych uzyskanych z sektorów ekonomicznych wykorzystujących wody morskie pod względem m.in. wielkości produkcji, przychodów, wyniku finansowego, wartości dodanej, liczby pracowników i ich wynagrodzenia, itp. Wytyczne Grupy Roboczej ds. Oceny społeczno-ekonomicznej, powołanej przy KE[65] zalecają uwzględnienie danych ekonomicznych opartych o następujące wskaźniki:

1) wielkość produkcji;
2) konsumpcję pośrednią (w cenach zakupu);
3) wartość dodaną brutto (w cenach rynkowych);
4) płace/wynagrodzenia;

[65] Working Group on Economic and Social Assessment Economic and Social Analysis for the Initial Assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A Guidance Document. Komisja Europejska, Bruksela 2010.

5) siłę roboczą/liczbę pracowników.

Dostępne wskaźniki ekonomiczne dla lat 2011-2016, publikowane przez krajową statystykę, zaprezentowano w poniższych tabelach. Przedstawione zostały podstawowe dane o podmiotach gospodarki narodowej, których podstawowa działalność kwalifikowana jest jako gospodarka morska. Podstawową działalność określono przy wykorzystaniu takich informacji jak: wartość dodana, przychody ze sprzedaży, zatrudnienie, działalność przewidziana w statucie jako podstawowa. Za podmioty gospodarki narodowej przyjmuje się jednostki prawne, tj. osoby prawne, jednostki organizacyjne niemające osobowości prawnej oraz osoby fizyczne prowadzące działalność gospodarczą.

Podmioty gospodarki morskiej są głównie zlokalizowane w województwach nadmorskich: pomorskim, warmińsko-mazurskim oraz zachodniopomorskim. Najwięcej podmiotów gospodarki morskiej zlokalizowanych jest w województwie pomorskim (52,7%).[66]

Tabela 5.4.1. Przychody z całokształtu działalności „gospodarka morska" na tle gospodarki krajowej.

	jednostki	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Przychody w gospodarce narodowej	mln zł	2 889 319,5	2 986 196,3	3 008 086,3	3 084 787,5	3 161 366,4	3 267 258,7
Przychody w „gospodarce morskiej"		24 894,2	27 325,7	29 216,1	32 660,5	34 354,5	43 314,2
Przychody w „gospodarce morskiej" jako odsetek przychodów ogółem	%	0,86%	0,91%	0,97%	1,06%	1,08%	1,33%

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tablica II, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, Tablica II, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tablica II.

Zestawienie przychodów z całokształtu działalności sektorów wykorzystujących wody morskie zawarta jest w poniższych tabelach.

Tabela 5.4.2. Przychody z całokształtu działalności dla analizowanych sektorów (mln zł).

WYSZCZEGÓLNIENIE		transport morski	porty morskie	przemysł stoczniowy	rybołówstwo morskie	morski przemysł wydobywczy	turystyka
Przychody z całokształtu działalności	2011	4 029,9	2 042,2	8 294,3	30,1	bd	bd
	2012	4 601,6	2 147,3	9 177,5	187,4	bd	bd
	2013	4 683,1	2 634,9	9 313,6	76,2	bd	bd
	2014	5 548,3	2 904,3	9 886,8	259,3	bd	bd
	2015	5 349,9	2 978,7	10 688,9	86,3	bd	bd
	2016	6 627,8	7 821,3	10 724,0	123,7	bd	225,6

[66] „Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016", GUS, Szczecin, 2017.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 3.1, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 3.1, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 3.1.

Tabela 5.4.3. Przychody z całokształtu działalności w przedmiotach gospodarki morskiej (mln zł).

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016
OGÓŁEM	24 894,2	27 325,7	29 216,1	32 660,5	34 354,5	43 314,2
Przeładunek, magazynowanie i przechowywanie towarów w portach morskich	1 496,1	1 640,6	2 120,2	2 319,9	2 401,8	7 208,6
Pozostała działalność wspomagająca transport morski	680,4	748,7	722,3	849,4	912,7	1 163,6
Działalność morskich agencji transportowych	2 403,7	2 702,7	2 886,2	3 332,1	3 400,5	4 171,8
Zarządy portów morskich	546,1	506,7	514,7	584,4	576,9	612,7
Morski i przybrzeżny transport wodny	945,8	1 150,2	1 074,6	1 366,8	1 036,7	1 292,4
Produkcja i naprawa statków i łodzi	8 294,3	9 177,5	9 313,6	9 886,8	10 688,9	10 724,0
Rybołówstwo w wodach morskich	30,1	187,4	76,2	259,3	86,3	123,7
Przetwarzanie i konserwowanie ryb i produktów rybołówstwa	7 122,4	7 674,8	8 686,6	9 337,0	10 045,5	12 258,1
Sprzedaż hurtowa i detaliczna ryb, skorupiaków i mięczaków	1 681,0	1 718,1	2 109,2	2 354,0	2 206,7	2 808,4
Prace badawczo-rozwojowe i edukacja morska	1 46,5	184,9	188	212,1	233,1	172,5

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 3.1, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 3.1, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 3.1.

Wyznaczenie wyraźnych granic geograficznych występowania podmiotów gospodarczych wykorzystujących wody morskie w swej działalności, jest niemożliwe dlatego w powyższym zestawieniu brak jest danych dla rolnictwa. Główna siedziba podmiotu może być zlokalizowana poza miejscem prowadzenia działalności.

Od 2016 r. GUS prezentuje dane ekonomiczne dla podmiotów gospodarki morskiej prowadzących działalność turystyczną. Dane te są wliczane do pozostałych rodzajów działalności.

Istotne znaczenie dla gospodarki morskiej mają duże podmioty o ustabilizowanej pozycji na rynku. Inwestycje w infrastrukturę oraz zróżnicowanie obsługiwanych ładunków powodują wzrost rangi polskich portów morskich na arenie międzynarodowej, zaś umożliwienie obsługi feederingowej poprawia ich konkurencyjność. Rybołówstwo bałtyckie opiera się zwykle na rodzinnych drobnych przedsiębiorstwach rybackich.[67]

Brak danych dotyczących przychodów z morskiego przemysłu wydobywczego wynika z różnych powodów. GUS nie kwalifikuje takiej działalności do gospodarki morskiej i nie prowadzi takiej sprawozdawczości. Wydobyciem węglowodorów zajmuje się spółka Lotos Petrobaltic należąca do grupy kapitałowej Lotos S.A. Ta ostatnia w swoich sprawozdaniach finansowych nie podaje danych dla poszczególnych spółek. Uzyskanie informacji dotyczącej spółki Lotos Petrobaltic również nie rozwiązuje problemu, gdyż spółka Lotos S. A posiada z kolei spółki zależne zajmujące się poszukiwaniem i wydobywaniem węglowodorów poza granicami kraju zarówno na

[67] „Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016", GUS, Szczecin, 2017.

obszarach morskich jak i lądowych. Informacje o przychodach LOTOS Petrobaltic są zatem powiększone o działalność spółek córek. Wydobyta ropa z Bałtyku ulega w całości przetworzeniu i zbyciu w rafinerii Grupy Kapitałowej. Stąd też, wobec takiej integracji pionowej trudno wydzielić oczekiwaną kategorię. Pojęcie całokształtu działalności dla Grupy Kapitałowej Lotos jest już zupełnie innym pojęciem nie mającym wiele wspólnego z gospodarką morską, gdyż ropa Bałtycka to zaledwie kilka procent ropy przerabianej przez rafinerie Grupy Kapitałowej.

Stąd też, wobec takiej integracji pionowej trudno wydzielić oczekiwaną kategorię. Pojęcie całokształtu działalności dla Grupy Kapitałowej Lotos jest już zupełnie innym pojęciem nie mającym wiele wspólnego z gospodarką morską, gdyż ropa Bałtycka to zaledwie kilka procent ropy przerabianej przez rafinerie Grupy Kapitałowej.

Płace/wynagrodzenie

Wynagrodzenia obejmują wypłaty pieniężne oraz wartość świadczeń w naturze lub ich ekwiwalenty, należne pracownikom z tytułu pracy. Składnikami wynagrodzeń są: wynagrodzenia osobowe, wypłaty z tytułu udziału w zysku i nadwyżki bilansowej w spółdzielniach, dodatkowe wynagrodzenia roczne dla pracowników jednostek sfery budżetowej, wynagrodzenia bezosobowe, wynagrodzenia agencyjno-prowizyjne, honoraria. Dane o wynagrodzeniach zaprezentowane zostały w ujęciu brutto, tj. łącznie z zaliczkami na poczet podatku dochodowego od osób fizycznych i łącznie ze składkami na ubezpieczenie emerytalne, rentowe i chorobowe, opłacanymi przez ubezpieczonych pracowników.

Kwoty przedstawione w poniższej tabeli nie są wykazywane przez GUS w dezagregacji na sekcje. Nie ma zatem sposobu przejścia do sektorów analizy. Ponadto, widoczne kwoty, nie obejmują wydobycia węglowodorów (wynagrodzenia w firmie Petrobaltic objęte są klauzulą niejawności). Brak jest także informacji dotyczących zatrudnienia związanego z zakwaterowaniem.

Tabela 5.4.4. Gospodarka morska w województwach nadmorskich.

Województwo	Województwo pomorskie						Województwo warmińsko-mazurskie						Województwo zachodniopomorskie					
ROK	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Podmioty gospodarki morskiej	5 807	6 404	6 398	6 565	7 594	9 186	230	262	348	388	471	694	2 783	2 919	3 022	3 079	3 453	4 205
% udział w liczbie podmiotów ogółem w województwie	2,2	2,4	2,4	2,4	2,7	3,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,6	1,3	1,3	1,4	1,4	1,6	1,9
Pracujący w gospodarce morskiej w tys.	38,8	40,8	41,7	45,7	47,2	51	1,8	1,8	1,9	2,1	2,4	3,1	22,5	23,2	24,6	22,7	23,7	25,4
% udział w liczbie pracujących ogółem w województwie	5,2	5,9	5,9	5,9	5,9	6,1	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	4,4	4,9	5,2	4,4	4,5	4,7
Przeciętne miesięczne wynagrodzenie brutto w gospodarce morskiej w zł	4 322,0	4 505,0	4 659,3	4 875,9	5 048,5	5 140,0	3 268,5	3 365,2	3 354,5	3 510,0	3 721,5	3 733,3	3 780,6	3 846,8	3 938,1	4 160,6	4 384,3	4 571,2
Nakłady inwestycyjne na gospodarkę morską w mln zł	782,8	1005,2	1057,8	1561,5	1892	1340,1	28,7	18,2	35,2	16,4	12	17,3	616,3	918,3	658	1635,7	594,7	197,5
% udział w nakładach inwestycyjnych ogółem w województwie	5,6	6,8	7,7	10,3	11,3	8,4	0,4	0,2	0,6	0,2	0,1	0,2	7	9,3	6,1	15,6	5,4	2,4
Wartość brutto środków trwałych w gospodarce morskiej w mln zł	10 108,4	10 812,0	11 403,8	12 639,5	13 998,5	15 749,2	196,5	211	243,7	241,7	256,1	288,6	4 473,3	4 343,1	4 250,8	5 226,9	5 923,4	4 661,7
% udział w wartości środków trwałych brutto ogółem	6,6	6,6	6,6	6,9	7,1	7,5	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	3,9	3,5	3,3	3,7	3,9	3
Udział % województwa w:																		
obrotach ładunkowych w portach morskich	63,2	63,9	65,9	66,5	67,7	67,6	0	0,3	0,4	0,5	0,3	0,2	36,6	35,8	33,6	33	32	32,2
przewozach żeglugą morską	8,2	8,9	10,7	13,4	14,5	11,3	_	_	_	_	_	_	89,1	89,5	87,8	84,8	83,2	86,4
połowach ryb morskich	73,9	69,3	70,9	72,5	71,8	72,1	1,1	1	0,8	1,6	1,4	1,1	25	29,7	28,3	25,9	26,9	26,8

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tablica III, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, Tablica III, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tablica III.

Tabela 5.4.5. Wynagrodzenie brutto w obszarze „gospodarka morska" (mln zł).

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Ogółem	3 327,4	3 454,2	3 601,1	3 889,4	4 077,3	4 945,6
Wynagrodzenia osobowe	3 080,3	3 176,3	3 318,6	3 600,8	3 792,0	4 371,2
Wypłaty z tytułu udziału w zysku i nadwyżce bilansowej w spółdzielniach	8,4	4,1	7,0	5,6	6,1	5,9
Wynagrodzenia bezosobowe	216,1	252,6	255,1	261,2	257,8	543,2
Dodatkowe wynagrodzenia roczne	8,1	7,9	8,1	8,2	8,3	9,1
Honoraria	14,5	13,3	12,3	13,6	12,7	16,2

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 1.13, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 1.13, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 1.13.

Tabela 5.4.6. Przeciętne miesięczne wynagrodzenie brutto w analizowanych sektorach w zł (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób).

WYSZCZEGÓLNIENIE		transport morski	porty morskie	przemysł stoczniowy	rybołówstwo morskie	morski przemysł wydobywczy	turystyka
Przeciętne miesięczne wynagrodzenie brutto	2011	5 493,1	4 491,9	4 448,6	2 805,4	bd	bd
	2012	5 657,6	4 593,3	4 590,6	3 441,4	bd	bd
	2013	5 804,3	4 752,9	4 789,0	3 369,0	bd	bd
	2014	5 936,7	4 914,1	5 070,0	3 708,4	bd	bd
	2015	6 120,6	5 049,2	5 440,5	2 950,7	bd	bd
	2016	6 267,4	5 476,5	5 397,4	3 265,0	bd	2 982,5

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 1.14, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 1.14, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 1.14.

Tabela 5.4.7. Przeciętne miesięczne wynagrodzenia brutto w podmiotach gospodarki morskiej (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób).

WYSZCZEGÓLNIENIE	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**
OGÓŁEM	4 019,7	4 175,0	4 301,7	4 510,9	4 673,2	4 801,9
Województwo pomorskie	bd	4 505,0	4 659,3	4 875,9	5 048,5	5 140,0
Województwo warmińsko-mazurskie	bd	3 365,2	3 354,6	3 510,0	3 721,5	3 733,3
Województwo zachodniopomorskie	bd	3 846,9	3 938,1	4 160,6	4 384,3	4 571,2
Przeładunek, magazynowanie i przechowywanie towarów w portach morskich	3 974,4	3 926,0	4 075,0	4 184,8	4 247,1	4 620,1
Pozostała działalność wspomagająca transport morski	5 418,7	5 532,4	5 293,1	5 407,2	5 731,9	6 212,4
Działalność morskich agencji transportowych	4 862,5	5 482,9	5 529,4	5 502,1	5 641,7	5 771,0
Zarządy portów morskich	5 009,3	5 260,6	5 430,8	5 643,5	5 851,2	6 332,8
Morski i przybrzeżny transport wodny	6 198,2	5 957,3	6 590,4	6 900,9	6 988,2	6 818,6
Produkcja i naprawa statków i łodzi	4 448,6	4 590,6	4 789,0	5 070,0	5 440,5	5 397,4
Rybołówstwo w wodach morskich	2 805,4	3 441,4	3 369,0	3 708,4	2 950,7	3 265,0
Przetwarzanie i konserwowanie ryb i produktów rybołówstwa	2 490,8	2 680,2	2 762,2	2 998,0	3 099,6	3 342,0

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Sprzedaż hurtowa i detaliczna ryb, skorupiaków i mięczaków	2 764,4	2 833,5	2 976,0	2 953,5	3 040,2	3 353,5
Prace badawczo-rozwojowe i edukacja morska	4 747,0	4 812,7	5 061,8	5 452,1	5 730,5	5 771,2
Urzędy morskie	3 875,5	3 888,4	3 930,3	3 985,0	4 053,7	4 288,1
Pozostałe rodzaje działalności	5 490,1	5 875,0	6 193,3	6 016,5	5 636,2	5 462,8

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 1.14, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 1.14, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 1.14, „Gospodarka morska w Polsce w latach 2012-2014, GUS" tablica 3 i „Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016, GUS" tablica 3.

Pracujący i zatrudnienie

Zatrudnieni to osoby zatrudnione na podstawie stosunku pracy na czas określony (w tym zatrudnione sezonowo i dorywczo) i nieokreślony, w pełnym i niepełnym wymiarze czasu pracy, pracownicy najemni w gospodarstwach indywidualnych w rolnictwie oraz nauczyciele w stanie nieczynnym lub przebywający na urlopach zdrowotnych. Pojęcie osób pracujących jest szersze. Określa się tym mianem osoby wykonujące pracę przynoszącą im zarobek (w formie wynagrodzenia za pracę) lub dochód. Są to zatem, nie tylko pracujący, ale również pracodawcy i pracujący na własny rachunek, osoby wykonujące pracę nakładczą, agenci, członkowie spółdzielni.

Tabela 5.4.8. Pracujący w analizowanych sektorach (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób).

WYSZCZEGÓLNIENIE		transport morski	porty morskie	przemysł stoczniowy	rybołówstwo morskie	morski przemysł wydobywczy	turystyka morska i przybrzeżna
Pracujący	2011	9 364	9 217	29 582	2 947	393	bd
	2012	9 962	8 866	30 693	2 794	389	bd
	2013	9 343	8 884	31 508	2 770	385	bd
	2014	9 680	9 213	32 343	2 507	432	bd
	2015	10 393	9 372	29 912	2 779	395	bd
	2016	12 846	10 142	32 610	3 314	378	1 177

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 1.2, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 1.2, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 1.2 oraz Sprawozdań Zarządu z działalności grupy kapitałowej LOTOS S.A. z lat 2011-2016.

Tabela 5.4.9. Pracujący w podmiotach gospodarki morskiej.

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016
OGÓŁEM	84 939	88 051	90 348	94 394	97 688	108 199
Przeładunek, magazynowanie i przechowywanie towarów w portach morskich	8 300	7 989	7 989	8 323	8 481	9 243
Pozostała działalność wspomagająca transport morski	2 170	2 261	2 310	2 268	2 813	3 059
Działalność morskich agencji transportowych	4 544	4 863	4 325	4 609	5 227	7 093
Zarządy portów morskich	917	877	895	890	891	899
Morski i przybrzeżny transport wodny	2 650	2 838	2 708	2 803	2 353	2 694
Produkcja i naprawa statków i łodzi	29 582	30 693	31 508	32 343	29 912	32 610
Rybołówstwo w wodach morskich	2 947	2 794	2 770	2 507	2 779	3 314
Przetwarzanie i konserwowanie ryb i produktów rybołówstwa	17 711	18 224	19 549	20 208	20 136	21 055
Sprzedaż hurtowa i detaliczna ryb, skorupiaków i mięczaków	5 820	5 994	6 780	7 460	7 427	8 925
Prace badawczo-rozwojowe i edukacja morska	3 430	4 160	4 178	4 335	4 360	4 356
Urzędy morskie	1 553	1 565	1 544	1 543	1 524	1 516
Pozostałe rodzaje działalności	5 315	5 793	5 792	7 105	11 785	13 435

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 1.2, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 1.2, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 1.2.

Finanse podmiotów gospodarki morskiej

Wyniki finansowe podmiotów gospodarki morskiej zaprezentowane zostały w dostosowaniu do obowiązujących przepisów o rachunkowości. Dane o finansach przedsiębiorstw gospodarki morskiej obejmują podmioty gospodarcze prowadzące księgi rachunkowe, w których liczba pracujących przekracza 9 osób.

Tabela 5.4.10. Wyniki finansowe w analizowanych sektorach.

Rok	transport morski			porty morskie			przemysł stoczniowy			rybołówstwo morskie		
	Wynik finansowy brutto	Zysk brutto	Strata brutto	Wynik finansowy brutto	Zysk brutto	Strata brutto	Wynik finansowy brutto	Zysk brutto	Strata brutto	Wynik finansowy brutto	Zysk brutto	Strata brutto
2011	80,0	181,0	101,0	148,6	201,4	52,8	526,2	602,8	76,7	-19,2	1,9	21,1
2012	251,1	266,6	15,6	207,3	264,1	56,8	473,0	624,5	151,5	34,1	34,1	–
2013	213,1	253,0	39,9	315,7	326,8	11,1	626,5	744,8	118,3	1,9	27,5	25,6
2014	324,4	346,5	22,0	343,2	351,7	8,4	621,7	745,9	124,1	21,6	30,1	8,5
2015	353,5	356,9	3,4	386,8	401,4	14,6	650,7	674,5	23,8	26,1	32,2	6,1
2016	484,9	513,0	28,1	389,0	411,1	22,1	362,6	442,2	79,6	36,0	36,1	0,1

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 3.3, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 3.3, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 3.3.

Identyfikacja i próba określenia ilościowego presji generowanych przez badane sektory

W Polsce za szacowanie emisji do powietrza, na mocy ustawy z dnia 17 lipca 2009 r. o systemie zarządzania emisjami gazów cieplarnianych i innych substancji (Dz. U. z 2018 r., poz, 1271, z późn. zm.), odpowiada KOBiZE. Realizacja zadań KOBIZE odbywa się w strukturze organizacyjnej IOŚ-PIB, a nadzór nad tym ośrodkiem sprawowany jest przez Ministra Środowiska. KOBIZE został powołany do wypełniania zobowiązań, wynikających m.in. z dyrektyw unijnych i z uczestnictwa w systemie handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych.

KOBiZE prowadzi krajową bazę, w której zbierane są dane o emisjach gazów cieplarnianych i innych substancji. Baza ta jest stale udoskonalanym narzędziem oferującym unikalne informacje o źródłach emisji wraz z lokalizacją źródeł i parametrami działania poszczególnych instalacji. Umożliwia ona tym samym uzyskanie dokładnych informacji opartych na rzeczywistych danych przekazywanych przez podmioty w ramach corocznej sprawozdawczości. KOBiZE wykonuje także zadania dotyczące m.in. przygotowywania projekcji emisji gazów cieplarnianych, określania metodyk szacowania wielkości emisji i wskaźników emisji oraz analiz dotyczących rozdziału uprawnień do emisji wśród uczestników EU ETS.

Z uwagi na zobowiązania międzynarodowe i krajowe w zakresie sprawozdawczości, ważnym aspektem pracy KOBiZE jest wykonywanie corocznych, krajowych inwentaryzacji emisji gazów cieplarnianych i innych substancji. W KOBiZE opracowywane są także analizy i raporty oraz zestawienia danych o emisjach na użytek administracji rządowej, samorządowej i zainteresowanych podmiotów.

Obecnie inwentaryzacja emisji zanieczyszczeń do powietrza jest sporządzana na potrzeby statystyki krajowej, wymagań UE i zobowiązań wobec organizacji międzynarodowych w ramach:

1) UE, Eurostatu i Europejskiej Agencji Środowiska;
2) Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie transgranicznego transportu zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości, (LRTAP), EKG ONZ i europejskiego programu EMEP.

Inwentaryzacja emisji w skali kraju obejmuje następujące zanieczyszczenia i ich grupy:

1) dwutlenek siarki, tlenki azotu, amoniak, tlenek węgla;
2) pył zawieszony;
3) metale ciężkie, niemetanowe lotne związki organiczne;
4) trwałe zanieczyszczenia organiczne (w tym dioksyny i furany, polichlorowane bifenyle, heksachlorobenzen, benzo(a)piren oraz trzy inne wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne).

Procedura wykonywania krajowej inwentaryzacji emisji obejmuje następujące zadania:

1) opracowanie zbiorów współczynników emisji dla każdej kategorii i podkategorii;
2) opracowanie zestawu danych o aktywnościach źródeł emisji;
3) wykonanie obliczeń i sporządzenie tabel wyników dla poszczególnych kategorii oraz tabel zbiorczych w formacie określonym przez EKG ONZ/EMEP.

Opracowanie zbiorów współczynników emisji dla każdej kategorii i podkategorii źródeł emisji zostało dokonane poprzez:

1) dobór współczynników emisji z krajowych źródeł danych;
2) dobór współczynników emisji ze źródeł EMEP/CORINAIR oraz innych publikowanych źródeł w przypadku braku danych krajowych.

Mając na względzie zakres kompetencji KOBIZE, jak również potrzebę uspójnienia metodyk, stosowanych modeli, danych i wyników prognoz iwpływu poszczególnych sektorów oraz rodzajów działalności na środowisko, w tym środowisko morskie, niezbędnym jest włączenie ewentualnych potrzeb szacowania wpływu generowanego przez zidentyfikowane sektory ekonomiczne wykorzystujące wody morskie np. emisji CO_2 do analiz wykonywanych przez KOBIZE.

Bazując na dostępnych danych, takich jak dotychczasowe analizy przygotowane przez KOBIZE raportowanych do KE, można przykładowo wskazać, że w 2013 r. i 2014 r. wielkości emisji według źródeł w układzie najnowszej klasyfikacji Nomenclature for Reporting2014, stosowanej w raportowaniu do Konwencji LRTAP i UE przedstawiały się następująco:

Tabela 5.4.11. Wielkości emisji w układzie najnowszej klasyfikacji Nomenclature for Reporting 2014 dla transportu morskiego.

National navigation (shipping) – kod 1A3dii						
Lata/substancja	Emisja NOx w [Gg]	Emisja CO w [Gg]	Emisja NMLZO w [Gg]	Emisja metali ciężkich: Cu w [Mg]	Emisja metali ciężkich: Ni w [Mg]	Emisja metali ciężkich: Zn w [Mg]
2013	0,213	0,095	0,049	0,003	0,003	0,004
2014	0,268	0,129	0,062	0,004	0,005	0,005

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych publikowanych przez KOBIZE.

Raport, z którego zaczerpnięto powyższe informacje, dostępny jest na stronie internetowej: http://www.kobize.pl/uploads/materialy/materialy_do_pobrania/krajowa_inwentaryzacja_emisji/Bilans_emisji_-_raport_podstawowy_2014.pdf.

Przykładowo, we wcześniejszych raportach przekazanych do KE szacowano np. emisje dla: 080402 Żegluga morska, olej napędowy. Dane za 2004 r. i 2005 r. wyglądają następująco:

Tabela 5.4.12. Szacunki emisji dla działalności 080402 w latach 2004 i 2005.

080402 Żegluga morska, olej napędowy, olej opałowy – kod 1A3dii			
Lata/substancja	Emisja SO_2w [Gg]	Emisja NO_xw [Gg]	Emisja NMLZO w [Gg]
2004	0,14	0,72	0,16
2005	0,09	0,05	0,16

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych publikowanych przez KOBIZE.

Raport, z którego zaczerpnięto powyższe informacje, dostępny jest na stronie internetowej: http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/nat_prog/poland_pl.pdf.

Szacuje się, że żegluga morska na Morzu Bałtyckim przyczynia się do 9% emisji tlenku azotu i 5% całkowitej emisji azotu do tego akwenu.

Ponadto warto wskazać, że w dniu 1 lipca 2015 r. weszło w życie rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2015/757 z dnia 29 kwietnia 2015 r. w sprawie monitorowania, raportowania i weryfikacji emisji dwutlenku węgla z transportu morskiego oraz zmiany dyrektywy 2009/16/WE (Dz. Urz. UE L 123 z 19.05.2015, str. 55, z późn. zm.). Zgodnie z tym rozporządzeniem mechanizmem monitorowania, raportowania i weryfikacji emisji dwutlenku węgla z transportu morskiego będą objęte emisje CO_2 pochodzące ze statków o pojemności brutto powyżej 5000 GT wykonujących rejsy z ostatniego portu zawinięcia do portu zawinięcia podlegającego jurysdykcji państwa członkowskiego UE oraz rejsów z portu zawinięcia podlegającego jurysdykcji państwa członkowskiego UE do następnego portu zawinięcia, jak i w obrębie portu zawinięcia podlegającego jurysdykcji państwa członkowskiego UE. Zgodnie z art. 2 ust. 2 ww. rozporządzenia mechanizm ten nie obejmuje swoim zakresem następujących rodzajów statków: okrętów wojennych, okrętów wojennych floty pomocniczej, statków rybackich lub statków do przetwórstwa ryb, drewnianych statków o prostej konstrukcji, statków o napędzie innym niż mechaniczny, statków rządowych wykorzystywanych do celów niekomercyjnych. W Polsce organem odpowiedzialnym za administrowanie systemem monitorowania, raportowania i weryfikacji emisji CO_2 z międzynarodowego transportu morskiego jest Polski Rejestr Statków S.A. (www.prs.pl). Polski Rejestr Statków S.A. będzie pełnił rolę weryfikatora, realizując zadania polegające na:

1) sprawdzaniu planów monitorowania;
2) weryfikacji raportów rocznych dotyczących emisji CO_2;
3) uczestnictwu w kontaktach z właścicielami i operatorami statków pływających pod polską banderą;

4) wystawianiu wymaganych dokumentów zgodności.

W zakresie emisji substancji zanieczyszczających odprowadzanych do wód morskich, takie szacunki wykonywane są np. dla substancji biogennych w ramach prac HELCOM[68] (projekt PLC). Obecnie planowana jest kolejna, siódma, aktualizacja PLC. Celem projektu będzie wykonanie bilansu ładunków zanieczyszczeń trafiających rzekami oraz z obszarów bezpośredniego spływu do Morza Bałtyckiego. Zadanie będzie polegało na wykonaniu oceny wielkości zrzutów zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł punktowych i obszarowych odprowadzanych rzekami z obszaru Polski oraz z obszarów bezpośredniego spływu wód do Bałtyku. W ramach siódmej aktualizacji PLC dla obszaru Polski planowane jest przeprowadzenie obliczenia ładunków odprowadzanych do Morza Bałtyckiego pochodzących z następujących źródeł:

1) rozproszonych (rolnictwo, depozycja atmosferyczna na śródlądowe wody powierzchniowe, rozproszona zabudowa mieszkalna, obszary leśne, trwałe nieużytki i tereny o zagospodarowaniu zbliżonym do naturalnego, zrzuty wód deszczowych);
2) punktowych (komunalne oczyszczalnie ścieków, przemysłowe punktowe źródła zanieczyszczeń, ośrodki hodowli ryb);
3) transgranicznych (ładunki zanieczyszczeń dopływające do Polski, a także odpływające zagranicę).

Głównym zadaniem przewidzianym w programie prac dla potrzeb realizacji siódmej aktualizacji PLC jest dokonanie podziału ładunku azotu ogólnego i fosforu ogólnego odprowadzanych rzekami do Morza Bałtyckiego ze względu na źródło jego pochodzenia. Ponadto, w ramach PLC analizowany jest wpływ wybranych substancji niebezpiecznych na stan Morza Bałtyckiego.

W kontekście emisji do wód z sektora komunalnego, czy też rolnictwa, mając na względzie cechę oceny presji D5 tj. eutrofizację, mają znaczenie wielkości zrzutów ładunków azotu i fosforu do wód Morza Bałtyckiego. Zestawienie dostępnych danych GUS zawarte zostało w tabeli 5.3.9.

Podsumowując, opierając się o realizowane obecnie prace i analizy brak jest kompleksowych i spójnych danych w zakresie informacji o ilościowym wpływie opisanych w rozdziale 3 sektorów ekonomicznych wykorzystujących wody morskie.

5.5. Analiza użytkowania wód morskich (Ecosystem Services Approach)

Pojęcie „ecosystem services" w literaturze polskojęzycznej ma wiele tłumaczeń. Cześć badaczy używa terminu świadczenia ekosystemów, świadczenia ekosystemowe lub świadczenia krajobrazowe, część usługi ekosystemów, usługi ekosystemowe, usługi środowiska czy usługi krajobrazowe. Jeszcze inni nie dokonując różnicowania stosują te terminy zamiennie. Argumentem za stosowaniem pojęcia „świadczenia ekosystemowe" jest szerszy zakres treściowy tego pojęcia. Zawiera ono bowiem w sobie nie tylko usługi, ale również dobra, które pozyskuje się dzięki funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego (ang. ecosystemgoods and services = ecosystem services). W odróżnieniu od określenia „usługi", pojęcie „świadczenia" nie sugeruje równoprawności usługodawcy i usługobiorcy, o której w relacjach człowieka z ekosystemami nie może być mowy. Świadczenia ekosystemowe nie są wynikiem działania układów przyrodniczych na zamówienie człowieka, a taką myśl może sugerować użycie terminu „usługi". W urzędowym tłumaczeniu dokumentów unijnych poruszających tematykę „ecosystem services" przyjęto polskojęzyczny termin „usługi ekosystemów" (np. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów: Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny – unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r., KOM(2011)244 wersja ostateczna, KE, Bruksela 2011 r.). W ekspertyzie słowo „usługi ekosystemowe" traktowane są jako synonim „świadczeń ekosystemowych".

W praktyce istnieje kilka podejść do analizy użytkowania wód morskich. Należy do nich między innymi podejście sektorowe (Marine Water Accounting Approach) oraz, w przypadku

[68] http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/pollution-load-compilations

szacowania wartości nierynkowych, podejście usług ekosystemowych (Ecosystem Services Approach). Podstawową różnicą pomiędzy ww. podejściami jest punkt wyjścia do analiz oraz poziom ambicji, a tym samym wymogi co do niezbędnych danych. Podejście usług ekosystemowych rozpoczyna się od identyfikacji usługi ekosystemu morskiego, w odróżnieniu od podejścia sektorowego, które ma swój punkt wyjścia w sektorach gospodarczych korzystających z wód morskich.

Identyfikacja świadczeń ekosystemowych na obszarach morskich, przy wykorzystaniu analiz stanu i analiz presji i oddziaływań

Wszystkie ekosystemy, łącznie z ekosystemami morskimi, przez stulecia były naruszane działalnością człowieka i wszystkie podlegają zarówno krótkoterminowym naturalnym zmianom, jak i długoterminowej ewolucji. Podejście ekosystemowe, ukierunkowane jest na zarządzanie działalnością człowieka, mającą wpływ na środowisko morskie i jego formy życia. To podejście uznaje, że człowiek jest częścią ekosystemu i dąży, aby oba czynniki: ekonomiczna działalność, jak i podtrzymujące ją środowisko, były trwałe w kategoriach możliwości neutralizowania stresów.

Termin „usługi ekosystemowe" oznacza zatem zestaw wytworów oraz funkcji ekosystemu, które są przydatne dla ludzi. Wytwory obejmują dobra materialne bezpośrednio wykorzystywane. Natomiast przydatne funkcje obejmują m.in. funkcje podtrzymujące możliwość życia (np. funkcje oczyszczające) oraz podnoszące jego jakość (np. walory estetyczne i dobra kulturowe). Ujmując to w kategoriach ekonomicznych – ponieważ koncepcja wywodzi się z ekonomii środowiskowej – można postrzegać przyrodę jako stronę podażową, a użytkownika, czyli człowieka, jako stronę popytową. Jak zauważa wielu autorów koncepcja usług (świadczeń) ekosystemowych jest doskonałym narzędziem do informowania społeczności lokalnych i polityków o zależnościach człowieka od przyrody i o potrzebie rozwoju zrównoważonego.

Zasoby i walory środowiska przyrodniczego, określane mianem kapitału naturalnego, stanowią jedną z podstaw rozwoju cywilizacyjnego człowieka. Wzorcowe użytkowanie tych dóbr powinno zatem zaspokajać potrzeby obecnego pokolenia, uwzględniając przy tym potrzeby następnych generacji. Stanowi to fundament zrównoważonego rozwoju, harmonizującego sfery: przyrodniczą, ekonomiczną i społeczną w celu zapewnienia wysokiej jakości życia. Niezbędne w tym zakresie jest podejmowanie właściwych decyzji dotyczących korzystania ze środowiska na każdym szczeblu zarządzania, w oparciu o ilościowe i jakościowe rozpoznanie korzyści czerpanych przez człowieka z funkcjonowania układów przyrodniczych. Podejście oparte na identyfikacji usług ekosystemowych powinno być wykorzystywane w przypadku szacowania wartości nierynkowych takich jak np. rekreacja i jej koszty. W analizach należy mieć na względzie fakt, że korzyści osiągnięte z jednego świadczenia ekosystemowego mogą mieć związek z innymi świadczeniami ekosystemowymi i przez to wpływ na jedno świadczenie może spowodować zmniejszenie korzyści z innego. Świadczenia mogą się uzupełniać, ale mogą również się wykluczać. Identyfikacja usług ekosystemowych powinna uwzględniać wyniki analiz stanu wód oraz presji i ich oddziaływań oraz odnosić się do cech (deskryptorów) środowiska zawartych w załączniku I RDSM.

Warto również zwrócić uwagę na to o czym piszą autorzy publikacji „Coastal eutrophication research: a new awareness"[69], gdzie wyraźnie podkreślają, że przy ustalaniu celów nakierowanych na przywrócenie dobrego ekologicznego stanu środowiska należy koncentrować się na zabezpieczeniu świadczeń ekosystemowych „ecosystem services", a nie na warunkach środowiskowych z przeszłości. Autorzy ci są zdania, że zmiany klimatyczne, zmiany demograficzne itp. mogą mieć fundamentalny wpływ na funkcjonowanie ekosystemów, tworząc tym samym warunki bazowe, które będą kompletnie inne od „wartości referencyjnych" (czyli niezakłóconych przez działalność człowieka). Oznacza to, że należy zachować podejście racjonalne, aby nie powodować negatywnych skutków dla sektorów oraz ich „usług". Obecnie przyjmuje się, że najbardziej prawdopodobnym jest scenariusz zakładający opóźnienie w czasie

[69] „Coastal eutrophication research: a new awareness" Duarte, C.M., 2009. Hydrobiologia, 629: 263-269 oraz Return to Neverland: Shifting baselines affect eutrophication restoration targets. Estuar. Coast., 32: 29–36 Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J., Sanchez-Camacho, M., 2009.

efektu zmniejszenia dynamiki eutrofizacji w wyniku mechanizmów retencji związanych z magazynowaniem substancji biogennych (w osadach dennych czy biomasie), a także w wyniku zmiany reżimu funkcjonowania systemu, pociągającego za sobą nie tylko zmiany parametrów fizykochemicznych, ale również składu gatunkowego organizmów zasiedlających dany ekosystem.

Podejście ekosystemowe, które wymaga międzysektorowego i zrównoważonego zarządzania działaniami człowieka, i którego celem jest osiągnięcie dobrego stanu ekosystemu Morza Bałtyckiego, według HELCOM, jest nadrzędną zasadą planowania zagospodarowania przestrzennego obszarów morskich. Zrównoważone zarządzanie oznacza godzenie interesów gospodarczych, społecznych i środowiskowych. Planowanie zagospodarowania przestrzennego obszarów morskich jest działaniem promowanym i zalecanym w RDSM. RDSM nakłada na kraje członkowskie obowiązek osiągnięcia dobrego stanu środowiska morskiego (GES) do 2020 r., stosowania podejścia ekosystemowego i zagwarantowania, że presja wywierana przez działalność człowieka nie uniemożliwia osiągnięcia dobrego stanu środowiska, który 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". Warunkiem sporządzenia właściwych analiz i ocen jest zebranie i analiza informacji o walorach przyrodniczych danego akwenu w celu wyznaczenia miejsc najcenniejszych, ale także wrażliwych na wszelkiego rodzaju ingerencje człowieka, przy czym waloryzacja przestrzeni morskiej pod kątem poszczególnych elementów środowiska obejmuje zarówno kryteria ilościowe, jak i jakościowe. Do kryteriów ilościowych można zaliczyć: liczebność, biomasę gatunków (np. wysoka koncentracja zimujących ptaków wodnych), bogactwo gatunkowe (różnorodność biologiczna). Kryteria jakościowe to: rzadkość występowania gatunku/siedliska (unikatowość), naturalność (stopień zachowania zespołu/siedliska w stanie nienaruszonym), obecność gatunku/siedliska chronionego, istotność gatunku/siedliska dla przebiegu procesów ekologicznych. Przykładowo główne zagrożenia dla ichtiofauny związane z inwestycjami na morzu, transportem morskim oraz eksploatacją zasobów ichtiofauny to: skażenia wód morskich ropą naftową, chemikaliami, substancjami radioaktywnymi; eksploatacja kruszyw, ropy naftowej, gazu; budowa konstrukcji morskich; eksploatacja i rozbudowa portów; rybołówstwo; zablokowanie tras migracyjnych ryb dwuśrodowiskowych poprzez zabudowę lub zamulenie ujść rzecznych.

Do zagadnień problemowych należy ciągle pomiar wartości świadczeń ekosystemów. Świadczenia ekosystemów do celów zarządzania warto kwantyfikować od skali pojedynczego gospodarstwa, poprzez gminę i region do państwa i UE. Badania nad świadczeniami ekosystemów pociągają za sobą realizację dwóch ogólnych kierunków działań: biofizycznego, związanego z naukami przyrodniczymi, mającego na celu ochronę przyrody i dostarczanych świadczeń ekosystemów istotnych dla dobrobytu człowieka, oraz ekonomicznego, związanego z ilościowym pomiarem wartości świadczeń na potrzeby procesów decyzyjnych uzasadniającym podejmowanie interwencji ukierunkowanych na ochronę przyrody.

Identyfikacja oraz próba szacunku ilościowego korzyści osiągniętych usług ekosystemowych przy wykorzystaniu metod szacowania właściwych dla dóbr rynkowych i nierynkowych

Ekosystemy dostarczają podstawowe usługi dla ludzi. Wpływ ludzi na ekosystemy morskie powinien być regulowany, w celu zapobieżenia stratom dla populacji i działalności gospodarczej, które zależne są od dobrego stanu Morza Bałtyckiego. Konwencja o Różnorodności Biologicznej wskazuje, że „Podejście ekosystemowe jest strategią zintegrowanego zarządzania lądowymi, morskimi i żywymi zasobami, która w sposób sprawiedliwy promuje ich ochronę i zrównoważoną eksploatację".

Przegląd korzyści wynikających ze świadczeń ekosystemowych w poszczególnych, analizowanych sektorach zestawia poniższa tabela.

Tabela 5.5.1. Przegląd hipotetycznych korzyści ze świadczeń ekosystemowych dla analizowanych sektorów.

Sektor	Potencjalne korzyści ekosystemowe
żegluga morska	Woda wykorzystywana jest jako środek transportu, jakość nie wpływa na poziom korzyści, samo jej istnienie warunkuje jednak prowadzenie działalności
porty morskie	
przemysł stoczniowy / stocznie	
rolnictwo	Brak
morski przemysł wydobywczy	Eksploatowane zasoby pod dnem morskim
rybołówstwo morskie	Poławiane gatunki
turystyka i rekreacja morska	Potencjał rekreacyjny, generujący popyt na turystykę i rekreację
działalność militarna	Brak
Inne – morska energetyka wiatrowa off shore	Potencjalne zasoby energetyczne

Źródło: Opracowanie własne.

Ocena korzyści w podziale na poszczególne sektory, zawarta została w rozdziale 5.4. W obecnym rozdziale uwaga będzie skoncentrowana na próbie oceny turystyki i rekreacji. Do oszacowań wykorzystano dane i materiał metodyczny wykorzystany w projekcie HELCOM HOLAS II[70] oraz dokument źródłowy[71] na podstawie którego bazowano w ww. projekcie.

Analiza nadwyżki konsumenta związanej z podróżami nad Bałtyk

Nadwyżka konsumenta jest to różnica pomiędzy kwotą, jaką nabywca jest skłonny zapłacić za określoną ilość dobra, a kwotą jaką musi rzeczywiście zapłacić. Jest ona miarą korzyści czerpanej z konsumpcji danej ilości dobra. Na pierwszym etapie analizy wykorzystano założenia z materiałów metodycznych oraz dokumentów źródłowych:

1) Nadwyżka konsumenta wynikająca z podróży nad Bałtyk (według M. Czajkowski i In., tab. 3): 71,51 €/podróż na osobę;
2) Założenie dotyczące populacji podróżującej: wiek powyżej 18 (według M. Czajkowski i In.);
3) Ilość podróży nad Bałtyk na dorosłego obywatela (według M. Czajkowski i in.): 1,1195 rocznie.
4) Zestawienie danych do obliczenia strumieni korzyści (nadwyżki konsumenta) za lata 2012-2015.

Tabela 5.5.2. Obliczenie strumieni nadwyżki konsumenta według metodyki Helcom HOLAS II.

Cecha	jednostka	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Ludność ogółem(1)	tys. os.	38 525,7	38 533,8	38502,4	38 478,6	38 437,2	38 426,8
Ludność od 18 roku(2)	tys. os.	31 333,7	31 426,7	31473,3	31 535,7	31 535,5	31 532,0
Nadwyżka konsumenta (3)	€/podr./os.	71,51					
Statystyczna liczba podróży (4)	podr./os./rok	1,1195					
Nadwyżka konsumenta – krajowa (5)	mln €/rok	2 508,4	2 515,9	2 519,6	2 524,6	2 524,6	2 524,3

(1),(2) Według GUS dla roku 2016 „Rocznik demograficzny 2017", tablica 14, „Rocznik demograficzny 2016" tablica 14, dla lat 2015 i 2014 „Rocznik demograficzny 2016", tablica 14, dla lat 2013 i 2012, "Rocznik demograficzny 2014", tablica 14, dla roku 2011 „Rocznik demograficzny 2012", tablica 14.

[70] ECONOMIC AND SOCIAL ANALYSES IN THE BALTIC SEA REGION-Supplementary Report to the First Version of the HELCOM 'Stateof the Baltic Sea' report 2017.

[71] Czajkowski M. i inn. Valuing the commons: An international study on the recreational benefits of the Baltic Sea. Journal of Environmental Management 156 (2015) str. 209-217.

(3), (4) Według. Czajkowski M. i inn. Valuing the commons: An international study on the recreational benefits of the Baltic Sea. Journal of Environmental Management 156 (2015) str. 209-217 wartość pochodzi z tabeli 3.
(5) Jako iloczyn ludności 18+, liczby podróży i jednostkowej nadwyżki.
Źródło: Obliczenia własne na podstawie danych i założeń wyspecyfikowanych powyżej tabeli.

Badanie korzyści rekreacyjnych z podróży nad Morze Bałtyckie były przeprowadzone na podstawie wywiadów ankietowych przeprowadzonych w 2010 r. we wszystkich krajach nadbałtyckich. Łącznie zebrano 9 127 ankiet, po około 100 w każdym z krajów. Pytano w nich respondentów między innymi o liczbę wycieczek rekreacyjnych nad Morze Bałtyckie, które odbyli w ciągu ostatnich 12 miesięcy. Statystyczna liczba podróży nad Bałtyk przeciętnego Polaka została oszacowana na 1,1195 rocznie. Przyjęto założenie, że całoroczne wyjazdy rekreacyjne mają związek z jakością Bałtyku oraz, że nadwyżka konsumenta jest równa kosztowi podróży. Sposób szacowania kosztu dojazdu. Na podstawie wywiadów ankietowych oszacowano koszt dojazdu, a także ustalono dystans podróży na 461,2 km i czas podróży na 7,93h. Założono również, że wszyscy podróżują samochodami. Wycena kosztów podróży składała się z wartości czasu poświęconego na podróż oraz tzw. kilometrówki (kosztu podróży ustalanego przez ministra ds. infrastruktury do celów podatkowych). Stawka jednostkowa w Polsce nie była zmieniana od 2007 r.[72] Koszt podróży ustalono jako iloczyn dystansu i stawki kilometrowej powiększony o wartość czasu jednej osoby. Wskaźnik 71,51 €/os. otrzymano dzieląc tak obliczony koszt (według M. Czajkowski i in., tab. 1) przez statystyczną liczebność gospodarstwa domowego w Polsce (2,6 osoby), mimo, że liczebność podróżującej rodziny wypadła według badań wyższa 3,3 osoby Biorąc pod uwagę, że nad morze jeździ się w dużej mierze z dziećmi - wartość z badań ankietowych (3,3 osoby) wydaje się być poprawna. Tak oszacowany strumień nadwyżki wydaje się być relatywnie stały w czasie i oscyluje wokół 2,5 mld €.

Identyfikacja wskaźników i presji wywierających wpływ na świadczenia ekosystemowe

Analizowane sektory gospodarki, w różnorodny sposób oddziałują na środowisko Morza Bałtyckiego, należy jednak zauważyć, że wpływ ten jest uzależniony od rodzaju i sposobu funkcjonowania danego sektora. Dodatkowo istotne są także korelacje między sektorami, które mogą pogłębiać negatywny wpływ na środowisko morskie. Ważna jest więc analiza stanu zgodności lub konfliktu między poszczególnymi sektorami gospodarki morskiej, które w zależności od sytuacji mogą współistnieć na tym samym obszarze. W innych przypadkach pojawiać może się sytuacja odwrotna, gdzie sektory nie mogą zajmować i wykorzystywać tego samego obszaru ze względu na wzajemne ograniczenia, jakie na siebie nakładają.

W poniższej tabeli rozpisano te działalności/sektory, które są istotne w Polsce, wywierają znaczące presje na stan wód Morza Bałtyckiego, osiągają znaczące korzyści z użytkowania wód morskich lub ich działalność w znaczący sposób zależy od tych wód. Uznano, że sektory/działalności o znaczącej presji na stan wód Morza Bałtyckiego lub zależne od tych wód lub mogące oddziaływać na stan wód Morza Bałtyckiego to: żegluga morska, porty morskie, przemysł stoczniowy, rybołówstwo morskie, morski przemysł wydobywczy, turystyka i rekreacja, rolnictwo oraz sektor komunalny.

Tabela 5.5.3. Sposoby użytkowania lub sektor lub działalność człowieka w środowisku morskim mające wpływ na środowisko Morza Bałtyckiego lub których funkcjonowanie jest zależne od stanu wód Morza Bałtyckiego lub które mogą wpływać na stan wód Morza Bałtyckiego.

Działalność/sektor	Czy działalność/sektor wywiera znaczącą presję na środowisko morskie (Tak/Nie)	Czy działalność/sektor jest w znaczący sposób zależny od stanu wód morskich (Tak/Nie)	Czy działalność/sektor może wpłynąć na stan wód morskich (Tak/Nie)
Żegluga morska	Tak	Tak	Tak
Porty morskie	Tak	Nie	Tak

[72] 0,8358 zł/km dla samochodów powyżej 900 cm^3 pojemności silnika.

Przemysł stoczniowy	Tak	Nie	Tak
Rybołówstwo morskie	Tak	Tak	Tak
Turystyka i rekreacja	Tak	Tak	Tak
Morski przemysł wydobywczy	Tak	Nie	Tak
Rolnictwo	Tak	Nie	Tak
Sektor komunalny	Tak	Nie	Tak

Źródło: Opracowanie własne na podstawie obowiązujących w Polsce dokumentów planistycznych.

Obszary przybrzeżne oraz zlewnie rzek, które są bezpośrednio powiązane Morzem Bałtyckim mogą mieć wpływ na cały ekosystem. Porty i sektory przemysłu morskiego wykorzystują szlaki morskie oraz infrastrukturę na morzu, natomiast wybrzeża przyciągają, szczególnie w sezonie letnim, dużą liczbę turystów.

Jednym z najbardziej intensywnie rozwijających się sektorów wykorzystujących przestrzeń morską jest transport morski. Obecnie żegluga na Morzu Bałtyckim jest jedną z najbardziej intensywnych na świecie. Realizacja przewozów towarowych, jak i pasażerskich transportem morskim stanowi duże zagrożenie dla równowagi ekosystemu Bałtyku. Wody morskie zanieczyszczane są między innymi takimi substancjami jak: ropa naftowa i jej produkty, ścieki komunalne i przemysłowe odprowadzane zarówno z lądu jak i statków do morza, chemikalia przedostające się do morza podczas operacji przeładunkowych lub podczas awarii. Szkodliwość dla wód morskich ropy naftowej i jej produktów wynika z jej właściwości utrzymywania się przez długi czas na powierzchni wody ograniczając dostęp tlenu i światła do toni morskiej i hamując tym samym zachodzące w niej procesy biologiczne.

Natężenie ruchu statków jest największe na najczęściej uczęszczanych szlakach żeglugowych oraz w strefach wód przybrzeżnych. Wiąże się to z emisją do powietrza związków pochodzących ze spalania paliw. Podczas postoju statku w porcie oraz podczas manewrów, urządzeniami emitującymi związki toksyczne do atmosfery są najczęściej silniki agregatów prądotwórczych oraz pomocnicze kotły. Innym źródłem zanieczyszczenia morza jest woda balastowa, w której może znajdować się około 1,0% ropy. Zagrożeniem dla środowiska morskiego są także wypadki, które mogą wydarzyć się podczas transportu, a które trudno przewidzieć. Ich przebieg jest niepowtarzalny. Dlatego transport morski cechuje się dużym potencjałem niebezpieczeństwa, a ryzyko związane z transportem morskim można zmniejszyć przez odpowiednie działania. Eliminacja niebezpieczeństwa i ryzyka wystąpienia wypadków na morzu jest jednak niemożliwa, dlatego niezbędne jest, aby w jak największym stopniu zapobiegać i minimalizować ich ewentualne skutki.

W portach potencjalne zagrożenie dla środowiska mogą stanowić nowe inwestycje. Duży wpływ na środowisko morskie w związku z niszczeniem siedlisk ma pogłębianie dna, które również może powodować zmiany w składzie chemicznym wody (podczas pogłębiania z osadów dennych mogą uwolnić się substancje szkodliwe oraz biogeny, które powodują zakwity sinic i oddziałują negatywnie na morski ekosystem). W efekcie ma to wpływ na inne sektory, takie jak rybołówstwo i turystyka oraz rekreacja.

Zagrożeniem dla jakości powietrza, wynikającym z aktywności antropogenicznej w portach i stoczniach jest pył zawieszony. Przemysł stoczniowy i spółki z nim związane wprowadzają do atmosfery szereg metali ciężkich, tj. ołów, arsen, kadm, nikiel oraz inne substancje, m.in. TZO. Są one szczególnie niebezpieczne, ponieważ nie ulegają rozkładowi w środowisku i gromadzą się w tkankach żywych. Ponadto w zakładach stoczniowych w procesach malowania i lakierowania, do atmosfery emitowane są również rozpuszczalniki organiczne, takie jak ksylen i toluen.

Rybołówstwo i akwakultura, spośród działalności człowieka, wywierają jeden z największych wpływów na środowisko morskie. Wpływ ten może wzrastać w przypadku, gdy rybacy opanowują nowe łowiska oraz nowe gatunki. Działalność połowowa prowadzona jest na dużą skalę w całym regionie, przy czym największa presja połowowa odnotowywana jest w południowej części Bałtyku. Presja rybołówstwa na całym Bałtyku, w tym również w obrębie POM, jest raczej wysoka i dotyczy nie tylko poławianych ryb, ale także całego ekosystemu morskiego, w tym głównie ryb niestanowiących wartości rynkowej, ptaków oraz bezkręgowców dna morskiego. Skutki środowiskowe rybołówstwa zależą zarówno od narzędzi połowowych, jak

i intensywności połowów (fishingeffort). Rybołówstwo morza otwartego stosuje głównie aktywne (włoki denne i pelagiczne) i pasywne narzędzia połowowe (sieci stawne, żaki, niewody), podczas gdy rybołówstwo przybrzeżne i rybołówstwo na płytkowodnych ławicach stosuje głównie narzędzia pasywne. Zagrożeniem dla ekosystemu Morza Bałtyckiego jest przełowienie, które występuje, jeżeli wielkość połowów przekracza naturalne możliwości reprodukcyjne zasobów ryb. Rozwój sektora rybołówstwa w dużej mierze zależy od kondycji populacji ryb, ich rozwoju oraz w konsekwencji zdrowego ekosystemu, niepodlegającego nadmiernej eksploatacji. Sektor ten powinien więc opierać się o planowanie oparte na podejściu ekosystemowym. Niezależnie od powyższego, należy wskazać, że rybołówstwo to również jedno z najbardziej przyjaznych dla środowiska źródeł zwierzęcego białka w systemie aprowizacji populacji ludzkiej. Ekologiczne znaczenie dla człowieka ryb i bezkręgowców wodnych wiąże się z faktem, że ich mięso, w porównaniu z mięsem innych zwierząt ma najwyższą zawartość łatwo przyswajalnego białka, a w konsekwencji żadne inne zwierzę nie jest w stanie dostarczyć tyle materiału do budowy tkanek człowieka. Działalność rybołówstwa ma jeszcze tę ważną zaletę, że dostarczając artykułów spożywczych nie generuje odpadów i problemów chorób występujących zarówno u zwierząt hodowanych na lądzie jak i w wodach śródlądowych, czy morskich. Wraz ze wzrostem liczby ludności, rośnie konsumpcja zasobów naturalnych.

Planowanie infrastruktury turystycznej na wybrzeżach jest źródłem konfliktu interesów. Turystyka ma znaczący wpływ na środowisko nadmorskie, często pozostając w konflikcie z rybołówstwem. Wymaga dużej przestrzeni, znacznego zużycia wody oraz odprowadzania dużych ilości ścieków, tym samym wywierając wpływ na morski ekosystem. Presja wywierana przez sektor turystyczny ma jednak charakter sezonowy, który w rejonie bałtyckim trwa w miesiącach letnich.

Wydobycie piasku i żwiru z dna Bałtyku prowadzone jest na małą skalę i odbywa się głównie na potrzeby prac ziemnych, budowy dróg, rekonstrukcji plaż oraz konstrukcji w portach i obszarach przybrzeżnych. Niemniej jednak należy zwrócić uwagę, że wydobycie piasku i żwiru z morza wpływa na zmianę prądów, sedymentację osadów oraz powoduje lokalne niedotlenienie. W konsekwencji oddziałuje na organizmy morskie, roślinność morską oraz na skalę erozji, co z kolei negatywnie wpływa na rybołówstwo, przyrodę, turystykę i rekreację.

Energia wiatrowa jest energią odnawialną, wymagającą dużych powierzchni morza. Wiedza na temat oddziaływania farm wiatrowych na środowisko jest ciągle niewielka, jednak farmy wiatrowe mogą potencjalnie zakłócać procesy hydrologiczne w morzu poprzez zmianę prądów, przemieszczanie osadów i organizmów morskich. Skumulowane oddziaływanie farm wiatrowych (hałas wywoływany przez turbiny, wibracje) mogą negatywnie oddziaływać na ryby i inne organizmy żyjące w morzu.

Rejony przybrzeżne Bałtyku są przedmiotem zabudowy i rozwoju infrastruktury brzegowej, a jej największa intensywność ma miejsce w rejonach zurbanizowanych lub w ich sąsiedztwie. Zabudowa miejska i przemysłowa, mosty, zapory, umocnienia brzegów, domy letniskowe oraz inne rodzaje zabudowy brzegowej lub przybrzeżnej zajmują coraz większe obszary, co może intensywnie wpływać na środowisko, rybołówstwo, żeglugę oraz turystykę i rekreację.

Obszary mające bezpośrednią relację ze środowiskiem morskim to również strefy militarne i jednostki wojskowe. Mogą one powodować presje na środowisko w postaci zanieczyszczenia wód substancjami ropopochodnymi, przepłaszaniem zwierząt oraz zwiększoną emisją hałasu. Jednak obszary działalności wojskowej podlegają średnio intensywnej eksploatacji i tym samym posiadają dużą wartość przyrodniczą. W rejonach gęsto zaludnionych, poligony są często jedynymi obszarami, na których mogłyby być wyznaczone strefy chronione.

Z gospodarczego punktu widzenia największe znaczenie dla form aktywności człowieka na morzu posiada wydobywanie węglowodorów, które wynika ono z czynników makroekonomicznych takich jak wzrost gospodarczy powodujący wzrost zapotrzebowania na paliwa energetyczne, czy zobowiązania międzynarodowe m.in. zmniejszenie emisji CO_2.

Oprócz presji wywieranej przez działalności prowadzone na morzu, ekosystem Bałtyku może być narażony na dodatkowe presje płynące z takich zewnętrznych źródeł jak sektor komunalny, rolnictwo, zanieczyszczenia przemysłowe czy zmiany klimatu. W wodach niektórych

rzek, które uchodzą do Morza Bałtyckiego mogą znajdywać się również związki biogenne przyczyniające się do eutrofizacji wód, środki ochrony roślin, metale ciężkie, chemikalia, które po przedostaniu się do organizmów ryb, skorupiaków itp. stanowią zagrożenie również dla człowieka.

5.6. Analiza kosztów degradacji środowiska wód morskich

Koszt degradacji środowiska wód morskich oznacza spadek korzyści społeczeństwa wynikający z pogorszenia stanu tego środowiska. Degradacja powoduje wiele negatywnych, niekorzystnych skutków, które wpływają pośrednio lub bezpośrednio na człowieka, i mogą obejmować:

1) zwiększanie mętności wody, częstsze pojawianie się glonów i niedoborów tlenu przy dnie;
2) redukcję w zasobach rybnych;
3) skażenie ryb i owoców morza;
4) utratę bioróżnorodności morskiej.

Zauważalne efekty degradacji wyrażają się w ograniczeniu możliwości rekreacyjnego wykorzystania plaż i morza, zmniejszeniu ilości i pogorszeniu jakości ryb i owoców morza, niekorzystnym wpływie na zdrowie ludzi, zmniejszeniu bioróżnorodności ekosystemu, zmniejszeniu możliwości korzystania z ekosystemu morskiego obecnego i przyszłego pokolenia. Degradacja środowiska wód morskich odczuwalna jest w sytuacji ograniczenia podaży dóbr i usług ekosystemu Morza Bałtyckiego.

Jak już wcześniej wskazano, celem ochrony wód morskich jest osiągnięcie dobrego stanu tych wód (GES) tj. ochrona i zachowanie środowiska morskiego, zapobieganie jego degradacji lub gdy jest to możliwe odtwarzanie ekosystemów, gdzie uległy one niekorzystnemu oddziaływaniu; zapobieganie i stopniowe eliminowanie zanieczyszczenia środowiska morskiego, aby wykluczyć znaczny wpływ na biologiczną różnorodność morską, ekosystemy morskie, zdrowie ludzkie i zgodne z prawem formy korzystania z morza, albo też znaczne dla nich zagrożenie. Przy zastosowaniu do zarządzania działalnością człowieka podejścia opartego na zachowaniu ekosystemu i jednoczesnym umożliwieniu zrównoważonego użytkowania zasobów i usług/świadczeń morskich należy dać pierwszeństwo działaniom zmierzającym do osiągnięcia lub utrzymania dobrego stanu środowiska morskiego, do dalszej jego ochrony i zachowania oraz do zapobiegania dalszemu pogarszaniu jego stanu. Zróżnicowanie warunków, problemów i potrzeb różnych regionów lub podregionów morskich składających się na środowisko morskie sprawia, że konieczne jest wprowadzenie odmiennych, specyficznych rozwiązań. Zróżnicowanie to powinno być uwzględniane na wszystkich etapach przygotowywania strategii morskich, ale zwłaszcza podczas przygotowywania, planowania oraz wprowadzania w życie środków zmierzających do osiągnięcia dobrego stanu środowiska morskiego. Zatem koszt degradacji może zostać wyrażony poprzez zmianę samopoczucia ludzi wynikającą z „odejścia" od obecnego lub wyjściowego stanu środowiska morskiego.

Według europejskiej grupy roboczej powołanej dla potrzeb wdrażania RDSM tzw. „Working Group of Economic and Social Analyses" istnieją trzy główne podejścia do oceny kosztów degradacji:

1) Podejście świadczeń/usług ekosystemowych tzw. Ecosystem Service Approach obejmujące:
a) zdefiniowanie dobrego stanu (GES) oraz baseline/punktu odniesienia (Scenariusza BAU) i różnic pod względem świadczeń ekosystemowych;
b) opisanie konsekwencji dla dobrobytu ludzi;
2) Podejście tematyczne, które obejmuje:
a) identyfikację przyczyn degradacji (np. eutrofizacja);
b) określenie obecnego stanu oraz stanu docelowego (np. GES, wartości progowe wskaźników);
c) opisanie konsekwencji dla dobrobytu ludzi;
3) Podejście oparte o koszty, które obejmuje ocenę kosztów aktualnych środków wdrażanych w celu zapobiegania degradacji środowiska morskiego.

Najbardziej ambitne jest podejście ekosystemowe, następnie podejście tematyczne, a w dalszej kolejności podejście oparte na kosztach. Wszystkie podejścia wymagają pewnego rodzaju oceny skutków dla dobrego samopoczucia człowieka. Podejście ekosystemowe i tematyczne obejmują także wyceny utraconych korzyści, jeżeli stan nie ulegnie poprawie. Podejście oparte na kosztach koncentruje się natomiast na kosztach planowanych do wdrożenia środków/działań. Zatem podejście oparte na kosztach wskazuje jakie środki są niezbędne do poprawy stanu morza. Podejście oparte na kosztach może być wykorzystane jako przybliżenie do kosztów degradacji, w sytuacji, gdy nie można zastosować podejścia tematycznego lub podejścia ekosystemowego.

5.7. Identyfikacja dobrego stanu środowiska, który powinien zostać osiągnięty w 2020 roku, oraz punktu odniesienia (Scenariusz BAU)

Identyfikacja dobrego stanu środowiska, który powinien zostać osiągnięty w 2020 roku – ustalone cele środowiskowe dla wód morskich

Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 RDSM wszystkie państwa Wspólnoty, w tym również Polska, zostały zobligowane do dokonania zarówno wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, jak również ustalenia kryteriów dobrego stanu środowiska (załącznik I do RDSM). W Polsce przeprowadzono wstępną ocenę stanu środowiska wód morskich na podstawie której opracowano zestaw celów środowiskowych dla wód morskich dla 11 cech stanu lub presji, a którymi są:

- ✓ D1 Bioróżnorodność (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Zredukowanie lub utrzymanie na obecnym poziomie presji antropogenicznej zapewniające utrzymanie naturalnych siedlisk, w których zachowana jest naturalna różnorodność biologiczna występujących elementów biotycznych i zapewniona ochrona siedlisk w ramach obszarów chronionych Natura 2000.

- ✓ D2 Gatunki obce (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Gatunki obce wprowadzone w wyniku działalności człowieka są na poziomach, które nie zmieniają struktury ekosystemu.

- ✓ D3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i skorupiaków (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Celem jest utrzymanie populacji komercyjnie eksploatowanych ryb i skorupiaków w bezpiecznych granicach biologicznych odpowiadających warunkom naturalnym poprzez ograniczenie presji antropogenicznych, tj. ustanowienie limitów połowowych gwarantujących osiągnięcie maksymalnego zrównoważonego połowu eksploatowanych gatunków.

- ✓ D4 Łańcuch troficzny (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Osiągnięcie do 2020 r. stanu, kiedy presja wywierana przez człowieka nie powoduje zmian w środowisku, w którym wszystkie elementy morskich sieci troficznych wykazują naturalny i stabilny poziom liczebności i różnorodności, w zakresie poznanym dotychczas.

- ✓ D5 Eutrofizacja (cecha presji)

Cel środowiskowy: Morze Bałtyckie, w tym polskie obszary Bałtyku, pozbawione znaczących skutków eutrofizacji wywołanej działalnością człowieka, tzn. środowisko morskie niezagrożone przez eutrofizację.

- ✓ D6 Integralność dna morskiego (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Celem jest osiągnięcie poziomu integralności dna morskiego zapewniającego ochronę struktury oraz funkcji ekosystemów, gdzie nie obserwuje się negatywnych wpływów działalności człowieka zwłaszcza na ekosystemy denne.

- ✓ D7 Warunki hydrograficzne (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Ograniczenie działań wpływających na zmianę warunków hydrograficznych do minimum gwarantującego brak ich niekorzystnego wpływu na ekosystemy morskie oraz podjęcie działań mających na celu poprawę warunków hydrograficznych w obszarach trwale zmienionych.

- ✓ D8 Substancje zanieczyszczające i efekty ich oddziaływania (cecha presji)

Cel środowiskowy: Zredukowanie lub utrzymanie na obecnym poziomie dopływu substancji zanieczyszczających, pochodzących z różnych źródeł morskich i lądowych, wprowadzanych do środowiska morskiego, w celu osiągnięcia lub utrzymania stężeń substancji zanieczyszczających w elementach biotycznych i abiotycznych ekosystemu morskiego na poziomach nieprzekraczających dopuszczalnych wartości, poniżej których prawdopodobieństwo wystąpienia niepożądanych skutków oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy morskie jest minimalne i które są zgodne z rekomendacjami obowiązujących aktów prawnych krajowych i międzynarodowych oraz, które gwarantują osiągnięcie dobrego stanu środowiska.

- ✓ D9 Substancje zanieczyszczające w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia (cecha presji)

Cel środowiskowy: Zredukowanie lub utrzymanie na obecnym poziomie dopływu substancji zanieczyszczających, pochodzących z różnych źródeł morskich i lądowych, wprowadzanych do środowiska morskiego, w celu osiągnięcia lub utrzymania stężeń substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi na poziomach nieprzekraczających dopuszczalnych wartości, które są zgodne z normami i rekomendacjami obowiązujących aktów prawnych krajowych i międzynarodowych oraz, które gwarantują osiągnięcie dobrego stanu środowiska.

- ✓ D10 Odpady w środowisku morskim (cecha presji)

Cel środowiskowy: Redukcja ilości nowo pojawiających się lub zdeponowanych odpadów stałych w środowisku morskim, pochodzących z różnych źródeł, do poziomów gwarantujących właściwe funkcjonowanie ekosystemu, biorąc pod uwagę jego naturalną odporność, lub do całkowitego wyeliminowania nowo pojawiających się odpadów.

- ✓ D11 Hałas podwodny (cecha presji)

Cel środowiskowy: Osiągnięcie poziomu hałasu podwodnego gwarantującego prawidłowe funkcjonowanie organizmów morskich poprzez podjęcie działań mających na celu ograniczenie źródeł i natężenia hałasu oraz przez określenie stref ochronnych, buforowych z zakazem działalności będącej źródłem hałasu.

Z uwagi na złożoność ustalania szczegółowych kryteriów określających cele środowiskowe, dla niektórych z ww. cech, cele określone zostały w sposób opisowy. W niektórych przypadkach opracowano wskaźniki lub specyficzne wartości graniczne lub przygotowano zestawy działań zalecane przez organizacje międzynarodowe takie jak np. Oceana, WWF, The Fisheries Secretariat (FISH), Ocean Care, Coastwatch Europe, Seas At Risk, Swedish Society for Nature Conservation, Marine Conservation Society, oraz uwzględnione w wielostronnych porozumieniach dotyczących ochrony środowiska. Cele środowiskowe należy przytaczać zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2017 r. w sprawie przyjęcia zestawu celów środowiskowych dla wód morskich (Dz. U. poz. 593).

Scenariusz BAU

Scenariusz BAU ma na celu określenie oczekiwanych zmian stanu środowiska, sytuacji społeczno-ekonomicznej oraz prawnej, związanych ze środowiskiem morskim, w określonym czasie, w przypadku braku działań związanych z wdrożeniem RDSM. BAU jest fundamentalny dla określenia różnicy pomiędzy wielkościami charakteryzującymi dany sektor przed wdrożeniem działań i po ich wdrożeniu. Zgodnie z wytycznymi grupy roboczej ds. oceny społeczno-ekonomicznej, powołanej przy KE „Working Group on Economic and Social Assessment Economic and Social Analysis for the Initial Assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A Guidance Document" analizy powinny dotyczyć roku 2020, a w uzasadnionych przypadkach, gdy dostępne są odpowiednie dane i strategie, terminu późniejszego.

Ponieważ w Polsce pod koniec 2016 r. w KPOWM został przyjęty Scenariusz BAU, uwzględniający wymagania RDSM oraz ww. wytycznych, dlatego do tej części pracy zdecydowano się przenieść założenia, zawarte przede wszystkim w BAU zamieszczonym w KPOWM. Scenariusz został zaktualizowany w oparciu o wiarygodne dane za lata 2011-2016. Opis dotyczy głównych sektorów, które zarówno wywierają presje i mają wpływ na poszczególne wskaźniki (cechy), jak również są recypientami działań zawartych KPOWM. Do tych sektorów zaliczono:

1) żeglugę morską;
2) porty morskie;
3) rybołówstwo morskie;
4) turystykę i rekreację;
5) rolnictwo.

Żegluga morska i porty morskie

Morska flota transportowa obejmuje dwie główne gałęzie tj. ruch towarowy oraz pasażerski. Żegluga morska generuje różnego rodzaju presje, w tym na wody Morza Bałtyckiego. Opis sektora dokonano w rozdziale 5.3, a w tej części rozbudowano o kwestię prognozowanych zmian w scenariuszu BAU.

Wielkości charakteryzujące transport morski przedstawiono w dwóch wariantach czasowych: stan aktualny czyli rok 2016, oraz stan prognozowany w roku 2020. Zgodnie z danymi Głównego Urzędu Statystycznego, w roku 2016 morska flota transportowa wynosiła 96 statków o łącznej nośności 2385,1 tys. ton. Morska flota transportowa eksploatowana przez armatorów i operatorów polskich to głównie statki do przewozu ładunków stałych (75). W skład floty transportowej wchodzą również zbiornikowce (4), promy (7), statki pasażerskie (3) oraz jachty morskie (5).

Transport pasażerski

Według danych Głównego Urzędu Statystycznego w 2016 r. morską flotą transportową przetransportowano ogółem 2 601 707 pasażerów. Natężenie ruchu pasażerów z roku na rok stale rośnie.

Transport towarowy

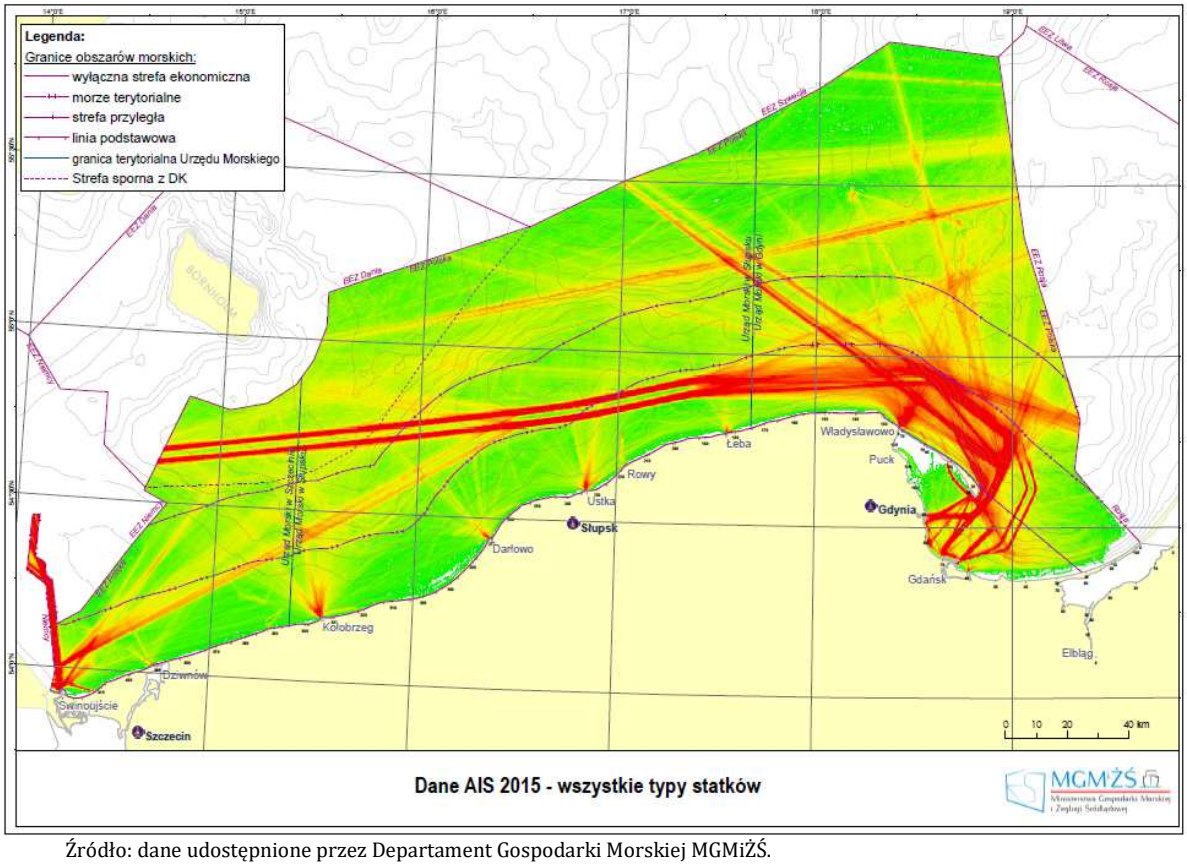
Morską flotą transportową w 2016 r. przetransportowano 7248,2 tys. ton ładunku, w tym statkami pod polską banderą 648 tys. ton i 6600,2 tys. ton pod obcą banderą.

Żegluga na polskich obszarach morskich

Informacje o natężeniu ruchu statków pozyskiwane są z bazy monitoringu ruchu statków systemu AIS. System ten instalowany jest na większych jednostkach, na wszystkich statkach pasażerskich, a także dobrowolnie na wielu mniejszych statkach i jachtach, zgodnie z wymogami Międzynarodowej konwencji o bezpieczeństwie życia na morzu, 1974 (konwencji SOLAS), i stanowi narzędzie wsparcia systemów nawigacji w zapobieganiu kolizjom.

Głównymi trasami po których poruszają się statki w POM są:

1) trasa na południe od Bornholmu wiodąca do polskich i rosyjskich portów południowego Bałtyku;
2) trasa na południe od Południowej Ławicy Środkowej, łącząca Kłajpedę z portami południowego Bałtyku – głównie portami Świnoujście, Sassnitz i Mukram; głównymi użytkownikami tej trasy są promy towarowo-kolejowe (Mukram-Kłajpeda) i statki towarowe;
3) trasa prowadząca ruch statków z rejonu Zatoki Pomorskie i zespołu portów Szczecin-Świnoujście w kierunku Cieśnin Duńskich; po wyjściu z toru podejściowego do Świnoujścia statki udają się na północny zachód do portu Ystad lub w kierunku Cieśnin Duńskich;
4) trasa z południa na północ przechodząca na zachód od Bornholmu; łączy porty Świnoujście i Karlshamn w Szwecji i jest głównie wykorzystywana przez promy pasażersko-towarowe, statki specjalne i innego przeznaczenia. [73]



Źródło: dane udostępnione przez Departament Gospodarki Morskiej MGMiŻŚ.

Rys.5.7.1. Natężenie ruchu statków w POM w 2015 r.

Poprawa konkurencyjności polskich portów na bałtyckim i europejskim rynku usług portowych to priorytet Ministerstwa Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej. Inwestycje w infrastrukturę portową oraz infrastrukturę dostępu do portów od strony morza i lądu umożliwiają ich rozwój, przyciągając do polskich portów morskich przedsiębiorców prywatnych, także zagranicznych. Porty stanowią istotny element gospodarki morskiej jak i gospodarki transportowej. W chwili obecnej stają się również ważnym elementem ruchu turystycznego.

[73] SUZPPOM wraz z analizami przestrzennymi., Gdańsk, 2015.

Porty – transport pasażerów

W 2016 r., zgodnie z danymi GUS, w polskich portach morskich rozpoczęło lub zakończyło zagraniczną podróż międzynarodową 1933,480 tys. osób. Rok rocznie ilość pasażerów, którzy kończą lub rozpoczynają swoją międzynarodową podróż w polskich portach morskich rośnie.

Porty – transport towarowy

Obroty ładunkowe w portach morskich, które oznaczają łączną ilość masy ładunkowej przemieszczonej przez porty w danym okresie czasu, w 2001 r. nieznacznie zmniejszyły się w stosunku do roku poprzedniego (o 0,2%), a następnie do 2004 r. stopniowo wzrastały wykazując średnioroczne tempo wzrostu równe 6,0% i osiągnęły w 2004 r. 56 917,9 tys. ton ogółem. Od 2005 r. do 2009 r. następował systematyczny spadek obrotów (średniorocznie o 4,6%), odzwierciedlający światowy kryzys gospodarczy i w 2009 r. obroty ładunkowe polskich portów były najniższe w okresie lat 2000-2015.[74] W 2016 r. obroty ładunkowe portów morskich osiągnęły poziom 72926,2 tys. ton i były najwyższe w okresie ostatnich piętnastu lat.

Scenariusz BAU

W poniższej tabeli przedstawiono bardziej szczegółowe udostępnione dane i prognozy dotyczące Portu Szczecin i Świnoujście, a obejmujące transport morski oraz żeglugę śródlądową.

Tabela 5.7.1. Prognoza ruchu pasażerów na lata 2020 i 2030.

	2016	2020	2030
Szczecin i Świnoujście	1 117 500	1 150 000	1 380 000
Gdańsk	228 400	230 000	235 000
Gdynia	733 400	750 000	1 000 000
Polska	2 601 700	2 650 000	2 700 000

Źródło: Szacunki własne MGMiŻŚ na podstawie danych otrzymanych z ZMPSiŚ S.A., ZMPG S.A. i ZMPG-a S.A.

Należy zaznaczyć, że ruch pasażerów w polskich portach morskich stale rośnie. Małe i średnie porty charakteryzuje ruch pasażerów w ilości porównywalnej z tym właściwym dla Gdańska. Stały rozwój infrastruktury portowej będzie sprzyjał dalszemu wzrostowi natężenia ruchu pasażerów w portach o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej.

Tabela 5.7.2. Prognoza wielkości obrotów przeładunkowych w tys. ton.

	2016	2020	2030
Szczecin i Świnoujście	21 483,5	25 477,0	31 749,0
Gdańsk	31 566,2	54 750,1	99 643,7
Gdynia	17 751,1	23 500,0	38 380,0
Polska	72 926,2	105 000,0	175 000,0

Źródło: Szacunki własne MGMiŻŚ na podstawie danych otrzymanych z ZMPSiŚ S.A., ZMPG S.A. i ZMPG-a S.A.

Tabela 5.7.3. Prognoza przeładunków w zespole portowym Szczecin-Świnoujście do 2030 r. w tys. ton.

Grupa ładunkowa prognoza		2017	2018	2019	2020	2025	2030
węgiel i koks	minimalna	4 087	4 087	4 087	4 087	4 646	5 487
	maksymalna	4 903	5 001	5 101	5 203	6 329	7 595
rudy metali	minimalna	1 763	1 710	1 676	1 659	1 578	1 499
	maksymalna	2 156	2 146	2 135	2 124	2 072	2 020
ropa i jej produkty	minimalna	1 729	1 756	1 783	1 810	1 946	2 081

[74] KPOWM – Raport do Komisji Europejskiej. Warszawa, 2016.

	maksymalna	1 872	1 935	1 998	2 060	2 374	2 688
gaz ciekły	minimalna	1 500	1 750	2 000	2 250	3 500	4 750
	maksymalna	2 200	2 800	3 400	4 000	5 607	7 215
zboża i produkty rolne	minimalna	1 784	1 820	1 856	1 894	2 091	2 297
	maksymalna	2 053	2 177	2 306	2 441	3 060	3 524
pozostałe ładunki masowe	minimalna	3 187	3 267	3 349	3 432	3 884	4 361
	maksymalna	3 250	3 348	3 448	3 586	4 363	5 226
ładunki skonteneryzowane	minimalna	706	720	734	748	823	902,2
	maksymalna	1 157	1 336	1 531	1 741	3 077	4 757
drobnica promowa ro-ro	minimalna	7 125	7 231	7 327	7 415	7 775	8 074
	maksymalna	8 123	8 387	8 646	8 861	9 642	10 397
pozostałe ładunki drobnicowe	minimalna	2 181	2 181	2 181	2 181	2 181	2 181
	maksymalna	2 361	2 408	2 456	2 506	3 018	3 323
Razem	minimalna	24 064	24 522	24 993	25 477	28 423	31 749
	maksymalna	28 075	29 537	31 020	32 523	39 541	46 636

Źródło: Dane z ZMPSiŚ S.A.

Tabela 5.7.4. Prognoza przeładunków w porcie w Gdyni do 2030 r. w tys. ton.

	2020	2027	2030
Ropa i jej produkty	1 670,0	2 100,0	2 400,0
Gaz ciekły	30,0	400,0	400,0
Węgiel i koks	1 500,0	1 700,0	2 100,0
Rudy i złom	0,0	0,0	80,0
Produkty rolne	400,0	4 500,0	4 900,0
Pozostałe ładunki masowe	1 200,0	1 500,0	1 500,0
Pozostałe ładunki drobnicowe	600,0	800,0	800,0
Ładunki skonteneryzowane	8 250,0	12 370,0	16 490,0
Ładunki ro-ro	2 420,0	3 220,0	3 330,0
Łącznie	19660,0	26590,0	32000,0

Źródło: Dane z ZMPG-a S.A.

Tabela 5.7.5. Prognoza przeładunków w porcie w Gdańsku do 2030 r. w tys. ton.

	2020	2030
Kontenery	22 295,2	45 912,4
Masowe płynne	20 205,7	28 364,7
Masowe suche	10 054,8	18 640,4
Inne	2 194,5	6 726,2
Razem	54 750,1	99 643,8

Źródło: Dane z ZMPG S.A.

Tabela 5.7.6. Prognoza przeładunków w portach Urzędu Morskiego w Słupsku (Kołobrzeg, Darłowo, Ustka) w tys. ton.

Rodzaj transportu	2020	2025	2030
morski transport towarowy	320,0	360,0	400,0

Źródło: Dane Urzędu Morskiego w Słupsku

Rynek portowy w Polsce przez ostatnie lata notował systematyczny wzrost obrotów przeładunkowych. Port Gdańsk od kilku lat notuje rekordowe przeładunki. Większe przeładunki świadczą o wzroście konkurencyjności polskich portów w regionie Morza Bałtyckiego oraz lepszym skomunikowaniu z zapleczem dzięki wielu inwestycjom infrastrukturalnym w portach. Można zakładać, że przy utrzymaniu dotychczasowego tempa wzrostu obrotów ładunkowych, można będzie oczekiwać wzrostu przeładunków ogółem do 105 mln ton w 2020 roku. Tendencje w światowym transporcie morskim wskazują na stały rozwój przewozu ładunków w kontenerach oraz wzrostu wielkości statków. Wzrost obrotów ładunkowych spowoduje potrzebę uruchomienia nowych połączeń żeglugowych i zwiększenia ruchu statków na Bałtyku.

I. Rybołówstwo morskie

Krajowa flota rybacka w 2016 r. liczyła 843 jednostki (o 3,8% mniej niż w 2015 r.). W latach 2000-2002 Krajowa flota rybacka była dzielona na podgrupy według długości całkowitej: trawlery – powyżej 30 m do poniżej 40 m; kutry – od 15 m do poniżej 30 m; łodzie - poniżej 15 m. Podział ten wykorzystywano do celów ewidencji statków rybackich prowadzonej przez okręgowych inspektorów rybołówstwa morskiego. W chwili obecnej zgodnie z ustawą z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim obowiązuje podział floty rybackiej na segmenty według

obszarów połowów, a w praktyce stosuje się również podział według długości całkowitej statku rybackiego.

Ogólne kwoty połowowe na Morzu Bałtyckim ustalone dla Polski przez Radę UE rozporządzeniem Rady (UE) 2015/2072 z dnia 17 listopada 2015 r. ustalającym uprawnienia do połowów na 2016 rok w odniesieniu do pewnych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniającym rozporządzenia (UE) nr 1221/2014 i (UE) 2015/104 objęte są limitami połowów, których polscy rybacy nie wykorzystują w pełni. W 2016 r. w Polsce armatorom wydano 725 specjalnych zezwoleń połowowych uprawniających do prowadzenia połowów na Morzu Bałtyckim.

Zarybienia

Zgodnie z art. 98 ust. 1 ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim utrzymanie i odtwarzanie zasobów ryb w POM jest dokonywane przez zarybianie tych obszarów, które prowadzi minister właściwy do spraw rybołówstwa. Zgodnie z art. 98 ust. 2 ww. ustawy koszty zarybiania POM ponoszone są corocznie przez budżet państwa, z części, której dysponentem jest minister właściwy do spraw rybołówstwa.

Celowość prowadzenia zarybień wynika z potrzeby utrzymania cennych dla polskiego rybactwa gatunków ryb dwuśrodowiskowych, takich jak np. troć i łosoś. W przeszłości gatunki te występowały bardzo licznie w wielu polskich rzekach oraz w granicach POM. Aktualny stan zasobów przynajmniej kilku gatunków ryb dwuśrodowiskowych wymaga prowadzenia zarybień wspomagających ich populacje. Zarybianie polskich obszarów morskich wykonuje się na podstawie planu zarybieniowego przygotowanego przez Zespół do spraw Zarybiania powołany przez ministra właściwego do spraw rybołówstwa.

Zarybienia realizowane w ramach zadania pn. „Zarybianie polskich obszarów morskich" obejmują dorzecze Wisły i Odry, rzeki pomorskie oraz wody morskie i prowadzone są zwłaszcza takimi gatunkami ryb jak łosoś i troć wędrowna, a także certa, sieja czy jesiotr. Zarybienia realizowane są partiami, tak by możliwa była bieżąca kontrola ilości i sortymentu wypuszczanych ryb, zgodnie z planem zarybiania.[75]

Tabela 5.7.7 Finansowanie zadania „Zarybianie polskich obszarów morskich" w latach 2011-2016.

Rok	Kwota przyznana na realizację całego zadania (zł)
2011	4 614 000
2012	5 000 000
2013	5 000 000
2014	4 852 000
2015	4 852 000
2016	5 000 000

Źródło: dane otrzymano z Departamentu Rybołówstwa MGMiŻŚ.

Wpływ na działalność portową oraz na pozostałe sektory gospodarki

Rybołówstwo wchodzi w relacje z różnymi dziedzinami gospodarki morskiej. Należy przede wszystkim wskazać, na wypieranie rybołówstwa przez infrastrukturę oraz żeglugę, a także na ograniczenia, jakie generowane są przez obszary chronione. Rybołówstwo stanowi trzon rozwoju portów, w tym dla tych z poza grupy największych.[76]

Kutrem rybackim jest statek rybacki posiadający pokład ciągły, którego długość całkowita wynosi ponad 15 m i nie więcej niż 30 m, a moc napędu głównego nie przekracza 611 kW. Najwięcej kutrów rybackich na podstawie danych statystycznych, stacjonuje w portach Władysławowo (37 w 2016 r.), Ustka (20 w 2016 r.) oraz Kołobrzeg (18 w 2016 r.). Zgodnie z zapisami PO RYBY 2014-2020, blisko połowa wyładunków złowionych ryb odbywa się w porcie

[75] KPOWM– Raport do Komisji Europejskiej. Warszawa, 2016.

[76] Instytut Morski w Gdańsku, Samodzielna Pracownia Polityki Przestrzennej, SUZPPOM wraz z analizami przestrzennymi, Gdańsk, luty 2015.

Kołobrzeg i Władysławowo. Szczegółowe dane dotyczące floty kutrowej zawarto w poniższej tabeli 5.7.8.

Tabela 5.7.8. Flota kutrowa według portów rejestracji.

WYSZCZEGÓLNIENIE		2011	2012	2013	2014	2015	2016
OGÓŁEM	jednostki pływające	143	140	139	139	139	126
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	11,6	11,6	12,2	12,3	12,5	12,1
	moc w tys. kW	37	36,2	36,2	36,2	36,2	34,3
Świnoujście	jednostki pływające	3	3	3	3	3	3
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	moc w tys. kW	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Dziwnów	jednostki pływające	6	6	6	7	7	7
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6
	moc w tys. kW	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	1,5
Kołobrzeg	jednostki pływające	18	18	17	17	17	18
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	2,1	2,2	2,3	2,3	2,4	2,5
	moc w tys. kW	6	6	6	5,9	5,9	6,2
Darłowo	jednostki pływające	10	10	10	10	10	4
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,1
	moc w tys. kW	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	0,5
Ustka	jednostki pływające	26	27	27	25	25	20
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	1,8	2	2,1	1,8	1,8	1,6
	moc w tys. kW	5,3	5,7	5,7	5,2	5,2	4,4
Łeba	jednostki pływające	10	10	10	10	10	9
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
	moc w tys. kW	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,6
Władysławowo	jednostki pływające	39	36	36	38	38	37
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	4,2	4	4,2	4,5	4,5	4,4
	moc w tys. kW	11,7	10,9	11	11,7	11,7	11,2
Jastarnia	jednostki pływające	14	14	14	14	14	12
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,5
	moc w tys. kW	3	3	3	3	3	2,7
Hel	jednostki pływające	8	8	8	8	8	9
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	1	1	1,1	1,2	1,2	1,3
	moc w tys. kW	3	3	3	3	3	3,4
	jednostki pływające	4	4	4	4	4	4

WYSZCZEGÓLNIENIE		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Gdańsk Górki Zachodnie	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	moc w tys. kW	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Gdańsk Górki Wschodnie	jednostki pływające	1	1	1	1	1	1
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0	0	0	0	0	0
	moc w tys. kW	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Gdańsk	jednostki pływające	4	3	3	2	2	2
	Całkowita pojemność brutto (GT) w tys.	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2
	moc w tys. kW	1,1	0,9	0,9	0,6	0,6	0,6

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS" dla roku 2011, tabela 8.3, „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS" dla roku 2012, tabela 8.3 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS" dla lat 2013-2016, tabela 8.3.

Scenariusz BAU

Rybołówstwo w dużej mierze uzależnione jest od stanu środowiska – zasobów stad ryb. Narzędziem, jakie wpływa na sektor, uwzględniającym wielkość zasobów środowiska, są kwoty połowowe, które uzależnione są od wielkości stad ryb. Rozwój zasobów stad ryb zależy od stanu środowiska np. zasolenia. Zmienność środowiska jest w praktyce niemożliwa do prognozowania. Przykładowo, w 2015 r. nastąpił wlew słonej wody do Bałtyku z Morza Północnego, który stworzył lepsze warunki do rozwoju dorsza i ekosystemów przydennych.[77] Dlatego też poniżej opisano przewidywane trendy, jakie dotyczą rybołówstwa, a które nie są bezpośrednio zależne od stanu środowiska.

Polskie statki rybackie wypływają w morze właściwie po trzy główne gatunki ryb, czyli dorsza, szprota i śledzia. Każdy z tych gatunków objęty jest limitami połowowymi.

Kolejnym argumentem za podejściem ostrożnościowym do prognoz sektora rybołówstwa w Polsce jest brak strategii państwa dla tego sektora. Obecnie w Ministerstwie Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej trwają prace nad przygotowaniem projektu zmiany PO RYBY 2014-2020. Przedmiotem projektowanych zmian jest m.in. relokacja środków finansowych z Priorytetu 2 *Wspieranie akwakultury zrównoważonej środowiskowo, zasobooszczędnej, innowacyjnej, konkurencyjnej, opartej na wiedzy* – na rzecz Priorytetu 1 *Promowanie rybołówstwa zrównoważonego środowiskowo, zasobooszczędnego, innowacyjnego, konkurencyjnego i opartego na wiedzy*. Obecnie projekt zmian PO RYBY 2014-2020 został przekazany do nieoficjalnych konsultacji z KE.

Na podstawie analiz danych historycznych można zakładać, że wielkość połowów ryb nie zwiększy się znacząco. Założenie stałych wielkości połowu w przyszłości jest najbardziej prawdopodobne. Oczywiście mogą wystąpić pewne fluktuacje, jednak nie będą one znaczne. Należy też zwrócić uwagę, na fakt, że w latach 2010-2013 z reguły, nie wykorzystano w pełni kwot połowowych.[78]

Sektor rybołówstwa zmienia się stopniowo. Następuje wymiana jednostek pływających i zakup nowych. W związku z pracami nad wdrożeniem PO RYBY 2014-2020 można spodziewać się, że ilość jednostek rybackich nie będzie rosła znacząco, a średni ich wiek będzie spadał. Można też przewidywać zwiększenie efektywności kosztowej działalności rybactwa. Istnieje jednak ryzyko, że w bliskiej perspektywie (do roku 2020), złomowane będą kutry relatywnie nowe, przez co średni wiek jednostek pływających będzie nadal ulegał zwiększeniu.[79]

[77] http://www.baltyk.pogodynka.pl/ftp/img/oc/luty_2015-MBI.pdf

[78] https://mgm.gov.pl/rybolowstwo/rybolowstwo-morskie/statystyki-polowow/

[79] Ocena ex-ante PO RYBY 2014-2020. Raport, Załącznik do PO RYBY 2014-2020.

Szczegółowa dyskusja kwestionująca koncepcję BAU dla rybołówstwa znajduje się w rozdziale 5.7 Identyfikacja dobrego stanu środowiska, który powinien zostać osiągnięty w 2020 r. oraz w części - scenariusz BAU, podrozdział III. Rolnictwo, akapit: Rybołóstwo morskie.

II. Turystyka i rekreacja morska

Turystyka to sektor, który jest w stałym rozkwicie i rozwija się nieprzerwanie od lat. Sektor turystyki morskiej i przybrzeżnej jest zróżnicowany pod względem przestrzennym, obejmując turystykę wypoczynkową (rekreację), turystykę aktywną i uzdrowiskową.

W gminach nadmorskich znajduje się ponad 22% wszystkich obiektów noclegowych w Polsce i ponad 1/4 wszystkich miejsc noclegowych w Polsce. W latach 2011-2015 nastąpił wzrost liczby turystów. Zgodnie z zapisami publikacji GUS „Turystyka w 2016": Według stanu na dzień 1 stycznia 2016 r. w Polsce było ogółem 2 478 gmin, spośród których 55 zgodnie z metodologią Eurostatu zaliczono do obszarów nadmorskich (za obszar nadmorski uznaje się obszary przybrzeżne składające się z gmin graniczących z morzem lub usytuowanych w jego pobliżu). Gminy obejmują obszar 7 891 km^2 (2,5% powierzchni Polski) i usytuowane są nad Morzem Bałtyckim lub pozostają w bezpośredniej bliskości morza. Na ich terenie odnotowano 2 299 – 22,7% wszystkich turystycznych obiektów noclegowych. Na każde 100 km^2 na tym terenie przypadało 29 obiektów (średnio dla Polski – 3). Wśród ogólnej liczbie obiektów 901 obiektów to pokoje gościnne, a 26,2% wszystkich miejsc w obiektach noclegowych zlokalizowanych było w gminach nadmorskich. W świetle danych GUS, indeks noclegów udzielonych w hotelach w okresie 2004-2016 systematycznie wzrastał. Turyści coraz częściej wybierają hotele jako miejsce zakwaterowania podczas wyjazdów. Umożliwił to rozwój bazy noclegowej typu hotelowego oraz poprawa sytuacji materialnej gospodarstw domowych. Korzystającymi z bazy noclegowej na terenach nadmorskich w sezonie letnim 2016 r. byli głównie turyści krajowi – 1 203,1 tys. osób (o 52,8 tys. więcej niż w roku poprzednim). Turyści zagraniczni korzystający z noclegów w obiektach na obszarach nadmorskich stanowili 17,5% wszystkich turystów zagranicznych w bazie noclegowej w czasie wakacji 2016 r. – 260,3 tys., tj. o 13,0 tys. więcej niż w roku poprzednim. Ponadto na terenach nadmorskich zauważono większą dynamikę liczby turystów (104,7%) i udzielonych im noclegów (104,5%) niż tempo przyrostu nowych obiektów (101,9) i miejsc noclegowych (103,4%). Największe wśród portów morskich pod względem liczby przekroczeń granicy to: Gdańsk (Nowy) Port –31,8 tys., (spadek o 6,2% w porównaniu do 2015 r.), Gdynia – 31,7 tys., (spadek o 5,8% w porównaniu do 2015 r.), Szczecin Port – 21,1 tys., (wzrost o 13,2% w porównaniu do 2015 r.), Kołobrzeg – 18,7 tys., (spadek o 0,3% w porównaniu do 2015 r.). W 2016 r. na granicy morskiej (w kierunku z Polski i do Polski) odnotowano 1 933,5 tys. przekroczeń i było to o 4,4% więcej niż w 2015 r. Liczba przekroczeń mieszkańców Polski przez ten odcinek granicy wyniosła 1 126,5 tys., co stanowi wzrost o 3,5% niż w 2015 r. W okresie letnim (w lipcu i sierpniu) najwięcej noclegów, spośród 16 województw, udzielono w województwach: pomorskim – 46,0%, warmińsko-mazurskim – 42,2% i zachodniopomorskim – 37,3%.[80]

W „Programie Rozwoju Turystyki do 2020 roku" przygotowanym przez Ministerstwo Sportu i Turystyki wskazano, że potencjał sektora turystyki jest niedostatecznie wykorzystywany. Szczególnie dotyczy to niewykorzystywanej bazy noclegowej. Następuje jednak bardzo powolny wzrost stopnia wykorzystania miejsc hotelowych z 33,7% w roku 2013 do 34,7% w 2014 r. Podobnie rzecz się ma z wykorzystaniem miejsc w pozostałych turystycznych obiektach noclegowych wzrost z 34% do 35% w latach 2013 i 2014.

Do prężnie rozwijających się aktywności turystów należą:

1) sporty deskowe (kitesurfing, windsurfing, Stand Up Paddle Board (SUP));
2) rekreacja morska i nadmorska;
3) wędkarstwo morskie i przybrzeżne.

[80] Turystyka w 2016 r., GUS, Warszawa, 2017.

Scenariusz BAU

Trendy światowe przewidują dalszy rozwój turystyki (średnioroczny wzrost sektora turystycznego na świecie wynosi 3%)[81]. W Polsce również przewiduje się rozwój turystyki, w tym w regionach nadmorskich, co uwarunkowane jest dużym potencjałem polskiej turystyki (m. in. niewykorzystana baza noclegowa) oraz efektem wdrażania programu 500+.

Spodziewany jest rozwój w zakresie wzrostu liczby noclegów jak i miejsc noclegowych z bardzo powolnym wzrostem wykorzystania miejsc w obiektach noclegowych, a także wzrost znaczenia sportów wodnych, szczególnie w rejonie Zatoki Gdańskiej i Zatoki Puckiej. Wpłynie to na zmniejszenie dysproporcji w zajmowaniu miejsc noclegowych pomiędzy miesiącami letnimi a pozostałymi miesiącami roku. Spodziewany jest także rozwój w zakresie wędkarstwa. Stan dochodów turystów ma zasadnicze znaczenie w przypadku wędkarstwa, gdyż jest ono wyceniane jako bardziej wartościowe niż wartość rekreacji w postaci polowania na dużą zwierzynę.[82] Kolejnym argumentem jest fakt, że wędkarstwo morskie zostało określone w Ocenie PO RYBY 2014-2020, jako szansa dla rybołówstwa w Polsce. Wynika to bezpośrednio z możliwości przekwalifikowania się rybaków i znalezienie kolejnego źródła dochodu. Zarekomendowano, by ograniczyć ilość środków w PO RYBY 2014-2020 na działanie polegające na trwałym zaprzestaniu działalności połowowej, na rzecz dywersyfikacji w ramach rybołówstwa i tworzenia miejsc pracy na obszarach rybackich.[83]

III. Rolnictwo

Rolnictwo jest sektorem gospodarki niezaliczonym do sektora gospodarki morskiej, który może w znaczący sposób oddziaływać na elementy środowiska morskiego. Rolnictwo, obok sektora komunalnego, może powodować emisję substancji biogennych do wód rzek a nimi do Morza Bałtyckiego.

Jeśli chodzi o emisję substancji biogennych to kluczową rolę odgrywa nawożenie. Jak wynika z danych GUS (tabela 5.3.30) zużycie ilości azotu i fosforu waha się. Spadki w latach 2013-2014 wielkości użytych nawozów, mogą wynikać z ograniczenia absorpcji środków unijnych w rolnictwie oraz prowadzonej przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi kampanii informacyjnej.

Scenariusz BAU

Rolnictwo jest sektorem silnie oddziałującym na poziom substancji biogennych odprowadzanych z obszarów lądowych do Bałtyku. Nie przewiduje się znacznych zmian w strukturze gospodarstw do roku 2020. Możliwe, że zmniejszy się ilość najmniejszych gospodarstw (<5 ha) na rzecz większych, czego skutkiem będzie większa średnia wielkość gospodarstw oraz nieznacznie większa liczba jednostek w grupach o większym areale. Dokładne wartości są jednak trudne do oszacowania.

Przewiduje się, że ilość wykorzystywanych nawozów wzrośnie w porównaniu do roku 2012 (zużycie na poziomie 76,6 kg N/ha i 24,6 kg P/ha). Zgodnie z BAU zawartym w zatwierdzonym w 2016 r. KPOWM, do roku 2020 zakłada się wzrost o 5% zużycia azotu i fosforu odpowiednio do średnich dawek w wysokości około 80 kg N/ha i 26 kg P/ha w 2020 r. Ponadto wskazuje się, że trend dla fosforu może również być odpowiedni w związku ze znacznie mniejszym zużyciem nawozów w Polsce w porównaniu do krajów UE. Należy jednak podkreślić, że samo zużycie nawozów nie świadczy o ich wpływie na stan wód. Właściwie stosowane nawozy (w odpowiedniej dawce i odpowiednim czasie) nie muszą negatywnie oddziaływać na środowisko. Rolą nawozów jest dostarczanie roślinom odpowiedniej ilości składników odżywczych. Zatem do szacowania wpływu produkcji roślinnej i zwierzęcej na wody, konieczny jest przegląd stosowanych dotychczas metodyk do określania wielkości wpływu tego sektora na stan środowiska. Mając na uwadze powyższe, oraz planowane do wdrożenia na obszarze całego kraju środki mające na celu

[81] Program rozwoju turystyki do 2020 r., Warszawa, 2015.

[82] S. Kasiewicz, W. Rogowski, Inwestycje hybrydowe – nowe ujęcie oceny efektywności, Szkoła Główna Handlowa w Warszawie – Oficyna Wydawnicza, Warszawa 2009.

[83] Ocena ex-ante PO RYBY 2014-2020. Raport, Załącznik do PO RYBY 2014-2020.

ograniczenie odpływu azotanów ze źródeł rolniczych do wód, w związku z wejściem w życie ustawy Prawo wodne należy spodziewać się znaczącego zmniejszenia oddziaływania rolnictwa na stan wód w kontekście emisji N i P, a co za tym idzie cechy presji D5 eutrofizacja.[84]

Opis luk pomiędzy scenariuszami

Analiza i opis luk pomiędzy scenariuszami w niniejszym rozdziale oparty został o zapisy KPOWM. W celu eliminacji braków w osiągnięciu założonych celów środowiskowych niezbędnym jest wdrożenie działań zaplanowanych na lata 2016 – 2020, a opisanych szczegółowo w KPOWM. Dodatkowe korzyści dla środowiska przyniesie realizacja założeń kolejnej aktualizacji KPOŚK oraz wdrożenie na terenie całego kraju jednego programu działań mających na celu ograniczenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzenia rolniczego.

Przewidywanie wartości przyszłych jest obarczone ryzykiem, co widać na przykładzie przygotowanych w innych dokumentach strategicznych prognoz dla żeglugi morskiej. W chwili obecnej prognozowane na kolejne lata wzrosty, są już osiągane, a prognozy przekroczone. Ponadto, źródłem niepewności, a tym samym luk w scenariuszach, są liczne zależności wielkości rynkowych od zachowania podmiotów na danym rynku i pośrednio poza nim. Dlatego, aby ograniczyć te luki do minimum należy dokonywać przeglądu przyjmowanych dokumentów, prognoz i strategii dla poszczególnych sektorów.

Luki pomiędzy scenariuszami wynikają również z braku danych. Również braki długich ciągów danych powodują luki w scenariuszach oraz trudności w sporządzeniu przewidywanych projekcji wykorzystania wód morskich w przyszłości przez poszczególne sektory.

Ponadto, luki w scenariuszach wynikają z braku wiedzy. Konieczne jest uzupełnienie informacji w zakresie różnych wskaźników i cech, co stanowi kluczowe znaczenie w wykonywanej analizie, której pośrednim celem jest dążenie do osiągnięcia zakładanych celów środowiskowych ustalonych dla Morza Bałtyckiego. Ponadto, brak jest pełnej wiedzy o procesach zachodzących na styku działalności człowieka i środowiska morskiego.

Należy również zwrócić uwagę na brak narzędzi lub brak możliwości dostępu do istniejących narzędzi (z uwagi na kwestie techniczne, finansowe, itp.).

Opis skutków dla dobrobytu człowieka wyrażony w wartościach monetarnych albo ilościowo albo jakościowo

Przegląd wpływu osiągnięcia GES na dobrobyt w poszczególnych, analizowanych sektorach wraz z informacją o dostępności metodyki szacunku przygotowanej w ramach projektu Helcom HOLAS II[85] zestawia poniższa tabela.

Tabela 5.7.9. Przegląd hipotetycznych korzyści z osiągnięcia GES dla analizowanych sektorów.

Sektor	Wpływ osiągnięcia GES na zmianę korzyści osiąganych przez sektor	Metodyka szacunku opracowana przez HELCOM/HOLAS[86]
żegluga morska	Brak	Brak metodyki
porty morskie	Brak	Brak metodyki
przemysł stoczniowy / stocznie	Brak	Brak metodyki
rolnictwo	Brak	Brak metodyki
morski przemysł wydobywczy	Brak	Brak metodyki
rybołówstwo morskie	Oczekiwane	Brak metodyki

[84] KPOWM – Raport do Komisji Europejskiej. Warszawa, 2016.

[85] ECONOMIC AND SOCIAL ANALYSES IN THE BALTIC SEA REGION-Supplementary Report to the First Version of the HELCOM 'State of the Baltic Sea' report 2017.

[86] Draft supplementary report on ESA for HELCOM HOLAS II.

turystyka i rekreacja morska	Oczekiwane	Opracowano, zrealizowano obliczenia dla pojedynczego roku
działalność militarna	Brak	Brak metodyki

Źródło: Opracowanie własne

Z uwagi na fakt, że w przypadku zaledwie 2 sektorów można oczekiwać jakiegoś wpływu z osiągnięcia GES na strumień korzyści – będą one dyskutowane rozłącznie. Brak metodyki szacunku dla olbrzymiej większości sektorów w metodycznym dokumencie projektu Helcom HOLAS II- nie powinien zaskakiwać. Większość sektorów jest po prostu niewrażliwa na jakość Bałtyku. Przykładowo, kondycja żeglugi zależy od kondycji gospodarki (krajowej, światowej,) od otoczenia konkurencyjnego, ale nie od jakości wody, po której pływają statki. Analogicznie sytuacja dotyczy działalności portów morskich, są one narażone na globalne zmiany klimatyczne – zmiany poziomu mórz, ale to są zmiany o charakterze ilościowym, a nie jakościowym. Dokładnie tak samo reaguje przemysł stoczniowy, znaczące zmiany poziomu są kluczowe, natomiast jakość wody nie ma znaczenia. Sektor rolniczy został umieszczony w zestawieniu wyłącznie z uwagi na potencjalne presje tego sektora na Bałtyk, są to jednak presje jednokierunkowe. Tak długo jak w rolnictwie nie będzie wykorzystywana woda ze stacji odsalania (których nad polskim wybrzeżem Bałtyku brak) jakość Bałtyku nie będzie miała wpływu na ten sektor. Można nawet zaryzykować postawienie hipotezy odwrotnej – znacząca poprawa jakości Bałtyku – a szczególnie powrót lub zwiększenie liczebności gatunków zagrożonych (w tym ssaków morskich takich jak morświny czy foki szare) może prowadzić do wzmocnienia reżimu ochronnego wybranych części Bałtyku i ograniczenia działalności gospodarczej lub wzrostu kosztów prowadzenia tej działalności.

Rybołówstwo morskie

W odniesieniu do sektora połowowego – pojęcie scenariusza BAU jest całkowicie nieadekwatne, ponieważ co roku ustalane są kwoty połowowe a zarządzanie żywymi zasobami morza opiera się na jak najlepszej dostępnej wiedzy naukowej na temat stanu żywych zasobów morza. Instytucją przygotowującą doradztwo naukowe dla głównych stad ryb poławianych komercyjnie jest Międzynarodowa Rada ds. Badań Morza (ICES). Przygotowuje ona corocznie ocenę stanu zasobów na podstawie badań naukowych (rejsów badawczych) tych zasobów, w których uczestniczą jednostki naukowe wszystkich państw regionu, a także informacji przekazywanych przez rybaków oraz administrację państw członkowskich UE. W ocenę stanu zasobów ryb zaangażowany jest również STECF (Komitet Naukowo - Techniczny i Ekonomiczny ds. Rybołówstwa), który przygotowuje roczny raport na temat bieżącego stanu zasobów rybołówstwa i jego przyszłego potencjału. STECF odgrywa ważną rolę, wspomagając Komisję Europejską w formułowaniu kształtu polityki z zakresu zarówno planowania długoterminowego jak i nadzwyczajnych zamknięć obszarów połowowych, wydając miarodajną i szczegółową opinię naukową. Komitet ten odpowiada również za doradztwo w dziedzinie ekonomii i zagadnień społecznych. Przygotowane przez ICES i STECF corocznie oceny stanu zasobów zawierają szeroką analizę stanu zasobów wykorzystywaną jako podstawa do przygotowania przez Komisją Europejską propozycji podziału TAC i kwot połowowych oraz długoterminowych propozycji na temat sposobów zrównoważonego zarządzania rybołówstwem na wodach europejskich. Kwoty połowowe są ustalane corocznie w drodze rozporządzenia Rady UE określającego możliwości połowowe odłowienia danych stad ryb na obszarze Morza Bałtyckiego. Wspomniane kwoty podlegają znaczącym wahaniom rok do roku i nie ma mowy o jakichkolwiek liniowych ekstrapolacjach czy założeniu utrzymania jakiegokolwiek poziomu z konkretnego roku. Podstawą wyznaczenia kwot jest koncepcja maksymalnego trwałego przychodu uzyskiwanego z zasobu MSY. W praktyce dochodzą dwa kolejne czynniki: techniki pomiaru wielkości stad istniejących (a dokładniej zmiany technik pomiaru) i presja polityczna/sektora. Skala zmian w cyklach rok do roku przedstawiona jest w poniższej tabeli.

Tabela 5.7.10. Przegląd zmian całkowitych dopuszczalnych połowów (TAC) w latach 2016 i 2017.

Stado oraz obszar połowowy ICES; podrejon	2015	2016	2017*
Wschodnie stado dorsza 25-32	100%	-20 %	bz**
Zachodnie stado dorsza 22-24	100%	-20 %	bz**
Zachodnie stado śledzia 22-24	100%	18 %	8 %
Stado śledzia w Zatoce Botnickiej 30-31	100%	-24 %	17 %
Stado śledzia w Zatoce Ryskiej 28,1	100%	-10 %	-21 %
Stado śledzia z basenu centralnego 25-27, 28.2, 29, 32	100%	9 %	8 %
Szprot 22-32	100%	-5 %	40 %
Gładzica 22-32	100%	18 %	95 %
Stado łososia w basenie głównym 22-31	100%	bz**	10 %
Stado łososia w Zatoce Fińskiej 32	100%	bz**	-28 %

*Wniosek Komisji (procentowa różnica w stosunku do TAC z 2016).
** bz - bez zmian.
Źródło: skrót informacji z wniosku KE dotyczącego uprawnień połowu w Morzu Bałtyckim na rok 2017. http://europa.eu/rapid/press-release_IP-16-2849_pl.htm

Dla poszczególnych gatunków dopuszczalne kwoty połowu, a dokładniej ich zmiany, rok do roku wahają się od -24% do +40%. Trudno jest zatem mówić o jakimkolwiek stabilnym scenariuszu.

Turystyka i rekreacja

Osiągnięcie dobrego stanu Bałtyku i skutki dla ludności, w tym strumień korzyści związany z rekreacją i turystyką, były przedmiotem dedykowanych badań i znalazły się w załączniku metodycznym projektu Helcom HOLAS II[87].

Wskaźniki według raportu Helcom HOLAS II:

1) liczba dorosłych Polaków 18-80; 29789 tys.;
2) wskaźnik jednostkowy WTP; 12-13 €/os.

Szczegółowa analiza projektu[88], do którego odwołują się autorzy raportu Helcom HOLAS II umożliwia dokładniejsze zestawienie poniżej wyszczególnionych wskaźników (założenia opracowania podstawowego (Ahtiainen i inn.), stanowiącego źródło oszacowań):

1) strumienie korzyści przedstawiane respondentom:
   a) przejrzystość wody,
   b) zakwity sinic,
   c) kondycja łąk podwodnych,
   d) liczba gatunków ryb,
   e) natlenienie głębokich warstw wody;
2) scenariusz bazowy: wstrzymanie inwestycji na lądzie zmierzających do redukcji biogenów (oczyszczalnie, kanalizacja, sektor rolniczy itd.);
3) liczba dorosłych (15+[89]) obywateli do szacunków 24624 tys. (2011);
4) sredni dochód netto per capita za 2011, według Eurostatu, € według PPP 492 według badania 495;
5) elastyczność dochodowa WTP dla Polski: zmiana dochodu o 1% zmienia WTP o 0,21%;

[87] ECONOMIC AND SOCIAL ANALYSES IN THE BALTIC SEA REGION-Supplementary Report to the First Version of the HELCOM 'State of the Baltic Sea' report 2017.

[88] Heini Ahtiainen i inn Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – results from a contingent valuation study in the nine coastal states. W: Journal of Environmental Economics and Policy, Volume 3, 2014 - Issue 3, Pages 278-305.

[89] W materiale pierwotnym ujmowano populację od 15 roku życia, w załączniku metodycznym od 18 roku – powołując się przy tym na materiał pierwotny, bez jakiegokolwiek komentarza związanego ze zmianą.

6)liczebność gospodarstwa domowego według badania 3,3 według GUS 2,6;
7)jednostkowa roczna WTP w € 2011 r. według PPP 12,15 €/os.;
8)roczna WTP dla Polski 299,2 mln € 2011r. według PPP.

Dane te umożliwiają zestawienie strumieni niekorzyści, z powodu nieosiągnięcia dobrego stanu wód, dla lat 2012-2015. Z uwagi na pewne rozbieżności dotyczące populacji wchodzącej w skład obliczeń (wiek 15+ czy 18+) liczba mieszkańców Polski, w danych kategoriach wiekowych, różni się. Z uwagi na brak możliwości rozstrzygnięcia, który przedział wiekowy jest poprawny, obliczenia powtórzono dla dwóch wariantów.

Tabela 5.7.11. Zestawienie rocznych strumieni niekorzyści z powodu nieosiągnięcia dobrego stanu Bałtyku – wariant 1, wiek 15+.

	jednostka	2012	2013	2014	2015	2016
Ludność ogółem,	osoby	38 533	38 496	38 479	38 437	38 433
Ludność w wieku 15+	osoby	32 724,7	32 714	32 714,8	32 682,5	32 659,6
WTP jednostkowe	€/os./r.	12,24	12,28	12,37	12,46	12,65
WTP ogółem	mln €/r.	400,6	401,7	404,7	407,2	413,1

Źródło: Obliczenia własne na podstawie danych z Ahtainen H. i inn., Benefits… opus cit.

Tabela 5.7.12. Zestawienie rocznych strumieni niekorzyści z powodu nieosiągnięcia dobrego stanu Bałtyku – wariant 2, wiek 18+.

	jednostka	2012	2013	2014	2015	2016
Ludność ogółem,	osoby	38 533	38 496	38 479	38 437	38 433
Ludność w wieku 18+	osoby	31 425,8	31 467	31 536	31 535,3	31 572,6
WTP jednostkowe	€/os./r	12,24	12,28	12,37	12,46	12,65
WTP ogółem	mln €/r	384,7	386,4	390,1	392,9	399,4

Źródło: Obliczenia własne na podstawie danych z Ahtainen H. i inn., Benefits… opus cit.

Należy zwrócić uwagę, że oszacowane strumienie niekorzyści w bardzo ogólny sposób referują do pojęcia „turystyki i rekreacji".

W ramach projektu podjęto próbę weryfikacji badań metodą wyceny warunkowej przy pomocy dedykowanego modelu ekonometrycznego. Dotychczasowe badania i rekomendacje projektu Helcom HOLAS II i projekty źródłowe opierają wycenę jakości (poprawy jakości) Bałtyku o metodę deklarowanych preferencji. Stosując takie podejście wycena jednostkowa (niekorzyści z niskiej jakości Bałtyku) budowana jest poprzez uśrednienie odpowiedzi z reprezentatywnej próby badawczej. Pytania dotyczą jednak sytuacji hipotetycznej – wirtualnej płatności na rzecz poprawy jakości stanu wód. Standardowym problemem przy takich badaniach jest ich adekwatność, w sytuacji kiedy faktycznie przyjdzie do ponoszenia wydatków.

W niniejszym opracowaniu podjęto próbę empirycznej weryfikacji hipotezy przypisującej konkretną, weryfikowaną przez rynek wartość do jakości Bałtyku. Próba polega na odnalezieniu związku pomiędzy jakością wód (mierzonej stanem kąpielisk) a częstością odwiedzin. Ponieważ dane o frekwencji turystycznej dostępne są na poziomie gmin – postanowiono zbadać, czy fakt posiadania kąpieliska (gdzie kontroluje się jakość wody) i dobry stan tego kąpieliska wpływają na frekwencję turystyczną. Postawiono następujące hipotezy:

Hipoteza 1. Sam fakt posiadania kąpieliska (kąpielisk) istotnie wpływa na większą frekwencję turystyczną (w roku bieżącym lub następnym).

Podstawową cechą kąpieliska jest zapewnienie bezpieczeństwa i komfortu użytkownikom. Operacjonalizacja tego pojęcia ma dwa podstawowe wymiary: ściśle określone wymogi dotyczące służb ratowniczych oraz systematyczna kontrola jakości wody. Stwierdzenie to jest jednak

pewnym uproszczeniem. Dochodzą bowiem wymogi informacyjne, np. tablica z temperaturą wody itp. Wydaje się jednak, że nie są to wiodące przesłanki wyboru. Rozdzielenie tych składowych według preferencji użytkowników nie jest możliwe bez dedykowanych badań ankietowych. Zatem przypisanie kontroli jakości wody podstawowej motywacji wyboru miejsca jest pewnym przeszacowaniem.

Hipoteza 2. Wysoka jakość wody w istniejących kąpieliskach istotnie wpływa na frekwencję turystyczną (w roku bieżącym lub następnym).

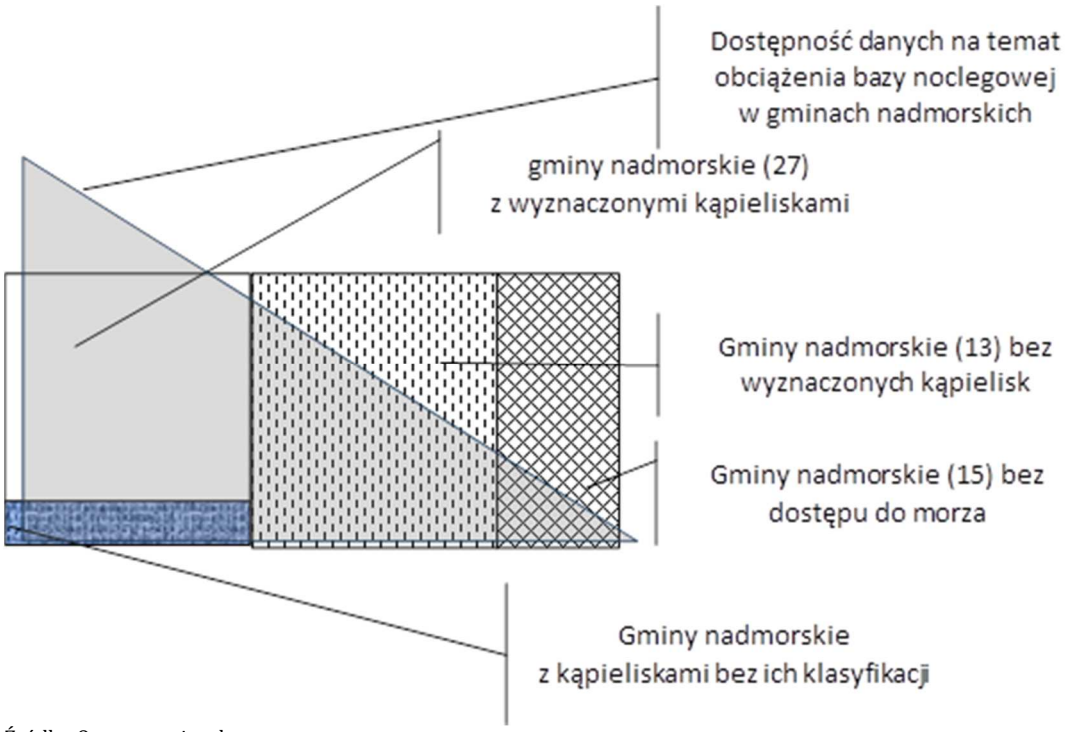
Fakt istnienia kąpieliska wiąże się z systematyczną kontrolą jakości wody. Należy zdawać sobie sprawę z pewnej nieświadomości przeciętnego konsumenta (turysty). Olbrzymia większość użytkowników fakt spełnienia norm (tu „zdatności wody do kąpieli") utożsamia z bezpieczeństwem korzystania z kąpieliska. W rzeczywistości nie ma mowy o gwarancji bezpieczeństwa. Spełnienie określonej normy prowadzi do nieprzekroczenia określonego marginesu ryzyka, a nie do gwarancji bezpieczeństwa. Te niuanse są jednak w stanie wychwycić nieliczne osoby, mające wiedzę z zakresu zarządzania ryzykiem. Powszechna opinia opiera się na mocnym uproszczeniu, gdzie wyniki kontroli jakości utożsamiane są z poziomem bezpieczeństwa.

Weryfikacja obu hipotez wymaga kwantyfikacji kilku pojęć:

1) pojęcie gminy nadmorskiej – według definicji Eurostatu to nie tylko gminy leżące nad morzem, ale także te, których minimum 50% powierzchni jest w odległości nie większej niż 10 km od brzegu; takie wymagania spełnia 55 gmin w Polsce; w praktyce badania zostaną ograniczone do gmin leżących bezpośrednio nad morzem; trudno jest bowiem wiązać jakość kąpieliska z gminą, która nie ma dostępu do morza; konieczność korzystania z samochodu celem dojazdu umożliwia bowiem wybór sąsiedniej gminy i kąpieliska z dobrą jakością wody położonego nieco dalej;
2) „fakt posiadania kąpieliska" – w praktyce gminy posiadają od 0 do 15 kąpielisk; z uwagi na fakt, że frekwencja turystyczna jest liczona na całą gminę – konieczne jest uśrednienie jakości kąpielisk dla danej gminy (średnia arytmetyczna); w praktyce sam fakt występowania jednego kąpieliska (gdzie kontroluje się jakość wody) – wydaje się warunkiem wystarczającym; liczba kąpielisk jako zmienna objaśniająca – została pominięta,
3) jakość wody w kąpielisku – jest oznaczana w skali 1-4 dla całego sezonu; pierwszy model traktował ocenę jakości kąpieliska jako jedyną zmienną objaśniającą; bardziej rozbudowane obliczenia (drugi model) uwzględni również fakt zamknięcia kąpieliska w trakcie sezonu (z uwagi na zakwity sinic, bakterie coli itp.); takie zamknięcie obniża zagregowaną oceną jakości;
4) frekwencja turystyczna – jest mierzona wskaźnikiem wykorzystania bazy noclegowej w %; z uwagi na spore zróżnicowanie w skali kolejnych sezonów, mierzone będzie odchylenie od wartości średniej w konkretnym sezonie i zmiany tego odchylenia.

Opis próby badawczej

Z pierwotnej listy 55 gmin nadmorskich do badań nadaje się 40 jednostek z bezpośrednim dostępem do morza. Z tej zbiorowości 27 gmin wyznaczyło na swoim terytorium przynajmniej jedno kąpielisko, jednak nie wszystkie z nich zostały przebadane i skategoryzowane. Informacje na temat jakości kąpielisk zostały udostępnione przez Głównego Inspektora Sanitarnego. Ponadto, do badań niezbędne są dane o obłożeniu bazy noclegowej, na poziomie pojedynczych gmin. Informacje takie gromadzi GUS. Dane nie są jednak powszechnie dostępne dla wszystkich gmin nadmorskich z uwagi na dochowanie tajemnicy statystycznej związanej z uśrednianiem informacji z niewielkiej liczebności obiektów. W praktyce uzyskano informacje na temat wykorzystania bazy noclegowej dla 47 gmin nadmorskich, w tym dla 25 gmin posiadających kąpieliska.



Źródło: Opracowanie własne

Rys. 5.7.2. Dezagregacja bazy danych gmin nadmorskich.

Ekonometryczna analiza tak opisanego zbioru ma pewne słabości wynikające z niskiej liczebności próby. Ilość gmin nadmorskich nie podlega wahaniom, zaś ocena stanu kąpielisk cechowała się metodyką zmienną w czasie co wyklucza stosowanie dłuższych serii czasowych. Z przyczyn niezależnych nie było zatem możliwości zwiększenia ilości obserwacji. Najbardziej obiecujące wyniki estymacji uzyskano opierając się na uogólnionej metodzie momentów (Panel Generalized Method of Moments). Wyniki obliczeń wskazały na niski stopień dopasowania modelu co również wydaje się dość oczywiste. Na frekwencję turystyczną wpływa olbrzymia ilość zmiennych, przykładowo:

1) pogoda;
2) zagrożenia terrorystyczne na rynkach konkurencyjnych (Egipt, Tunezja);
3) katastrofy na rynkach konkurencyjnych (trzęsienia ziemi, rozlewy ropy);
4) dodatkowe szoki dochodowe (program 500+).

W tym kontekście budowa modelu służącego do określenia wpływu na frekwencję, który posiada tylko jedną zmienną objaśniającą (istnienie kąpieliska) siłą rzeczy nie może mieć wysokiego stopnia dopasowania.

Mimo zastrzeżeń związanych z małą liczbą obserwacji udało się potwierdzić hipotezę pierwszą: **fakt wyznaczenia kąpieliska w sposób istotny statystycznie wpływa na frekwencję turystyczną**. Szczegóły obliczeń wykorzystujących uogólnioną metodę momentów prezentują tabele zawarte w załączniku 1 do niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (tabele 5.7.1 – 5.7.6).

Można zatem stwierdzić, że wyznaczenie kąpieliska wraz z dopełnieniem wszystkich procedur, w tym kontroli jakości wody, ma znaczenie przy wyborze destynacji turystycznej. Turyści przywiązują do tego faktu wagę. Precyzując, fakt wyznaczenia kąpieliska zwiększa frekwencję o 4,6% (za zmianę odpowiada wskaźnik opisany jako K) w stosunku do wartości przed wyznaczeniem kąpieliska. Przykładowo, przy wskaźniku wykorzystania danej bazy na poziomie 20% w gminie bez kąpieliska jego wyznaczenie powoduje wzrost jej obłożenia do poziomu 21%.

Analogiczne obliczenia zakładające związek istnienia kąpieliska w roku poprzednim z frekwencją w roku bieżącym również dały wynik istotny statystycznie (szczegóły obliczeń zaprezentowano w załączniku 1 do niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód

morskich). Podejście takie ma pewne uzasadnienie. Osoby podróżujące nad Bałtyk systematycznie bazują na swoich doświadczeniach z poprzednich lat. Niekoniecznie potrafią odnaleźć bieżące dane na temat tych kąpielisk na stronach www serwisu kąpieliskowego. Polegają jednak na własnych lub zasłyszanych opiniach. Weryfikacji poddano zatem model zakładający, że frekwencja turystyczna mierzona obciążeniem bazy noclegowej jest funkcją istnienia kąpieliska w gminie w roku poprzednim. Wartość współczynnika przy zmiennej objaśniającej była nieco wyższa. Wzrost frekwencji sięgał do poziomu 5% (dokładnie 4,97%), tzn. fakt istnienia/braku kąpieliska objaśniał (w sposób istotny statystycznie) 3,5% zmian frekwencji. Za pozostałe zmiany frekwencji odpowiadały inne czynniki (pogoda, zagrożenia terrorystyczne na rynkach konkurencyjnych, katastrofy na rynkach konkurencyjnych itp.).

Nie udało się natomiast potwierdzić hipotezy drugiej: **wysoka jakość wody w istniejących kąpieliskach istotnie wpływa na frekwencję turystyczną (w roku bieżącym lub następnym)**. Szczegóły analizy zawiera Załącznik 2 do niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.

Wynik obliczeń nie był istotny statystycznie. Oznacza to, że nie udało się potwierdzić związku pomiędzy jakością kąpieliska a wyborem miejsca wypoczynku. Należy podkreślić, że stwierdzenie to powinno być interpretowane jako fakt niedowiedzenia braku takiego związku, co nie oznacza jego nieodnalezionia. Przy poszukiwaniach wykorzystano szereg metod modelowana – żadna z nich nie prowadziła do wyników istotnych statystycznie. Z pewnością niska liczebność próby była tu wiodącym czynnikiem obniżającym szanse uzyskania wyniku istotnego statystycznie. Z drugiej strony pojęcie niewielkiej liczby obserwacji odnosi się do czysto ekonometrycznego punktu widzenia. Szereg obserwacji obejmował 4 sezony, jednak za pojęciem frekwencji w pojedynczym sezonie kryje się ponad milion Polaków podróżujących nad Bałtyk i spędzających nad morzem ponad 6 mln osobo-dni.

Brak wyraźnego związku przyczynowo skutkowego pomiędzy jakością kąpielisk a frekwencją sugeruje, aby wyjątkowo ostrożnie traktować wyniki badań zrealizowanych metodą wyceny warunkowej, gdzie respondenci odpowiadali na pytanie o hipotetyczną gotowość płacenia za poprawę jakości Bałtyku. Pytania kierowane do respondentów były hipotetyczne (pytano o hipotetyczną gotowość do zapłacenia za poprawę jakości wody definiowaną wybranymi parametrami fizyko-chemicznymi i biologicznymi, zaś respondent miał całkowitą świadomość, że w obecnym stanie prawnym nie ma możliwości wyegzekwowania złożonej deklaracji), a uzyskane wyniki badań zostały skonfrontowane z analizą faktycznych zachowań konsumentów. Obserwacje faktycznych zachowań Polaków sugerują, że nader trudno jest odnaleźć zachowania wskazujące na przywiązywanie jakiejkolwiek wagi do jakości Bałtyku traktowanego jako miejsce do kąpieli. Badania ex-post zrealizowane obejmowały 4 lata gdzie Bałtyk odwiedziło ponad 4 miliony Polaków. Należy jednak zauważyć, że respondentom pytanym o WTP (metoda wyceny warunkowej) przedstawiano więcej strumieni korzyści w tym korzyści pozaużytkowe (bioróżnorodność, natlenienie wód głębokich). Teoretycznie jest więc możliwe, aby respondenci ci przypisywali wartości pieniężne do wartości pozaużytkowych (bioróżnorodność, redukcja stref beztlenowych), a nie do bezpośredniej wartości użytkowej, z której sami korzystają (dobre kąpielisko). Wyjaśnienie to wydaje się jednak mało prawdopodobne.

Przełożenie wyników analizy ekonometrycznej na strumień korzyści wymaga przyjęcia pewnych subiektywnych założeń. Obliczony wskaźnik wzrostu obciążenia bazy noclegowej (a więc wzrostu frekwencji) o 5% należy odnieść do jakiejś zbiorowości. Ponieważ część gmin jest już wyposażonych w kąpieliska nie powinno się tego wzrostu odnosić do całej zbiorowości turystów odwiedzających wybrzeże. Biorąc pod uwagę wyłącznie zbiorowość kilkunastu gmin leżących bezpośrednio nad Bałtykiem i nie mających kąpielisk przyrost frekwencji wynosi niecałe 2000 turystów na sezon. Uściślając, przyrost dotyczy wyłącznie sezonu kąpieliskowego lipiec-sierpień.

Spis literatury i wykaz aktów prawnych

1. Ahtiainen H. i in. 2014. Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – results from a contingent valuation study in the nine coastal states. W: Journal of Environmental Economics and Policy, Volume 3, Issue 3, Pages 278-305.
2. Ainslie, M. A., de Jong, C. A. F., Dol, H. S., Blacquière, G. and Marasini, C., "Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea", TNO-report C085, February 2009, Retrieved online: http://www.noordzeeloket.nl/overig/bibliotheek.asp (Nota's en rapporten).
3. Alheit J., Möllmann C., DutznJ., Kornilovs G., Loewe P., Mohrholz V., Wasmund N. 2005. Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. ICES J. Mar. Sci. 62: 1205-1215.
4. Ameryk A., Gromisz S. 2012. Gdańsk Basin [in:] O'Brien T.D., Li W. ICES Phytoplankton and Microbial Plankton Status Report 2009/2010. ICES Cooperative Research Report No. 313: 48–49.
5. Andrén E., Andrén T., Kunzendorf H. 2000. Holocene history of the Baltic Sea as a background for assessing records of human impact in the sediments of the Gotland Basin. The Holocene 10: 687–702.
6. Andrulewicz E. i in., 2008, Morze Batyckie – o tym warto wiedzieć, Polski Klub Ekologiczny, Okręg Wschodnio-Pomorski.
7. Andrulewicz E., Kruk-Dowgiałło L., Osowiecki A. 2004. Phytobenthos and macrozoobenthos of the Slupsk Bank stony reefs, Baltic Sea. Hydrobiologia 514(1): 163-1170.
8. Andrulewicz E., Napierska D., Otremba Z. (2003): The environmental effects of the installation and functioning of the submarine SwePol HVDC transmission line: a case study of the Polish Marine Area of the Baltic Sea. Journal of Sea Research 49: 337–345.
9. Andrulewicz E., Szymelfening M., Urbański J., Węsławski J. M. 1998. Morze Bałtyckie – o tym warto wiedzieć. Zeszyty Zielonej Akademii. 115 s.
10. ICES. 1989. Methodology of Fish Disease Surveys. Report of an ICES Sea-Going Workshop held on U/F "Argos", 16-23 April 1988, ICES Coop. Res. Rep. No. 166, Denmark.
11. Anon. 1991. Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (Dz. Urz. WE L 135 z 30.05.1991, str. 40, z późn. zm. – Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 2, str. 26)
12. Anon. 1991. Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG) (Dz. Urz. WE L 375, 31.12.1991, str. 1, z późn. zm. – Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 2, str. 68).
13. Anon. 1992. Dyrektywa 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (DZ. Urz. UE L 206 z 22.07.1992, str. 7.
14. Anon. 2000. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Ramowa Dyrektywa Wodna, RDW) (Dz. Urz. UE L 327 z 22.12.2000, str. 1).
15. Anon. 2000a. Dyrektywa i Rady 2000/59/WE z dnia 27 listopada 2000 r. w sprawie portowych urządzeń do odbioru odpadów wytwarzanych przez statki i pozostałości ładunku (Dz. Urz. UE L 332 z 28.12.2000, str. 81).
16. Anon. 2001. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz. U. poz. 1566, z późn. zm.)
17. Anon. 2001a. Dyrektywa 2001/42/WE z dnia 27 czerwca 2001 r. w sprawie oceny wpływu niektórych planów i programów na środowisko (Dz. Urz. UE L 197 z 21.07.2001, str. 30).
18. Anon. 2006. Dyrektywa 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r. dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach i uchylająca dyrektywę 76/160/WE (Dz. Urz. UE L 64 z 04.03.2006, str. 3 z późn. zm.).

19. Anon. 2007. Dyrektywa 2007/2/WE z dnia 14 marca 2007 r. ustanawiającej infrastrukturę informacji przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej (INSPIRE) (Dz. Urz. UE L 108 z 25.04.2007, str. 1).
20. Anon. 2008. Dyrektywa 2008/56/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej, RDSM) (Dz. Urz. UE L 164 z 25.06.2008, str.19).
21. Anon. 2008a. Dyrektywa 2008/105/WE w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. UE L 348 z 24.12.2008, str. 84), Dyrektywa 2013/39/WE zmieniającą dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. UE L 226 z 24.08.2013, str. 1).
22. Anon. 2009. Dyrektywa 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (DZ. Urz. UE L 20 z 26.01.2010, str. 7).
23. Anon. 2009a. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE (Dz. Urz. WE L 140 z 05.06.2009, str. 16).
24. Anon. 2010. Decyzja Komisji z dnia 1 września 2010 r. w sprawie kryteriów i standardów metodologicznych dotyczących dobrego stanu środowiska wód morskich (notyfikowana jako dokument nr c (2010) 5956 (Dz. Urz. UE L 232 z 02.09.2010, str. 14).
25. Anon. 2012. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz. Urz. WE L 206 z 22.07.1992, str. 7, z późn. zm. Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 2, str. 102, z późn. zm.).
26. Anon. 2013. Wspólna Zharmonizowana Procedura dla państw - Stron HELCOM i OSPAR w zakresie udzielania zwolnień w ramach Międzynarodowej konwencji o kontroli i postępowaniu ze statkowymi wodami balastowymi i osadami, Prawidło A-4.
27. Anon. 2013a. Ustawa z dnia 4 stycznia 2013 r. o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw (Dz.U. poz. 165).
28. Anon. 2013b. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. UE L 226 z 24.08.2013, str. 1).
29. Anon. 2014. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. poz. 1482).
30. Anon. 2014a. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2014/89/UE z dnia 23 lipca 2014 r. ustanawiająca ramy planowania przestrzennego obszarów morskich (Dz. Urz. UE L 257 z 28.08.2014, str. 135).
31. Anon. 2015. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz. U. poz. 1121).
32. Anon. 2016. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. poz. 1187).
33. Anon. 2017a. Dyrektywa Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. zmieniająca dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich (Dz. Urz. UE L 125 z 18.05.2017, str. 27).
34. Anon. 2017b. Decyzja Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE (Dz. Urz. UE L 125 z 18.05.2017, str. 43).
35. Arnot J. i in. 2009. An evaluation of hexabromocyclododecane (HBCD) for Persistent Organic Pollutant (POP) properties and the potential for adverse effects in the environment, European Brominated Flame Retardant Industry Panel (EBFRIP).

36. Art.8 MSFD Assessment Guidance, https://circabc.europa.eu/sd/a/cea61b55-06df-4e9e-9830-b0f41ca46fbe/GES_17-2017-02_Guidance_MSFDArt8_Feb2017TestVersion.pdf.
37. ASCOBANS 2009. Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises Jastarnia Plan (2009 Revision). http://www.ascobans.org/sites/default/files/document/ASCOBANS_JastarniaPlan_MOP6_0.pdf.
38. Austin, B. 2007. The Involvement of Pollution with Fish Health. In: Multiple Stressors: A Challenge for the Future, pp13-30. Ed. by C Mothersill, I Mosse and C. Seymour. Springer. 484 pp.
39. Barańska A., Brzeska-Roszczyk P., Dziaduch D., Gorczyca M., Kruk-Dowgiałło L., Kuczyński T., Lemieszek A., Olenycz M., Osowiecki A., Pieckiel P., Tarała A., Zaboroś I., Dzierzbicka-Głowacka L. 2016. Zbadanie różnorodności biologicznej trzech typów siedlisk strefy przybrzeżnej otwartej części polskiego wybrzeża. Wydawnictwa Wewnętrzne IM w Gdańsku nr 7056, 250 s.
40. Barton, B. A., and Iwama, G. K. 1991. Physiological changes in fish from stress in aquaculture with emphasis on the response and effects of corticosteroids. Annual Review of Fish Diseases, 1: 3-26.
41. Beale C.M., Monaghan P. 2004. Human disturbance: people as predation-free predators? Journal of Applied Ecology 41: 335-343.
42. Bellebaum J., Diederichs A., Kube J., Schulz A., Nehls G. 2006. Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeresenten gegenüber Schiffen auf See. Ornithol. Rundbr. Mecklenburg-Vorpommern 45 (Sonderheft 1): 86-90.
43. Bellebaum J., Schirmeister B., Sonntag N., Garthe S. 2013. Decreasing but still high: Bycatch of seabirds in gillnet fisheries along the German Baltic coast. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 210-221.
44. Bengtsson, B.E., 1979. Biological variables, especially skeletal deformities in fish, for monitoring marine pollution. Phil. Trans. Royal Soc. Lond. B 286, 457–464.
45. Bergman, A. M. 1912. Eine ansteckende Augenkrankheit, keratom alacie, bei Dorschen an der sud Kuste Schwedens. Zentralbl. Bakteriol. Parasitenkd. Infektionskr. Hyg. Abt. 1 Orig. 62:200-212.
46. Bergström L. i in., 2007, Essential fish habitats and fish migration patterns in the Northern Baltic Sea, BALANCE Interim Report No. 29.
47. Bianchi T.S., Engelhaupt E., Westman P., Andrén T., Rolff C., Elmgren R. 2000. Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Natural or human-induced? Limnology and Oceanography 45: 716-726.
48. BirdLife International, 2007, Baltic Sea Action Plan overlooks oil pollution. Available at: http://www.birdlife.org/news/news/2007/11/baltic_sea_action_plan.html.
49. Biziuk M, Zaslawska L, Namiesnik J, Pacyna J. 2001. Contamination of water in the southern part of the Baltic Sea by heavy metals. Chem Inz Ekol8:787–91.
50. Blomqvist M., Cederwall H., Leonardsson K., Rosenberg R. 2006. Bedömningsgrunder för kust och hav. Bentiska evertebrater 2006. Rapport ttill Naturvårdsverket 2006-03-14: 70 s.
51. Boak A. C., Goulder R. 1983. Bacterioplankton in the diet of the calanoid copepod Eurytemora sp. in the Humber Estuary. Marine Biology 73: 139–149.
52. Bociąg K. 2016. Zalewy i jeziora przymorskie, laguny (1150), [w:] Opioła R., Barańska A., Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L., Michałek M., Dziaduch D., Brzeska-Roszczyk P., Pieckiel P., Łysiak-Pastuszak E., Olenycz M., Zaboroś I., Dembska G., Boniecka H., Gawlik W., Gajda A., Bociąg K., Bajkiewicz-Grabowska E., Kozłowski K., Tarała A., Kosecka M., Kowalczyk J., Świstun K., Yalçin G., Filipczak R., Mroczek K., Błaszczyk Ł. 2016. Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015–2018. Raport z prac wykonanych w II etapie. Praca powstała na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska (nr umowy 54/2015/F z dnia 15 grudnia 2015 r.), 469 s.
53. Braak, der, C., van Strien A., Meijer R., Verstrael T. 1994. Analysis of Monitoring Data With Many Missing Values: Which Method? In: Hagemeijer EJM, Verstrael TJ (eds) Bird numbers 1992 distribution monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC. S. 663–673.

54. Brasseur S.M.J.M., van Polanen Petel T.D., Gerrodette T., Meesters E.H.W.G., Reijnders P.J.H., Arts G.A. 2015. Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration, Marine Mammal Science, Volume 31, Issue 2: 405-426.
55. Broeg K. 2015. Cosmetics clean-up - first step to reduce microplastic input into the Baltic Sea More.
56. Broman D., Näf C., Lundbergh I., Zebühr Y. 1990. An in situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston-Mytilus edulis L.-Somateria mollissima L.) from the Baltic: an ecotoxicological perspective. Environ. Toxicol. Chem. 9: 429–442.
57. Brzeska P. 2009. Mapowanie zasięgu występowania makroglonów w północno-zachodniej części Ławicy Słupskiej oraz strefy przybrzeżnej pomiędzy Stilo a Ustką w kontekście planowania przestrzennego polskich obszarów morskich. Praca wykonana w ramach środków finansowych przyznanych na działalność statutową decyzją Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego nr 611/E-272/S/2009-1, 30 s.
58. Bucke, D., Vethaak, A.D., Lang, T. and Mellergaard, S. 1996. Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: Training guide for identification. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, No. 19. 27.
59. Bykowski P., 2010, *Przetwórstwo ryb w Polsce – szanse i zagrożenia*. XXXV Krajowa Konferencja Hodowców Ryb Łososiowatych, Jastrzębia Góra 2010, Mat. konf., 53-62.
60. Bzoma Sz. 2015. Monitoring Kormorana. Instrukcja prac terenowych. Dostęp z: http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/instrukcje-i-formularze?file=files/pliki/instrukcje2015/MKO_Instr_Pr_Ter_2015.pdf.
61. Bzoma Sz. 2015a. Monitoring Rybitwy Czubatej. Instrukcja prac terenowych. Dostęp z: http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/instrukcje-i-formularze?file=files/pliki/instrukcje2015/MRC_Instr_Pr_Ter_2015.pdf.
62. Cardinale M., Casini M., Arrhenius F. 2002. The influence of biotic and abiotic factors on the growth of sprat (Sprattus sprattus) in the Baltic Sea. Aquatic Living Resources 15: 273–281.
63. Carstensen J. i in., 2014, Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century, PNAS, Vol. 111, No. 15, 5628–5633.
64. CBD Secretariat 2002, Decision VI/23: Alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Document UNEP/CBD/COP/6/23 Convention on Biological Diversity Secretariat, Montreal, Canada.
65. Cenian Z. 2015. Monitoring Produktywności Bielika. Instrukcja prac terenowych. Dostęp z: http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/instrukcje-i-formularze?file=files/pliki/instrukcje2015/MPB_Instr_Pr_Ter_2015.pdf.
66. Chilińska E. 2015. Ecological status assessment of lakes using macrophytes. Acta Universitatis Lodziensis. Folia Biologica et Oecologica 11: 16-22.
67. Chojnacki J. 1984. Plankton zoocenosis of the southern Baltic, Rozprawy Nr 93 Akademia Rolnicza w Szczecinie: 1 – 124.
68. Chylarecki P., Sikora A., Chodkiewicz T. 2015. Ekspertyza merytoryczna planu Monitoringu Ptaków Polski z uwzględnieniem wszystkich lęgowych gatunków ptaków – studium wykonalności projektu. Sprawozdanie z Monitoringu Ptaków Polski. Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Lata 2015-2018. Etap 1, zadanie 13. Raport dla GIOŚ.
69. Cichocki W., Ważna A., Cichocki J., Rajska-Jurgiel E., Jasiński A, Bogdanowicz W. 2015. Polskie nazewnictwo ssaków świata. Warszawa: Muzeum i Instytut Zoologii PAN, 235 s.
70. Ciecierska H., Kolada A. 2014. ESMI: a Macrophyte Index for assessing the Ecological Status of lakes. Environ. Monit. Assess. 186: 5501–5517.
71. Ciecierska H., Kolada A., Soszka H., Gołub M. 2006. Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Etap II. Opracowanie metodyki badań terenowych makrofitów na potrzeby rutynowego monitoringu wód oraz

metoda oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód na podstawie makrofitów. Tom II – JEZIORA. Warszawa – Poznań – Olsztyn, 57 s.
72. Cieśliński R. 2010. Zróżnicowanie typologiczne i funkcjonalne jezior w polskiej strefie brzegowej południowego Bałtyku. Problemy Ekologii Krajobrazu, T. XXVI: 135–144.
73. Cieśliński R. 2011. Geograficzne uwarunkowania zmienności hydrochemicznej jezior wybrzeża południowego Bałtyku, Wyd. UG, Gdańsk, 211 s.
74. Cole, R. H. (1965) Underwater Explosions, Dover, New York. [Originally published in 1948 by Princeton University Press.].
75. Comeau S. i in., 2015, Ocean acidification accelerates dissolution of experimental coral reef communities Biogeosciences, 12, 365–372, 2015, www.biogeosciences.net/12/365/2015/. https://doi.org/10.5194/bg-12-365-2015, 2015.
76. Conley D.J., Carstensen J., Aigars J., Axe Ph., Bondsdorff E., Eremina T., Haahti B.M., Humborg C., Jonsson P., Kotta J., Lännegren C., Larson U., Maximov A., Rodriguez Medina M., Łysiak-Pastuszak E., Remeikaitė-Nikienė N., Walve J., Wilhelms S., Zillén L. 2011. Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 45: 6777-6783.
77. Corine Land Cover 2012.
78. Czajkowski M. i in., 2015, Valuing the commons: An international study on the recreational benefits of the Baltic Sea. Journal of Environmental Management 156 (2015) str. 209-217.
79. Dahl E. L., Bevanger K., Nygård T., Röskaft E., Stokke B. G. 2012. Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smöla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. Biol. Conserv. 145:79-85.
80. Dane Ministerstwa Rolnictwa dotyczące zużycia nawozów mineralnych i naturalnych - na potrzeby sprawozdawczości w ramach HELCOM.
81. Dane WSSE Szczecin, Gdańsk i Olsztyn.
82. Dane z monitoringu HELCOM.
83. Danielsson A., Papush L. 2008. Alterations in nutrient limitations-scenarios of a changing Baltic Sea. J. Mar. Syst 73: 263–283.
84. Davies-Colley R. J., Vant W. N., Smith D. G., 1993, Colour and Clarity of Natural Waters, Ellis Horwood.
85. Dera J., 2003, Fizyka morza, PWN, Warszawa, 144-237.
86. Demel K., Mańkowski W. 1951. Ilościowe studia nad fauna denną Południowego Bałtyku. Prace Morskiego Inst. Ryb. Gdynia, 6: 57-82.
87. Demel K., Mulicki Z. 1954. Studia ilościowe nad wydajnością biologiczną dna południowego Bałtyku. Prace MIR, Nr 8, Warszawa.
88. Dethlefsen, V. and Watermann, B. 1982. Diseases of major fish species in western Baltic Sea. ICES CM/E:19. 18 pp.
89. Dethlefsen, V., E. Egidius, A.H. McVicar 1986. Methodology of fish disease surveys. Report of a Seagoing Workshop held on R/V "Anton Dohrn" 3-12 January 1984. ICES Coop. Res. Rep. No. 140, Denmark.
90. Deutsch B. i in., 2012, Tracing inputs of terrestrial high molecular weight dissolved organic matter within the Baltic Sea ecosystem, Biogeosciences, 9, 4465–4475, 2012, www.biogeosciences.net/9/4465/2012/ doi:10.5194/bg-9-4465-2012.
91. Diaz R.J., Rosenberg R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behaviour responses of benthic macrofauna. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review 33: 245–303.
92. Dierschke V., Exo K.-M., Mendel B., Garthe S. 2012. Threats for Red-throated Divers Gavia stellata and Black-throated Divers G. arctica in breeding, migration and wintering areas: a review with special reference to the German marine areas. Vogelwelt 133: 163-194.
93. Dierschke V., Furness R.W., Garthe S. 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biol. Conserv. 202: 59-68.
94. DIKE_16-2017-08 Priorities for 2018 reporting, DG Environment.

95. Dobrzycka-Krahel, A., Kendzierska, H., Szaniawska, A., 2013. JEcolHealth, vol. 17, nr , pp. 110-116.
96. Duarte, C.M. Coastal eutrophication research: a new awareness, 2009. Hydrobiologia, 629: 263-269.
97. Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J., Sanchez-Camacho, M. Return to Neverland: Shifting baselines affect eutrophication restoration targets. Estuar. Coast., 32: 29–36, 2009.
98. ECONOMIC AND SOCIAL ANALYSES IN THE BALTIC SEA REGION-Supplementary Report to the First Version of the HELCOM 'State of the Baltic Sea' report 2017.
99. EDF Polska, 2014. Deklaracja środowiskowa 2013, EDF Polska S.A. oddział Wybrzeże w Gdańsku
100. Edler L. 1979. Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. The Baltic Marine Biologists Publ. No 5, 1-38 s.
101. Eero, M., Ojaveer, H., Arula, T., Bastardie, F., Butenschön, M., Borger, T., David, M., Delaney, A., Friedland, R., Gollasch, S., Hinrichsen, H.-H., Huwer, B., Janßen, H., Kędra, M., Kotta, J., Larsen, M., Maar, M., Narščius, A., Neumann, V., Nielsen, R., Olenin, S., Palacz, A., Piwowarczyk, J., Węsławski, J.M., Włodarska-Kowalczuk, M., Zaiko, A., 2014, Synthesis report of the VECTORS findings that are relevant to the issues of the Baltic Sea, http://www.marine-vectors.eu/deliverables/D4_3_1.pdf.
102. Ekovert Szkudlarek Ł. 2016. Analiza stopnia zanieczyszczenia środowiska morskiego odpadami spływającymi do morza, w tym odpadami sanitarnymi, ekspertyza dla KZGW.
103. Energia ze źródeł odnawialnych w 2015 roku, GUS, Warszawa.
104. Engström J., Koski M., Viitasalo M., Reinikainen M., Repka S., Sivonen K. 2000. Feeding interactions of the copepods Eurytemora affinis and Acartia bifilosa with the cyanobacteria Nodularia sp. Journal of Plankton Research 22: 1403-1409.
105. Environmental and climate change issues in the shipbuilding industry, 2010.
106. EPA, 2004, Report to Congress on the impacts and control of combined sewer overflows and sanitary sewer overflows.
107. Erickson A.J., Weiss P.T., Gulliver J.S., 2013, Optimizing Stormwater Treatment Practices A Handbook of Assessment and Maintenance. Chapter 2 Impacts and Composition of Urban Stormwater, Springer 2013.
108. ETO, 2016. Przeciwdziałanie eutrofizacji w Morzu Bałtyckim – wymagane są dalsze, bardziej skuteczne działania.
109. European Commission. 2017. Reporting on the 2018 update of articles 8, 9 & 10 for the Marine Strategy Framework Directive. DG Environment, Brussels. Pp 66 (MSFD Guidance Document 14).
110. Europe's Environment. The fourth assessment, 2007, European Environment Agency.
111. Evans D., Aish A., Boon A., Condé S., Connor D., Gelabert E. Michez N., Parry M., Richard D., Salvati E., Tunesi L. 2016. Revising the marine section of the EUNIS Habitat classification - Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016. ETC/BD report to the EEA.
112. Falandysz, J., B. Brudnowska, H. Iwata and S. Tanabe 1998. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCs) in water of the Vistula River at the Kiezmark site, Poland. Organohalogen Compd. 39: 215-218.
113. Faxneld S., Helander B., Bäcklinn B-M., Moraeus C., Roos A., Berger U., Egebäck A-L., Strid A., Kierkegaard A., Bignert A. 2014. Biological effects and environmental contaminants in herring and Baltic Sea top predators. Swedish Museum of Natural History, Rapport nr 6:2014.
114. Feistel R., Feistel S., Nausch G., Szaron J., Łysiak-Pastuszak E., Ærtebjerg G. 2008. Baltic: Monthly time series 1900 – 2005. [w:] Feistel R., Nausch G., Wasmund N. (eds.), 2008. State and evolution of the Baltic Sea, 1952-2005. Wiley Interscience – A John Wiley & Sons, Inc., Publication: 311-336.
115. Finni T., Kononen K., Olsonen R., Wallström K., 2001. The history of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. Ambio 30: 172-178.
116. Fleming V., Kaitala S. 2006. Phytoplankton spring bloom intensity index for the Baltic Sea estimated for the years 1992 to 2004, Hydrobiologia 554: 57-65.

117. Fleming-Lehtinen V., Laamanen M., Kuosa H., Hahti H., Olsonen R. 2008. Long-term development of inorganic nutrients and chlorophyll a in the open Northern Baltic Sea area. Ambio 37: 86-92.
118. Foekema EM, Gruijter C De, Mergia MT, et al (2013) Plastic in North Sea Fish. Environ Sci Technol 47:8818–8824.
119. Foka szara, Strona internetowa WWF Polska: http://www.wwf.pl/co_robimy/gatunki_glowna/ssaki_baltyckie/foka_szara/.
120. Franeker JA Van, Blaize C, Danielsen J, et al (2011) Author â€TM s personal copy Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar Fulmarus glacialis in the North Sea Author â€TM s personal copy. doi: 10.1016/j.envpol.2011.06.008.
121. Frid A., Dill L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form predation risk. Conservation Ecology 6: 11-26.
122. Gadkowski M. Evaluation of European Rivers for Power Plant Cooling – a Polish Research Project US EPA, EPA 600/3-79-072, July 1979.
123. Gaj R., 2013, Efektywne wykorzystanie składników z nawozów we współczesnym rolnictwie, Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie.
124. Galil, B.S., 2007: Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. Mar Poll Bull 55:314–322.
125. Genovesi, P. 2005: Eradications of invasive alien species in Europe: a review. Biological Invasions 7: 127–133.
126. GES_16-2016-02: Marine Strategy Framework Directive (MSFD) Common Implementation Strategy. 16th meeting of the Working Group on Good Environmental Status (WG GES) 6 December 2016 DG Environment, Avenue de Beaulieu 5, 1160 Brussels (Room 0/C).
127. GESAMP, 2015. "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment" (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.
128. Gic-Grusza G., Kryla-Straszewska L., Urbański J., Węsławski J. M. (red.) (2009): Atlas siedlisk dna polskich obszarów morskich, Broker-Innowacji, ISBN: 978-83-928355-0-9.
129. GIOŚ, 2012a, Ocena stanu ekologicznego środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2011 na tle dziesięciolecia 2001–2010.
130. GIOŚ, 2013a, Ocena stanu ekologicznego środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2012 na tle dziesięciolecia 2002–2011;
131. GIOŚ, 2014, Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego – Raport do Komisji Europejskiej http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/wstepna_ocena_stanu_srodowiska_wod_morskich_RM.pdfhttps://www.mos.gov.pl/g2/big/2014_04/9cbf6a1fad8785948a 0931cadfdf7ce9.pdf.
132. GIOŚ, 2014a, Ocena stanu ekologicznego środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2013 na tle dziesięciolecia 2003–2012;
133. GIOŚ, 2015a, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2014 na tle dziesięciolecia 2004–2013.
134. GIOŚ, 2015b, Program monitoringu wód morskich. http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Program_monitoringu_wod_morskich_RM.pdf.
135. GIOŚ, 2016a, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2015 na tle dziesięciolecia 2005–2014.
136. Gliwicz Z. M. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. Ekol. Pol. 17: 663–708.
137. Global Greenhouse Gas Emissions Data, strona internetowa EPA: https://www.epa.gov/ghgemissions/global-greenhouse-gas-emissions-data.

138. Gorokhova E. i in., 2016, Indicator Properties of Baltic Zooplankton for Classification of Environmental Status within Marine Strategy Framework Directive, PLoS ONE 11(7): e0158326. doi:10.1371/journal.pone.0158326.
139. Gorokhova E., Lehtiniemi M., Lesutiene J., Strake S., Uusitalo L., Demereckiene N., Amid C. 2015. Zooplankton mean size and total abundance. HELCOM Core Indicator Report. Online: http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/zooplankton-mean-size-and-total-stock-(MSTS)/, data wejścia na stronę: 22.05.2017.
140. Gorzelak E., 2010, Polskie rolnictwo w XX wieku. Produkcja i ludność, Prace i materiały Instytutu Rozwoju Gospodarczego SGH 84.
141. Gospodarka morska w Polsce w 2011 roku, GUS, Warszawa, 2012.
142. Gospodarka morska w Polsce w 2016 r., Warszawa, 2017.
143. Gospodarka morska w Polsce w latach 2012-2014, GUS, Warszawa-Szczecin, 2015.
144. Gospodarka morska w Polsce w latach 2015-2016", GUS, Warszawa-Szczecin, 2017.
145. Gójska A. red. 2012a, Program ochrony foki szarej – projekt, Fundacja WWF Polska, https://www.wwf.pl/sites/default/files/2017-07/Program%20ochrony%20foki% 20szarej-projekt_0.pdf.
146. Gójska A. red. 2012b, Program ochrony morświna – projekt, Fundacja WWF Polska, https://www.wwf.pl/sites/default/files/2017-07/Program%20ochrony%20mor%C5%9Bwina-projekt_0.pdf.
147. Grabowska, J., J. Kotusz, A. Witkowski 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. Folia Zool., 59 (1); 73-85.
148. Grawiński, E., Podolska, M., Kozińska, A., Pękala A.. 2009. Bakterie chorobotwórcze dla ryb i człowieka izolowane od dorszy bałtyckich. Życie Weterynaryjne 84 (5), 409-416.
149. GUS. 2012. Gospodarka morska w Polsce w 2011 roku, , Warszawa.
150. GUS. 2012b. Infrastruktura komunalna w 2011 roku, Warszawa.
151. GUS. 2015: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej, 2015. GUS, Szczecin.
152. GUS. 2016: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej, 2016. GUS, Szczecin.
153. GUS. 2016b. Infrastruktura komunalna w 2015 roku, Warszawa.
154. GUS.2017a: Gospodarska morska w Polsce w 2016 r., GUS, Szczecin.
155. GUS. 2017b: Transport: Wyniki działalności w 2016 r., GUS, Warszawa.
156. GUS. 2017c: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej, 2017. GUS, Szczecin.
157. GUS. 2017d. Ludność. Stan i struktura oraz ruch naturalny w przekroju terytorialnym w 2016 r., Warszawa.
158. GUS. 2017e. Infrastruktura komunalna w 2016 roku, Warszawa.
159. GUS. Baza Danych Lokalnych
160. Hällfors H., Backer H., Leppänen J.M., Hällfors S., Hällfors G., Kuosa H. 2013. The northern Baltic Sea phytoplankton communities in 1903-1911 and 1993-2005: a comparison of historical and modern species data. Hydrobiologia DOI 10.1007/s10750-012-1414-4.
161. Halpern B.S., Selkoe K.A., Micheli F., Kappel C.V. (2007): Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. Conservation Biology 21: 1301–1315.
162. Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Brunoa J.F. et al. (2008): A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. Science 319: 948–952.
163. Hansen P., Fenchel J. 2006. The bloom-forming ciliate Mesodinium rubrum harbours a single permanent endosymbiont, Marine Biology Research 2: 3, 169–177.
164. Härkönen T., Galatius A, Zweifel U.L. 2017. Pilot study on aligning the assessments of Good Environmental Status in the MSFD/BSAP with assessments of Favourable Conservation Status in the Habitats Directive regarding status for seal populations in the HELCOM area. Final report of the HELCOM BalticBOOST project.
165. Haslob, H., Rabade-Uberos, S. and Saborido-Rey, F. 2013. Seasonal variability of fecundity and spawning dynamics of baltic sprat. Fisheries Research (Amsterdam) (138): 99-109.

166. Havenhand J. N., 2012, How will Ocean Acidification Affect Baltic Sea Ecosystems? An Assessment of Plausible Impacts on Key Functional Groups, AMBIO 2012, 41:637–644. DOI 10.1007/s13280-012-0326-x.
167. Haylock M.R., Hofstra N., Tank A.M.G.K., Klok E.J., Jones P.D., New M. 2008. A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950 – 2006. J. Geophys. Res. 113: 1–12. doi:10.1029/2008JD010201.
168. Haynert K. i in., 2012, The benthic foraminiferal community in a naturally CO2-rich coastal habitat of the southwestern Baltic Sea, Biogeosciences, 9, 4421–4440, 2012, www.biogeosciences.net/9/4421/2012/, doi:10.5194/bg-9-4421-2012.
169. Heikinheimo O. i in., 2014, Spawning stock – recruitment relationship in pikeperch Sander lucioperca (L.) in the Baltic Sea, with temperature as an environmental effect, Fisheries Research 155 (2014) 1-9.
170. Heiskanen A.S. 1998. Factors governing sedimentation and pelagic nutrient cycles in the northern Baltic Sea. Monographs of the Boreal Environmental Research 8: 1-80.
171. Helander B. 1994a. Pre-1954 breeding success and productivity of white-tailed sea eagles Haliaeetus albicilla in Sweden. In: Raptor Conservation Today. Meyburg, B.-U.& Chancellor, R.D. (eds). WWGBP/The Pica Press, s. 731–733.
172. Helander B. 1994b. Productivity in relation to residue levels of DDE in the eggs of white-tailed sea eagles Haliaeetus albicilla in Sweden. Pp. 735-738 in: Meyburg B.-U., Chancellor R.D. (eds.), Raptor Conservation Today. WWGBP/The Pica Press.
173. Helander B. 2003. The white-tailed Sea Eagle in Sweden—reproduction, numbers and trends. In: SEA EAGLE 2000. Helander, B., Marquiss, M. and Bowerman, B. (eds). Åtta.45 Tryckeri AB, Stockholm, s. 57–66.
174. Helander B., Axelsson J., Borg H., Holm K., Bignert A. 2009. Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (Haliaeetus albicilla) in Sweden. Sci. Tot. Environ. 407: 5555–5563.
175. Helander B., Bignert A., Asplund L. 2008. Using Raptors as Environmental Sentinels: Monitoring the White-tailed Sea Eagle (Haliaeetus albicilla) in Sweden. Ambio 37(6): 425-431.
176. Helander B., Olsson A., Bignert A., Asplund L., Litzén K. 2002. The role of DDE, PCB, coplanar PCB and eggshell parameters for reproduction in the white-tailed sea eagle (Haliaeetus albicilla) in Sweden. Ambio 31(5): 386-403.
177. Helander B., Räikkönen J., Ågren E., Borg H. 2012. Rapportering från projekt om undersökning av bly i leverprover från havsörn 2005 – 2011. Naturhistoriska Riksmuseet, Rapport nr 16: 20 12.
178. Helander, B., Olsson M., Reutergårdh L. 1982. Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and the relationships to breeding success in white-tailed sea eagles Haliaeetus albicilla in Sweden. Holarct. Ecol. 5(4): 349-366.
179. HELCOM SPICE 2017. Method for the biodiversity integrated assessment, 22.02.2017, SPICE project.
180. HELCOM. 1994. Report on chemical munitions dumped in the Baltic Sea. Report to the 15th Meeting of Helsinki Commission 8-11 March 1994 from the ad hoc Working Group on Dumped Chemical Munition (HELCOM CHEMU). Available at: http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/OtherPublications/1994Report-ChemicalMunitionsDumpedInTheBalticSea.pdf.
181. HELCOM. 1995. Final report of the ad hoc Working Group on Dumped Chemical Munition (HELCOM CHEMU) to the 16th Meeting of the Helsinki Commission. http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/OtherPublications/CHEMUFinalReport1995.pdf.
182. HELCOM. 1996. Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea 1989–1993 - background document. Baltic Sea Environ. Proc. 64B, 252 s.
183. HELCOM. 2002. Environment of the Baltic Sea area 1994–1998. Baltic Sea Environmental Proc. 82B: 1–215.
184. HELCOM. 2006a. Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. 104: 62 s.

185. HELCOM. 2006b. Zalecenia Komisji Helsińskiej nr 27-28/2 przyjęte 8 lipca 2006 r. w związku z art. 20, § 1 b) Konwencji Helsińskiej – Ochrona fok na obszarze Morza.
186. HELCOM. 2007. HELCOM BSAP, HELCOM Ministerial Meeting, Kraków, Poland, 15 November 2007, 103 s.
187. HELCOM. 2009. Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Balt. Sea Environ. Proc. 115B: 152 s.
188. HELCOM. 2009a, Radioactivity in the Baltic Sea, 1999-2006, HELCOM thematic assessment, Balt. Sea Environ. Proc. No. 117.
189. HELCOM. 2010. Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003-2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. Balt. Sea Environ. Proc. No. 122.
190. HELCOM. 2010a: Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment. A background document on the method, data and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices. Baltic Sea Environment Proceedings No. 125. http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP125.pdf.
191. HELCOM. 2010b: Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. Balt. Sea Environ. Proc. No. 122.
192. HELCOM. 2012. Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART A: Description of the selection process. Balt. Sea Envin. Proc. No 129 A. Available at: www.helcom.fi / publications.
193. HELCOM. 2013, Thematic assessment of long-term changes in radioactivity in the Baltic Sea, 2007-2010 Balt. Sea Environ. Proc. No. 135.
194. HELCOM. 2013a; Monitoring and Assessment Strategy, http://www.helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Monitoring%20and%20assessment%20strategy/Monitoring%20and%20assessment%20strategy.pdf;
195. HELCOM. 2013b. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Balt. Sea Environ. Proc. No. 140.
196. HELCOM. 2013c. HELCOM recommendation 17/2. Protection of harbour porpoise in the Baltic Sea area. http://www.helcom.fi/Recommendations/Rec%2017-2.pdf.
197. HELCOM. 2013d. Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011 - A concise thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings 143. 41 s. Online at http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP143.pdf.
198. HELCOM. 2013e. Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. BSEP 133: 134 s.
199. HELCOM. 2013f. HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classifi cation. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.
200. HELCOM. 2013g BSEP 142.
201. HELCOM. 2014a. Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Online: http://www.helcom.fi/Lists/Publications/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM.pdf.
202. HELCOM. 2014b. Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011 - A concise thematic assessment. Balt. Sea Environ. Proc. No. 143, 41 s.
203. HELCOM. 2015. Guidelines for SEAL abundance monitoring in the HELCOM area.
204. HELCOM. 2015a. White-tailed eagle productivity. HELCOM core indicator report. Dostęp z: http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/white-tailed-eagle-productivity/.
205. HELCOM. 2015b: Further development of the Baltic Sea pressure and impact indices and proposed outline for the assessment of human activities and pressures within HOLAS II.4 – Assessment of pressures. HELCOM-VASAB Maritime Spatial Planning Working GroupEleventh Meeting Gothenburg, Sweden, 16-17 June 2015. 6 s.
206. HELCOM. 2015c: HELCOM Eutrophication assessment manual. Updated: 31.12.2015 http://www.helcom.fi/Documents/Eutrophication%20assessment%20manual.pdf.

207. HELCOM. 2015d, Baltic Sea Sewage Port Reception Facilities HELCOM overview 2014 - revised second edition. 94 pp.
208. HELCOM. 2015e, Regional Action Plan for Marine Litter in the Baltic Sea. 20 pp.
209. HELCOM. 2016. Draft Chapter on Dumped waste and lost cargo in the Baltic Sea.
210. HELCOM. 2016a: Endorsement of the method to calculate the Baltic Sea cumulative impact index (BSII) (4J-18). Working Group on the State of the Environment and Nature Conservation Tallinn, Estonia, 7-11 November, 2016.
211. HELCOM. 2017. Method for the biodiversity integrated assessment, 22.02.2017, SPICE project
212. HELCOM. 2017a. First version of the 'State of the Baltic Sea' report – June 2017 – to be updated in 2018. Available at: http://stateofthebalticsea.helcom.fi.
213. HELCOM. 2017a. State of the Baltic Sea: The second HELCOM holistic assessment of the ecosystem health of the Baltic Sea – first version (June 2017).
214. HELCOM. 2017b. Monitoring guidelines for seal abundance and distribution in the HELCOM area, Online: http://www.helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment/manuals-and-guidelines/seal-abundance-guidelines; data wejścia na stronę: 10.01.2018
215. HELCOM. 2017c. Nutritional status of marine mammals. HELCOM core indicator report. Online: http://www.helcom.fi, data wejścia na stronę: 10.01.2018.
216. HELCOM. 2017d. Number of drowned mammals and waterbirds in fishing gear, updated core indicator report. Online: http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/number-of-drowned-mammals-and-waterbirds-in-fishing-gear/, data wejścia na stronę: 10.01.2018.
217. HELCOM. 2017e. Reproductive status of marine mammals. HELCOM core indicator report. Online: http://www.helcom.fi, data wejścia na stronę: 10.01.2018.
218. HELCOM. 2017f. Zooplankton mean size and total stock (MSTS). HELCOM core indicator report. Online: http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/zooplankton-mean-size-and-total-stock-(msts)/.
219. HELCOM. 2017g. Diatom/Dinoflagellate index. HELCOM pre-core indicator report. Online: http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/Diatom-dinoflagellate-index, data wejścia na stronę: 03.10.2017.
220. HELCOM. 2017h. HELCOM pre-core indicator report: Cyanobacterial Bloom Index (CyaBI) http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Cyanobacterial%20bloom%20index%20-%20precore%20indicators%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf.
221. HELCOM. 2017i. The integrated assessment of eutrophication - supplementary report to the first version of the 'State of the BalticSea' report 2017. Available at: http://stateofthebalticsea.helcom.fi/about-helcom-and-the-assessment/downloads-and-data/
222. HELCOM. 2017j: http://stateofthebalticsea.helcom.fi/pressures-and-their-status/non-indigenous-species/#assessment-result.
223. HELCOM. 2017k. Chlorophyll-a. HELCOM core indicator report. Online: http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/chlorophyll-a.
224. HELCOM. 2017l: Dissolved inorganic nitrogen (DIN). HELCOM core indicator report. Online 6.7.2017, http://helcom.fi/Core%20Indicators/DIN%20-%20HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf.
225. HELCOM. 2017m: Total nitrogen. HELCOM core indicator report. Online 6.7.2017, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Total%20Nitrogen%20-%20HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf.
226. HELCOM. 2017n: Dissolved inorganic phosphorus (DIP). HELCOM core indicator report. Online 6.7.2017, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/DIP%20-%20HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf.
227. HELCOM. 2017o: Total phosphorus. HELCOM core indicator report. Online 6.7.2017, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Total%20Phosphorous-%20HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf.

228. HELCOM. 2017p: Water clarity. HELCOM core indicator report. Online 6.7.2017, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Water%20clarity%20-HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf.
229. HELCOM. 2017r: Oxygen debt. HELCOM core indicator report. Web link to be added, for most recent version, see http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Oxygen%20debt%20-%20core%20indicator%20report%202015_web%20version.pdf.
230. HELCOM. 2017s: Trends in arrival of new non-indigenous species. HELCOM core indicator report. Online. 6.7.2017, http://helcom.fi/Core%20Indicators/Trends%20in%20arrival%20of%20new%20%20non-indigenous%20species%20-%20HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20%20component.pdf.
231. HELCOM. 2018a. Abundance of waterbirds in the wintering season. HELCOM core indicator report. Dostęp z: http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-waterbirds-in-the-wintering-season/.
232. HELCOM. 2018b. Abundance of waterbirds in the breeding season. HELCOM core indicator report. Dostęp z: http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-waterbirds-in-the-breeding-season/.
233. HELCOM. in prep., Third thematic assessment of coastal fish in the Baltic Sea – pressures, status and measures, HELCOM, Helsinki.
234. HELCOM. Map and Data Service; http://maps.helcom.fi/website/mapservice/.
235. HELCOM. TAPAS Survey, 2016.
236. Helle E. 1980. Lowered reproductive capacity in female ringed seals (Pusa hispida) in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea, with special reference to uterine occlusions. Annales Zoologici Fennici 17: 147-158.
237. Helsingen E. B., 2011, Bioaccumulation of chemical elements in grey seals (Halichoerus grypus) from the Baltic Sea, NTNU, Det skapende universitet.
238. Henny C.J., Kaiser J.L., Grove R.A., Johnson J.L., Letcher R.J. 2009. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in eggs may reduce reproductive success of ospreys in Oregon and Washington, USA. Ecotoxicology 18: 802–13.
239. Henriksson, K., Karppanen E., Helminen M. 1966. High residue levels of mercury in Finnish white-tailed eagles. Orn. Fenn. 43: 38-45.
240. Hering D., Borja A., Carvalho L., Feld C. 2014. Assessment and recovery of European water bodies: key messages from the WISER project, Hydrobiologia, Volume 704, Issue 1, 1–9.
241. Herrmann C., Krone O., Stjernberg T., Helander B. 2011. Population Development of Baltic Bird Species: White-tailed Sea Eagle (Haliaeetus albicilla). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2011. Online.
242. Herrmann C., Rintala J., Lehikoinen A, Petersen I.K., Hario M., Kadin M. and Korpinen K. 2013. Abundance of waterbirds in the breeding season. HELCOM Core Indicator of Biodiversity. HELCOM, Helsinki.
243. Herrmann Ch. 2011. Population development of Baltic bird species: Southern Dunlin (Calidris alpina schinzii L., 1758). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets. Online. Dostęp z: http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/.
244. Heuck C., Albrecht J. 2012. Dichteabhängigkeit des Reproduktionserfolges der Seeadler in Mecklenburg Vorpommern. Report to the Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV. Stand 28.11.2012.
245. Hinners J. i in., 2015, Modeling the Role of pH on Baltic Sea Cyanobacteria, Life 2015, 5, 1204-1217; doi:10.3390/life5021204.
246. Hoare K. i in., 1995, Effects of exposure and previous exposure to copper on growth of veliger larvae and survivorship of Mytilus edulis juveniles.
247. Hobot A., Banaszak K., Gajda M., Gniewczyńska A., Hubert K., Kolada A., Komosa M., Koprowska K., Kotulak M., Kutyła S., Ochocka A., Skuza M., Pasztaleniec A., Pawlaczyk P., Soszka H., Stachura-Węgierek A. 2013. Ustalenie celów środowiskowych dla jednolitych części wód

powierzchniowych (jcwp), podziemnych (jcwpd) i obszarów chronionych. Etap drugi – Synteza. Gliwice, 102 s.
248. Holopainen, R., M. Lehtiniemi, H.E.M. Meier, J. Albertsson, E. Gorokhova, J. Kotta & M. Viitasalo (2016): Impacts of changing climate on the non-indigenous invertebrates in the northern Baltic Sea by end of the twenty-first century. Biological Invasions. DOI 10.1007/s10530-016-1197-z.
249. Horbowy J., 2015, Dynamika zasobów ryb Bałtyku – jej uwarunkowania i racjonalne wielkości połowów ryb, Morski Instytut Rybacki – PIB.
250. Horn H., Boersma., Garzke J., Loder M., Sommer U., Aberle N. 2015. Effects of high CO2 and Warming on a Baltic Sea microzooplankton community. ICES J. Mar. Sci. 73: 772–782.
251. Hsieh C. H., Sakai Y., Ban S., Ishikawa K., Ishikawa T., Ichise S., Yamamura N. i Kumagai M. 2011. Eutrophication and warming effects on long-term variation of zooplankton in Lake Biwa. Biogeosciences 8: 593–629.
252. http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=tran_r_mago_nm&lang=en
253. http://data.worldbank.org/indicator/EN.ATM.CO2E.PC
254. http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/nat_prog/poland_pl.pdf
255. http://epgsa.com/epgpl/
256. http://helcom.fi/
257. http://maps.helcom.fi/website/AISexplorer/index.html
258. http://polishyachts.eu/
259. http://port.leba.eu/pl/home
260. http://stat.gov.pl/metainformacje/slownik-pojec/pojecia-stosowane-w-statystyce-publicznej/lista.html
261. http://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/energia/energia-ze-zrodel-odnawialnych-w-2015-roku,3,10.html
262. http://ustkaport.pl/
263. http://www.algaebase.org/
264. http://www.bsap.pl/bogactwa-naturalne-morza-baltyckiego/
265. http://www.crist.com.pl/
266. http://www.fokarium.pl/obserwacjefok/obserwacjefok2013.htm
267. http://www.gdanskshipyard.pl/pl/
268. http://www.hel.info.pl/
269. http://www.hel.univ.gda.pl/animals/fp.html
270. http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/pollution-load-compilations
271. http://www.kobize.pl/uploads/materialy/materialy_do_pobrania/krajowa_inwentaryzacja_emisji/Bilans_emisji_-_raport_podstawowy_2014.pdf .
272. http://www.lotos.pl/322/p,174,n,4566/grupa_kapitalowa/centrum_prasowe/aktualnosci/lotos_2017-22_stabilizacja_i_bezpieczny_rozwoj
273. http://www.minrol.gov.pl/Informacje-branzowe/Rybactwo/Rybolowstwo-morskie/Statystyki-polowow
274. http://www.minrol.gov.pl/Ministerstwo/Biuro-Prasowe/Informacje-Prasowe/Limity-polowowe-dla-Morza-Baltyckiego-na-2016-r
275. http://www.msceast.org/index.php/pollution-assessment/marginal-seas/baltic-sea
http://www.msrgryfia.pl/
276. http://www.msrgryfia.pl/
277. http://www.nauta.pl/index.php?shiprepair-yard
278. http://www.navship.pl/
279. http://www.nurkopedia.pl/index.php/Historia_nurkowania_w_Polsce
280. http://www.poland-transport.eu/pl/articles/4869
281. http://www.port.darlowo.pl/pl/
282. http://www.port.elblag.pl/page/show/2/dane-ogolne?lang=pl
283. http://www.port.gdynia.pl/pl/
284. http://www.port.szczecin.pl/pl/

285. http://www.port.szczecin.pl/pl/porty/port-w-%C5%9Awinouj%C5%9Bciu-i-port-w-Szczecinie/
286. http://www.port.szczecin.pl/pl/spolka/strategia-i-rozw%C3%B3j/rozw%C3%B3j/125m-dla-szczecina/
287. http://www.portgdansk.pl/pl/
288. http://www.portpolice.pl/
289. http://www.remontowaholding.pl/
290. http://www.sejm.gov.pl/Sejm8.nsf/komunikat.xsp?documentId=6FDB9951F0BEF6C9C1257F17004A21CC
291. http://www.swinoujscie.it/atrakcje/3/port_w_swinoujsciu
292. http://www.wladyslawowo.info.pl/atrakcje/2/port_wladyslawowo
293. http://www.wwf.pl/?17640/268-ton-sieci-widm-wylowionych-z-Baltyku
294. http://www.wwf.pl/co_robimy/morza_oceany_glowna/ghost_fishing/
295. http://www.zpm.portkolobrzeg.pl/
296. https://climate.nasa.gov/
297. https://data.giss.nasa.gov
298. https://mgm.gov.pl/
299. https://portal.helcom.fi/meetings/RedCore%208-2015-285/default.aspx
300. https://www.portgdansk.pl/o-porcie/lokalizacja
301. Hylla-Wawryniuk A. 2017. Dane dotyczące raportów o zaobserwowaniu ssaków morskich w Polsce zebrane w bazie danych online Fundacji WWF Polska i Stacji Morskiej Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego im. Profesora Krzysztofa Skóry w Helu w latach 2009 – 2016.
302. IAEA, 1999. Inventory of radioactive waste disposals at sea. Inventory of waste diosposal. Wiedeń.
303. IAEA, 2001, Present and future environmental impact of the Chernobyl accident, IAEA-TECDOC-1240.
304. ICES. 2010. Report of the ICES/HELCOM Workshop on Flatfish in the Baltic Sea (WKFLABA), 8 - 11 November 2010, Öregrund, Sweden. ICES CM 2010/ACOM:68.85pp.
305. ICES. 2013. Report of the Benchmark Workshop on Baltic Multispecies Assessments (WKBALT 2013), 4–8 February 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:43. 399 pp.
306. ICES 2013a. Report of the Workshop on Bycatch of Cetaceans and other Protected Species (WKBYC). ICES CM 2013/ACOM:36. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Denmark. 53 s.
307. ICES 2014. Report of the workshop to review the 2010 Commission Decision on criteria and methodological standards on good environmental status (GES) of marine waters. Descriptor 4 Foodwebs, 26–27 August 2014, ICES Headquarters, Denmark. ICES CM 2014\ACOM:60. 23 s. Online: http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2014/WKGMSFDD4/WKGMSFDD4%20Final%20Report%202014.pdf.
308. ICES. 2015. EU request to ICES to provide FMSY ranges for selected North Sea and Baltic Sea stocks. In Report of the ICES Advisory Committee, 2015. ICES Advice 2015, Book 6, Section 6.2.3.1. http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2015/Special_Requests/EU_FMSY_ranges_for_selected_NS_and_BS_stocks.pdf.
309. ICES 2015a. Report on the Joint ICES/OSPAR Working Group on Seabirds (JWGBIRD), 17-21 November 2014, Copenhagen, Denmark. Dostęp z: http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2014/JWGBIRD/JWGBIRD_2014.pdf.
310. ICES 2016a. Report of the Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). ICES CM 2016/ACOM: 27. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Denmark. 77 s.

311. ICES 2016b. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 12-19 April 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM: 11, 594 s.
312. ICES Advice 2008, Book 8. The Baltic Sea. Ecosystem overview.
313. ICES, 2016. Dane ICES.
314. ICES. 2016. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 12-19 kwietnia, 2016, ICES HQ, Kopenhaga, Dania. ICES CM 2016/ACOM:11. 594 pp.
315. ICES. 2017a. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion. Cod (Gadus morhua) in subdivisions 24–32 (eastern Baltic Sea). Published 31 May 2017. 10 pp.
316. ICES. 2017b. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion. Flounder (Platichthys flesus) in subdivisions 24 and 25 (west of Bornholm and southwestern central Baltic). Published 31 May 2017. 8 pp.
317. ICES. 2017c. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion. Flounder (Platichthys flesus) in subdivisions 26 and 28 (east of Gotland and Gulf of Gdansk). Published 31 May 2017. 5 pp.
318. ICES. 2017d. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion. Sprat (Sprattus sprattus) in subdivisions 22–32 (Baltic Sea). Published 31 May 2017. 9pp.
319. ICES. 2017e. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion. Herring (Clupea harengus) in subdivisions 25–29 and 32, excluding Gulf of Riga (central Baltic Sea). Published 31 May 2017. 9 pp.
320. IMGW-PIB, 2015. Dane hydrologiczne IMGW-PIB.
321. Impact of the Fukushima, str. 144.
322. Implications for the Bivalve Macoma balthica, Åbo Akademi University.
323. Infrastruktura komunalna w 2011 roku", GUS. Warszawa, 2012.
324. Infrastruktura komunalna w 2015 roku, GUS, Warszawa, 2016.
325. Infrastruktura komunalna w 2016 roku, GUS, Warszawa, 2017.
326. Interpretation Manual of European Union Habitats, 2013, EUR 28, European Commission, DG Environment, Nature ENV B.3.
327. IOP PAN 2009, Gatunki Obce w Polsce, Instytut Ochrony Przyrody, Polskiej Akademii Nauk, http://www.iop.krakow.pl/ias/problem.
328. Isomurso M., Venäläinen E.-R., Stjernberg T. 2014. Lead poisoning – a continous threat to to white-tailed eagles in Finland. Poster abstract, EWDA 2014 - 11th European Wildlife Disease Association Conference, Edinburgh.
329. J Grabowska, M Grabowski. 2013. Ilustrowana encyklopedia ryb Polski. Dom Wydawniczy PWN: 272.
330. Jaanus A., Andersson A., Olenina I., Toming K., Kaljurand K. 2011. Changes in phytoplankton communities along a north-south gradient in the Baltic Sea between 1990 and 2008. Boreal Env. Res. 16 (Suppl. A): 191-208.
331. Janas U. 1998. Wpływ niedoboru tlenu i obecności siarkowodoru na makrozoobentos Zatoki Gdańskiej. Praca doktorska wykonana pod kierunkiem A. Szaniawskiej, maszynopis Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, Gdynia: 154 s.
332. Janas U., Kendzierska H. 2014. Benthic non-indigenous species among indigenous species and their habitat preferences in Puck Bay (southern Baltic Sea), Oceanologia 56 (3),603–628, doi:10.5697/oc.56-3.603.
333. Janas, U. Tutak, B. 2014. Ocean and Hydro 43: 431. https://doi.org/10.2478/s13545-014-0157-4
334. Janas, U., Kendzierska, H., Dąbrowska, A.H. i in. Ocean and Hydro (2014) 43: 427. https://doi.org/10.2478/s13545-014-0158-39.
335. Jansson A., 2017, Ocean Acidification in the Baltic Sea.
336. Jażdżewski K., Konopacka A., Grabowski M., 2004. Recent drastic changes in the gammarid fauna (Crustacea, Amphipoda) of the Vistula River deltaic system in Poland caused by alien invaders. Diversity and Distributions 10, 81-87.

337. Jenks G.F., Caspall F.C. 1971. Error on choroplethic maps: Definition, measurment, reductions. Annals of the Association of American Geographers 61 (2): 217-244.
338. Jensen S. 1966. Report on a new chemical hazard. New Scient. 32: 612.
339. Jensen S., Johnels A.G., Olsson M., Westermark T. 1972. The avifauna of Sweden as indicators of environmental contamination with mercury and organochlorine hydrocarbons. Proc. Int. Orn. Congr. 15: 455-465.
340. Jenssen BM (1996) An overview of exposure to, and effects of, petroleum oil and organochlorine pollution in Grey seals (Halichoerus grypus). Sci Total Environ 186:109–118.
341. Jeppesen E., Nõges P., Davidson T. A., Haberman J., Nõges T., Blank K., Lauridsen T. L., Søndergaard M., Sayer C., Laugaste R., Johansson L. S., Bjerring R., Amsinck S. L. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). Hydrobiologia 676: 279–297.
342. Johansson J., 2017, Total and regional runoff to the Baltic Sea, HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets. Online, http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/
343. Kahru M., Elmgren R., 2014a. Multidecadal time series of satellite-detected accumulations of cyanobacteria in the Baltic Sea. Biogeosciences 11: 3619-3633.
344. Kahru M., Elmgren R. 2014b. Satellite detection of multi-decadal time series of cyanobacteria accumulations in the Baltic Sea. Biogeosciences Discussions 11: 3319-3364.
345. Kahru M., Horstmann U., Rud O. 1994. Satellite detection of increased cyanobacteria blooms in the Baltic Sea: natural fluctuation or ecosystem change? Ambio 23: 469-472.
346. Kalembasa S. i in., 2008, skład chemiczny popiołów z węgla brunatnego i kamiennego w aspekcie ich rolniczego zagospodarowania, Roczniki gleboznawcze , Tom LIX Nr 2, Warszawa 2008: 93-97
347. Kalkulator ilości nawozów w gospodarstwie, http://iung.pulawy.pl/naturalne/nawozynaturalne.php
348. Kamińska M. 2013. Zasolenie wody. [w:] Bałtyk Południowy w 2012 roku; charakterystyka wybranych elementów środowiska. 2013. (red. Jakusik E., Krzymiński W., Łysiak-Pastuszak E., Zalewska T.): 73-82.
349. Kapusta F. Ryby i ich przetwórstwo w Polsce na początku XXI wieku. Nauki Inżynierskie i Technologie = Engineering Sciences and Technologies, 2014, Nr 1 (12), s. 59-71.
350. Kasiewicz S., Rogowski W., Inwestycje hybrydowe – nowe ujęcie oceny efektywności, Szkoła Główna Handlowa w Warszawie – Oficyna Wydawnicza, Warszawa 2009, str. 165.
351. Katsanevakis, S., I. Wallentinus, A. Zenetos, E. Leppäkoski, M.E. Çinar, B. Oztürk, M. Grabowski, D. Golani & A.C. Cardoso (2014): Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. Aquatic Invasions 9 (4): 391–423.
352. Kawalec P., Kozioł W., Machniak Ł., Eksploatacja kruszyw naturalnych ze złóż dna morskiego i jej oddziaływanie na środowisko. Katedra Górnictwa Odkrywkowego, Wydział Górnictwa i Geoinżynierii AGH Kraków.
353. KE, 2010. Wytyczne grupy roboczej ds. oceny społeczno-ekonomicznej, powołanej przy Komisji Europejskiej - Working Group on Economic and Social Assessment Economic and Social Analysis for the Initial Assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A Guidance Document, Komisja Europejska, Bruksela.
354. KF 2018. Komisja Faunistyczna. Lista awifauny krajowej. Gatunki ptaków stwierdzone w Polsce – stan z 01.01.2018. Dostęp z: http://komisjafaunistyczna.pl/?page_id=10
355. Kirstein I.V., Kirmizi S., Wichels A., Garin-Fernandez A., Erler R., Löder M., Gerdts G. (2016): Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic Vibrio spp. on microplastic particles. Marine Environmental Research, 120: 1–8, doi:10.1016/j.marenvres.2016.07.004
356. Klais R., Norros V., Lehtinen S., Tamminen T., Olli K. 2017. Community assembly and drivers of phytoplankton functional structure. Functional Ecology 31: 760–767.
357. Klais R., Tamminen T., Kremp A., Spilling K., An B.W., Hajdu S., Olli K. 2013. Spring phytoplankton communities shaped by interannual weather variability and dispersal limitation: Mechanisms of climate change effects on key coastal primary producers. Limnol. Oceanogr. 58: 753-762.

358. Klais R., Tamminen T., Kremp A., Spilling K., Olli K. 2011. Decadal-Scale Changes of Dinoflagellates and Diatoms in the Anomalous. Baltic Sea Spring Bloom. PLoS ONE 6(6): e21567.
359. Klumpp DW, Humphrey C, Hong HS, Feng T. 2002. Toxic contaminants and their biological effects In coastal waters of Xiamen, China. II. Biomarkers and embryo malformation rates as Indicators of pollution stress In fish. Mar Pollut Bull 44: 761–769.
360. Klusek Z. – „Ambient Sea Noise in the Baltic Sea – Review of Investigations", Hydroacoustics, Gdańsk 2011, vol. 14, 75-82.
361. Klusek Z., Szczucka J., Mróz D., Selected Characteristics of Shipping Noise at the Fairway of the Gdynia Harbour, Hydroacoustics, HYDROACOUSTICS, 2015,18, 203-214.
362. Koivusaari J., Nuuja I., Palokangas R., Finnlund M. 1980. Relationships between productivity, eggshell thickness and pollutant contents of addled eggs in the population of white-tailed eagles Haliaeetus albicilla L. in Finland during 1969–1978. Environ. Pollut. (Ser. A) 23: 41–52.
363. Konik M., Kowalewski M., Bradtke K., Darecki M. 2018. The operational method of filling information gaps in satellite imagery using numerical models (w druku).
364. Korpinen S., Braeger S. 2013. Number of drowned mammals and waterbirds in fishing gear. HELCOM Core Indicator Report. Online: http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/HELCOM-CoreIndicator-Number_of_drowned_mammals_and_waterbirds_in_fishing_gear.pdf., data wejścia na stronę: 22.05.2017
365. Köster, F.W., Huwer, B., Hinrichsen H-H., Neumann, V., Makarchouk, A., Eero M., von Dewitz, B., Hüssy, K., Tomkiewicz, J., Margonski, P., Temming, A., Hermann, J-P., Oesterwind, D., Dierking, J., Kotterba, P. and Plikshs, M. 2016. Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. ICES J Mar Sci (2017) 74 (1): 3-19.
366. Koszteyn J. 1985. Wertykalne zróżnicowanie składu jakościowego i ilościowego mezozooplanktonu w wodach Basenu Gdańskiego i Rynny Słupskiej w lipcu 1980 r. SIMO 46, Biologia Morza 7.
367. Kowalewska, G. and J. Konat 1997. Distribution of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) sediments of the southern Baltic Sea. Oceanol. 39(1): 83-104.
368. Kowalewski M., Kowalewska-Kalkowska H., 2017, Sensitivity of the Baltic Sea level prediction to spatial model resolution, Journal of Marine Systems, 173, 101–113, http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.05.001
369. Kownacka J. 2016. Testowanie wskaźników opartych na strukturze fitoplanktonu wód morskich na potrzeby udziału Polski w projekcie HELCOM HOLAS II. Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.
370. Kownacka J. 2017. Testowanie i wyznaczenie wartości granicznej dla Basenu Gdańskiego oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich (tzw. treshold value) dla wskaźnika Diatoms/Dinoflagellates Index przyjętego przez HELCOM w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Załącznik 12, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.
371. Kownacka J. 2017. Załącznik 12. Do sprawozdania z Etapu I „Testowanie i wyznaczenie wartości granicznej dla basenu gdańskiego oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich (tzw. threshold value) dla wskaźnika diatoms/dinoflagellates index przyjętego przez helcom w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich", Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy.
372. Kownacka J., Warzocha J. 2015. Testowanie wskaźników opartych na strukturze fitoplanktonu i makrozoobentosu wód morskich na potrzeby udziału Polski w projekcie HELCOM CORESET II. Ekspertyza wykonana w ramach realizacji umowy numer 24/2015/B z dnia 25.06.2015 zawartej z Głównym Inspektoratem Ochrony Środowiska.
373. Kozioł W., Ciepliński A., Goleniewska J., Machniak Ł., Eksploatacja kruszyw z obszarów morskich w Polsce i Unii Europejskiej. Górnictwo i Geoinżynieria, Rok 35, Zeszyt 4/1., 2011.

374. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE), Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, 2017, Krajowy bilans emisji SO2, NOX, CO, NH3, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2014 - 2015 w układzie klasyfikacji SNAP. Raport syntetyczny.
375. Krajowy plan gospodarki odpadami 2022.
376. Krajowy Program Ochrony Wód Morskich, Warszawa, 2016.
377. Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Łysiak-Pastuszak E., 2012. Wpływ zmian klimatycznych na strukturę przestrzenną i czasową zakwitów glonów. [W:] J. Wibig i E. Jakusik (red.), Warunki klimatyczne i oceanograficzne w Polsce i na Bałtyku południowym – spodziewane zmiany i wytyczne do opracowania strategii adaptacyjnych w gospodarce krajowej. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2012, 263-281.
378. Kraśniewski W., Łysiak-Pastuszak E. 2012. Chlorofil-a. [w:] Bałtyk południowy w 2011 roku – Charakterystyka wybranych elementów środowiska. T. Zalewska, E. Jakusik, E. Łysiak-Pastuszak, W. Krzymiński (red.). Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej-Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2012, 97-1.
379. Kraśniewski W., Łysiak-Pastuszak E., Piątkowska Z., 2011. Zmienność parametrów biologicznych. [w:] M. Miętus i M. Sztobryn (red.), Stan Środowiska polskiej strefy przybrzeżnej Bałtyku w latach 1986-2005 – wybrane zagadnienia. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB, Warszawa 2011, 124-133.
380. Krone O, Langgemach T, Sömmer P, Kenntner N (2002) Krankheiten und Todesursachen von Seeadlern (Haliaeetus albicilla) in Deutschland. Corax 19: 102-108.
381. Krone O., Stjernberg T., Kenntner N., Tataruch F., Koivusaari J., Nuuja I.. 2006. Mortality, helminth burden and contaminant residues in White-tailed Sea Eagles from Finland. Ambio 35: 98-104.
382. Kruk-Dowgiałło L. (red.) 2000. Przyrodnicza waloryzacja morskich części obszarów chronionych HELCOM BSPA województwa pomorskiego, t. 1. Słowiński Park Narodowy. Crangon 5, CBM PAN, Gdynia, 116 s.
383. Kruk-Dowgiałło L., Brzeska P. 2009. Wpływ prac czerpalnych na florę denną Zatoki Puckiej i propozycje działań naprawczych. [w:] Program rekultywacji wyrobisk w Zatoce Puckiej. Przyrodnicze podstawy i uwarunkowania. Pod redakcją L. Kruk-Dowgiałło i R. Opioła, Wyd. Instytutu Morskiego w Gdańsku, 187-208 s.
384. Kruk-Dowgiałło L., Brzeska P., Błeńska M., Opioła R., Kuliński M., Osowiecki A. 2009. Czy ochrona brzegów niszczy siedliska denne? Studium przypadku - progi podwodne w Gdyni Orłowie. [w:] Monografie PAN Nr 60. Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej Tom 3. Lublin 2009, 125-136 s.
385. Kruk-Dowgiałło L., Kramarska R., Gajewski J. (red.) 2011. Siedliska przyrodnicze polskiej strefy Bałtyku: Głazowisko Ławicy Słupskiej. Instytut Morski w Gdańsku, Państwowy Instytut Geologiczny - Państwowy Instytut Badawczy. Gdańsk - Warszawa, ISBN 978-83-62438-09-9, 43 s. + 14 map (mapy 2, 3, 4 w skali 1:25 000; 1, 5–14 w skali 1:50 000).
386. Kruk-Dowgiałło L., Osowiecki A., Opioła R., Brzeska P., Błeńska M. 2008. Badania biologiczne oceniające stan biocenoz dennych w strefie przybrzeżnej środkowego wybrzeża w rejonie Rowów. W ramach projektu badawczego MNiSW (N306296933). WW IM w Gdańsku nr 6425, 30 s.
387. Krzymiński W. (red.) 2017. Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2016 na tle dziesięciolecia 2006-2015, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 163 s.
388. Kwantyfikacja wybranych świadczeń ekosystemów na poziomie lokalnym. Przykład gminy Krajenka. Rozprawa doktorska. Poznań 2016.
389. KZGW. 2012: Opracowanie analizy presji i wpływów zanieczyszczeń antropogenicznych w szczegółowym ujęciu wszystkich kategorii wód dla potrzeb opracowania aktualizacji programów działań i planów gospodarowania wodami. Etap I. Wykonawca: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, 132 s.

390. KZGW. 2015. Aktualizacja Krajowego planu gospodarki odpadami 2014, Projekt z dnia 17 września 2015 r.
391. KZGW. 2016. Zestawienie ładunków biogenów odprrowadzanych rzekami do Bałtyku.
392. KZGW. 2016. Zestaw celów środowiskowych. Dla wód morskich. Raport do Komisji Europejskiej. Warszawa.
393. Lah L., Trense D., Benke H., Berggren P., Gunnlaugsson P., Lockyer C., Öztürk A., Öztürk B., Pawliczka I., Roos A., Siebert U., Skóra K., Víkingsson G., Tiedemann R. 2016. Spatially Explicit Analysis of Genome-Wide SNPs Detects Subtle Population Structure in a Mobile Marine Mammal, the Harbor Porpoise. PLoS One 11, e0162792. doi:10.1371/journal.pone.0162792.
394. Lang, T. and Dethlefsen, V. 1987. Cadmium in skeletally deformed and normally developed Baltic cod (Gadus morhua L.). ICES C.M. 1987/E:30, 18 pp.
395. Lang, T., and Dethlefsen, V. 1994. Externally visible diseases and liver neoplasms in flounder (Platichthys flesus) of the south-western Baltic Sea. In Diseases and Parasites of Flounder (Platichthys flesus) in the Baltic Sea, pp. 39–47. Ed. by G. Bylund, and L.-G. Lönnström. BMB Publication No. 15.
396. Larsen, J. L., Jensen, N. J., and Christensen, N. O., 1978. Water pollution and the ulcer syndrome in the cod (Gadus morhua). Veterinary Research Communications, 2: 207-216.
397. Larsson K., Tydén L. 2005 Effekter av oleutsläpp på övervintrande alfågel Clangula hyemalis vid Hoburgs bank I centrala Östersjön mellan 1996/97 och 2003/04. Ornis Svecica 15: 161-171.
398. Le Treut i in., 2007, Historical Overview of Climate Change. w: Climate Change 2007: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
399. Lehikoinen A., Jaatinen K., Vahatalo A.V., Clausen P., Crowe O., Deceuninck B., Hearn R., Holt C.A., Hornman M., Keller V., Nilsson L., Langendoen T., Tomankova I., Wahl J., Fox A.D. 2013. Rapid climate-driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. Global Change Biology 19: 2071–2081.
400. Lehmann A. Hindrichsen H.H., 2000.On the wind driven and thermohaline circulation of the Baltic Sea. Phys. Chem. Earth (B). 25. 2. 183–189.
401. Lehtinen S. i in., 2015, Phytoplankton Community Composition in Relation to the Pelagic Food Web in the Open Northern Baltic Sea, HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet. Online. http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/
402. Lehtiniemi, M., H. Ojaveer, D.B. Galil, S. Gollasch, S. McKenzie, D. Minchin, A. Occhipinti-Ambrogi, S. Olenin, & J. Pederson (2015): Dose of truth – Monitoring marine non-indigenous species to serve legislative requirements. Marine Policy 54:26–35.
403. Lejk, A. M., M. Żdanowicz, M. R. Sapota, I. Psuty 2013. The settlement of Neogobius fluviatilis (Pallas, 1814) in Vistula River estuaries (southern Baltic Sea, Poland). J. Appl. Ichthyol., 29; 1154-1157.
404. Lennartz S.T. i in., 2014, Long-term trends at the Boknis Eck time series station (Baltic Sea) , 1957–2013: does climate change counteract the decline in eutrophication?, Biogeosciences, 11, 6323–6339, 2014, www.biogeosciences.net/11/6323/2014/
405. Leppäkoski E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine brackish-water environments. Acta Academiae Aboensis 35: 1-96.
406. Linden O (1978) Biological effects of oil on early development of the Baltic herring Clupea harengus membras. Mar Biol 45:273–283.
407. Ljunggren L . i in., 2010, Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift, ICES, Journal of Marine Science, 67: 1587 – 15 95.
408. Ljunggren L. i in., Recruitment Failure of Perch Populations in the Baltic.
409. Lundbeck J. 1928. Beobachtungen über Missbildungen und Erkrankungen von Dorschen an der ostpreussischen Küste. Z. Fisherei 26, 457-472.

410. Lusher AL, Mchugh M, Thompson RC (2013) Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. Mar Pollut Bull 67:94–99. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.11.028.
411. Luzenczyk A., Tomczak M.T.,100 years of Baltic Sea Changes, The final report of the project supported by ICES Science Fund.
412. Ławicki Ł., Guentzel S., Wysocki D. (red). Dąbkowski P., Dzięgielewska M., Grzejszczak G., Ignaszak K., Jarzemski M., Marchowski D., Michoński G., Śmietana P., Wilhelm M., Zawal A. 2012. Wyniki inwentaryzacji przyrodniczej dla obszaru specjalnej ochrony ptaków Zalew Szczeciński PLB320009, obszaru specjalnej ochrony ptaków Zalew Kamieński i Dziwna PLB320011, obszaru specjalnej ochrony siedlisk Ujście Odry i Zalew Szczeciński PLH320018. Szczecin, 205 s.
413. Łomniewski K., 1960, Ujście Wisły, Rocznik Polskiego Towarzystwa Geologicznego, Tom XXIX — 1959, Zeszyt 4, Kraków 1960.
414. Łysiak-Pastuszak E. (red.) 2012. Ocena stanu ekologicznego środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2011 na tle dziesięciolecia 2001-2010. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2012 http://www.gios.gov.pl/img/Ocena-srodowiska-morskiego-Baltyku-za-rok-2011.pdf.
415. Łysiak-Pastuszak E., Bartoszewicz M., Bradtke K., Darecki M., Drgas N., Kowalczuk P., Kraśniewski W., Krężel A., Krzymiński W., Lewandowski Ł., Mazur-Marzec H., Piliczewski B., Sagan S., Sutryk K., Witek B. – „A study of episodic events In the Baltic Sea – combined In situ and satellite observations", Oceanologia, 2012, 54 (2), 121-141.
416. Łysiak-Pastuszak E., Krzymiński W., Lewandowski Ł. 2009. Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part II – Chlorophyll-a, Oceanological and Hydrobiological Studies 38 (3):101-112.
417. Łysiak-Pastuszak E., Osowiecki A. 2017. Analiza porównawcza multimetrycznego wskaźnika stanu makrobezkręgowców bentosowych – B z wskaźnikiem 'Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego' – BQI w ocenie stanu siedlisk bentosowych [w:] Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015-2018. Raport z prac wykonanych w III etapie. Praca realizowana w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (umowa nr 54/2015/F) przez zespół Instytutu Morskiego w Gdańsku, DHI Polska Sp. z o.o. oraz TAXUS IT Sp. z o.o. Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.
418. Łysiak-Pastuszek E., Zalewska E., Krzymiński W., Grochowski A. (red.), 2016, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2015 na tle dziesięciolecia 2005-2014. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2016, ISBN 978-83-61227-77-9, 163 s.
419. Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000: Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecol. Appl., 10, 689–710.
420. Manca E., Lillis H., Annunziatellis A., Agnesi S., Mo G., Tunesi L., Parry M., Doncheva V., Al-Hamdani Z. 2017. The MSFD Benthic Broad Habitat Types Tables. Annex to Populus J. i in. 2017
421. Mańkowski W. 1978. Baltic zooplankton and its productivity. [w:] Productivity of the Baltic Sea ecosystem red. W. Mańkowski, PAN KBM Ossolineum: 113-134.
422. Margoński P., Całkiewicz J. 2017. Przetestowanie, wyznaczenie wartości granicznej wskaźnika dla zooplanktonu-bazy pokarmowej dla ryb, dla Basenu Gdańskiego (tzw. treshold value) dla wskaźnika podstawowego (tzw. core) MSTS (Zooplankton mean size and total stock), przyjętego przez HELCOM oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich, w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Załącznik 11, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy. Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.
423. MarineBio 2017, "Alien Species - MarineBio.org". MarineBio Conservation Society. Web. Accessed 20:09 PM 9/20/2017. <http://www.marinebio.org/oceans/alien-species/.
424. MARPOL 73/78 Practical Guide: International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973, as modified by the Protocol of 1978 relating thereto (MARPOL 73/78).

425. Marszewska L., Dumnicka E., Normant-Saremba M., 2017. New data on benthic Naididae (Annelida, Clitellata) in Polish brackish waters. Oceanologia 59 (1) 81-84.
426. Mazur H., Pliński, M. 2003. Nodularia spumigena blooms and the occurrence of hepatotoxin in the Gulf of Gdańsk. Oceanologia 45: 305–316.
427. Mazur-Marzec H., Krężel A., Kobos J., Pliński M. 2006. Toxic Nodularia spumigena blooms in the coastal waters of the Gulf of Gdańsk: a ten year survey. Oceanologia 48(2): 255-273.
428. Mazur-Marzec H., Sutryk K., Kobos J., Hebel A., Hohfeld N., Błaszczyk A., Toruńska A., Kaczkowska M.J., Łysiak-Pastuszak E., Kraśniewski W. 2012. Occurrence of cyanobacteria and cyanotxin in the Southern Baltic Proper. Filamentous cyanobacteria versus single-celled picocyanobacteria. Hydrobiologia 701 (1): 235-252.
429. Meissner W. 2010. Monitoring Zimujących Ptaków Morskich. Instrukcja prac terenowych. Dostęp z http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/instrukcje-i-formularze?file=files/pliki/instrukcje2015/MZPM_Instr_Pr_Ter_2015.pdf.
430. Meissner W., Chylarecki P. 2010. Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych. Instrukcja prac terenowych. Dostęp z: http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/instrukcje-i-formularze?file=files/pliki/instrukcje2015/MZPWP_Instr_Pr_Ter_2015.pdf.
431. Mellergaard, S., and Bagge, O. 1998. Fishing gear-induced skin ulcerations in Baltic cod, Gadus morhua L. Journal of Fish Diseases, 21 (3): 205-213.
432. Michałek M., Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L., Kozłowski K., Kuczyński T., Pieckiel P., Brzeska P., Boniecka H., Gajda A., Gawlik W., Dembska G., Pazikowska-Sapota G., Galer-Tatarowicz K., Bociąg K., Bajkiewicz-Grabowska E., Opioła R., Kosecka M., Kowalczyk J., Filipczak R., Mroczek K., Błaszczyk Ł. 2016. Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015-2018. Plan monitoringu gatunków i siedlisk na lata 2016-2018 ver. 2,0. Praca powstała na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska (nr umowy 54/2015/F z dnia 15 grudnia 2015 r.), s. 112 + 2 załączniki.
433. Michałek M.A., Gruszka P., 2015, Zastosowanie wskaźnika BPL do oceny stanu biozanieczyszczenia polskiej części Zalewu Wiślanego, Inżynieria ekologiczna 41, 61–68, DOI: 10.12912/23920629/1829.
434. MidWest Plan Service, 2004, Manure Characteristics, WWPS, Iowa State University.
435. MIR-PIB. 2017. Zestawienie informacji nt. eksploatacji selektywnej organizmów morskich, w tym spowodowanej przez badania i eksploatację żywych zasobów dna morskiego i podłoża w zakresie: rybołówstwa morskiego, Gdynia.
436. Möllmann C., Köster F. W., Kornilovs G., Sidrevics L. 2003. Interannual variability in population dynamics of calanoid copepods in the Central Baltic Sea. ICES Marine Science Symposia 219: 220-230.
437. Möllmann C., Müller-Karulis B., Kornilovs G., St John M. A. 2008. Effects of climate and overfishing on zooplankton dynamics and ecosystem structure: regime shifts, trophic cascade, and feeback loops in a simple ecosystem. ICES Journal of Marine Science 65: 302–310.
438. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas - 2nd Report of the Technical Subgroup on Underwater noise (TSG Noise). Part III Background Information and Annexes. Interim Guidance Report. May, 2013.
439. Mooij J.H. 2005 Protection and use of waterbirds in the European Union. Beitr. Jagd- & Wildforschung 30: 49-76.
440. Morska energetyka wiatrowa – analiza korzyści dla polskiej gospodarki oraz uwarunkowań rozwoju. Warszawa 2013.
441. Mulicki Z., L. Żmudziński 1969. Zasoby zoobentosu Południowego Bałtyku (w latach 1956-1957). Prace Morskiego Inst. Ryb., Gdynia, 15 A: 77-101.
442. Musilová Z., Musil P., Poláková S., Fuchs R. 2009. Wintering ducks in the Czech Republic: changes in their population trends and distribution. Wildfowl Special Issue 2: 73–85.
443. Mustamaki N. I in., 2013, Pikeperch (Sander lucioperca (L.)) in Decline: High Mortality of Three Populations in the Northern Baltic Sea, AMBIO, DOI 10.1007/s13280-013-0429-z.

444. Nagengast B., Warzocha J. 2004. Zalewy i jeziora przymorskie (laguny). [w:] J. Herbich (red.). Siedliska morskie i przybrzeżne, nadmorskie i śródlądowe solniska i wydmy. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 1., 37–53 s.
445. Najwyższa Izba Kontroli, Departament Środowiska, 2015, Informacja o wynikach kontroli Zamykanie i rekultywacja składowisk odpadów niespełniających wymagań prawnych, Nr ewid. 66/2015/p/14/058/KSI.
446. Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 1.
447. Nehring S. 1993. Mortality of dogs associated with a mass development of Nodularia spumigena (Cyanophyceae) in a brackish lake at the German North Sea coast. J. Plankton Res. 15: 867–872.
448. Neves D, Sobral P, Lia J, Pereira T (2015) Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. MPB 101:119–126. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.11.008.
449. Nilsson J. i in., 2004, Recruitment failure and decreasing catches of perch (Perca fluviatilis L.) and pike (Esox lucius L.) in the coastal waters of southeast Sweden, Boreal Environment Research 9: 295-306.
450. Nilsson L. 2008. Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006. Ornis Svecica 18: 135–226.
451. Noga, E. J. 2000. Skin ulcers in fish: Pfiesteria and other etiologies. Toxicological Pathology, 28: 807-823.
452. Nordén M. 2013. Comparative avian developmental toxicity of PFAAs. Doctoral dissertation. Örebro Studies in Biology 7. ISSN 1650-8793; ISBN 978-91-7668-959-2.
453. Nordlöf U., Helander B., Bignert A., Asplund L. 2010. Levels of brominated flame retardants and methoxylated polybrominated diphenyl ethers in eggs of white-tailed sea eagles breeding in different regions of Sweden. Science of the Total Environment 409: 238–246.
454. Normant-Saremba M., Marszewska L., Kerckhof F., 2017. First record of the North-American amphipod Melita nitida Smith, 1873 in Polish coastal waters. Oceanological and Hydrobiological Studies, 46 (1), 108-115.
455. Ocena ex-ante Programu Operacyjnego „Rybactwo i morze" 2014-2020. Raport, Załącznik do Programu Operacyjnego „Rybactwo i Morze" 2014-2020, EU-Consult Sp. z o.o., Gdańsk, 2015.
456. Odum E. 1982. Podstawy ekologii. Wydanie III. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa: 661 s.
457. Ojaveer H., Kotta J., 2015, Ecosystem impacts of the widespread non-indigenous species in the Baltic Sea: literature survey evidences major limitations in knowledge, Hydrobiologia, 750(1), 171–185.
458. Ojaveer, H., S. Olenin, A. Narscius, A.-B. Florin, E. Ezhova, S. Gollasch, K.R. Jensen, M. Lehtiniemi, D. Minchin, M. Normant-Saremba & S. Strake, 2016, Dynamics of biological invasions and pathways over time: a case study of a temperate coastal sea. Biological Invasions 19:799-813.;
459. Okołotowicz G. 1985. Biomasa makrozoobentosu polskiej strefy Bałtyku wskaźnikiem jej zanieczyszczenia. Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego 5-6: 27-39.
460. Olendrzyński K. i in., Krajowa inwentaryzacja emisji TZO do powietrza i analiza uwolnień do pozostałych komponentów środowiska, Faza inwentaryzacji projektu GEF w Polsce, Materiały robocze do sporządzenia.
461. Olenin S, Gollasch S, Lehtiniemi M, Sapota M, Zaiko A. Biological invasions w: P. Snoeijs-Leijonmalm et al. (eds.), Biological Oceanography of the Baltic Sea, DOI 10.1007/978-94-007-0668-2_5.
462. Olenin S., Narščius A., Gollasch S., Lehtiniemi M., Marchini A., Minchin J.D., Srėbalienė G., 2016, New arrivals: an indicator for non-indigenous species introductions at different geographical scales, Frontiers in Marine Science 3:208, doi: 10.3389/fmars.2016.00208.
463. Olenina I, Wasmund N, Hajdu S, Jurgensone I, Gromisz S, Kownacka J, Toming K, Vaiciute D, Olenin S (2010). Assessing impacts of invasive phytoplankton: The Baltic Sea case. Marine Pollution Bulletin 2010 Oct;60(10):1691-700.

464. Olenina I., Hajdu S., Edler L., Andersson A., Wasmund N., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Huseby S., Huttunen M., Jaanus A., Kokkonen P., Ledaine I., Niemkiewicz E. 2006. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea. HELCOM Balt. Sea Environ. Proc. No. 106, 144 s.
465. Olenycz M., Barańska A. (red), Nowakowski S., Solon J., Fac-Beneda J., Nowacki J., Brzeska P., Popis B., Weigle A., Falkowski M., Ciechanowski M., Kozłowski J., Kozłowski K., Pieckiel P., Rudowski S., Boniecka H., Gajda A., Gawlik W., Osowiecki A., Błeńska M., Matczak M., Zaucha J., Faściszewski J., Pardus J. 2014. Zbiorcze sprawozdanie z analizy dostępnych danych i przeprowadzonych inwentaryzacji przyrodniczych (zebranie i analiza wyników inwentaryzacji, materiałów niepublikowanych i opracowań publikowanych, przydatnych do sporządzenia projektów planów) Zalew Wiślany i Mierzeja Wiślana (PLH 280007). Gdańsk. IM WW 6856, 373 s.
466. Olli K. i in., 2011, Long term changes in the Baltic Sea phytoplankton community, Boreal Environment Research 16 (suppl. A): 3-14.
467. Olsson A., Ceder K., Bergman Å., Helander B. 2000. Nestling blood of the White-tailed Sea Eagle (Haliaeetus albicilla) as an indicator of territorial exposure to organohalogen compounds - an evaluation. Environ. Sci. Technol. 34: 2733-2740.
468. Opioła R., Barańska A, Kruk-Dowgiałło L., Dziaduch D., Brzeska-Roszczyk P., Pieckiel P., Łysiak-Pastuszak E., Osowiecki A., Olenycz M., Zaboroś I., Mioskowska M., Kuczyński T., Błeńska M., Dembska G., Pazikowska-Sapota G., Galer-Tatarowicz K., Flasińska A., Nowogrodzka K., Boniecki W., Cichowska A., Boniecka H., Gawlik W., Gajda A., Kaźmierczak A., Bajkiewicz-Grabowska E., Markowski M., Kozłowski K., Malinga M., Świstun K., Yalçin G., Błaszczyk Ł., Mroczek K., Pyra A. Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015-2018. Raport z prac wykonanych w III etapie. Praca realizowana w ramach państwowego Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, 486 s.
469. Orio A., 2015, Understanding the spatio-temporal dynamics of demersal fish species in the Baltic Sea, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Aquatic Resources.
470. Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L. (red.) 2006. Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głazowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym. Zakład Wydawnictw Naukowych IM w Gdańsku, Gdańsk, ISBN 83-85780-80-7, 127 s.
471. Osowiecki A., Krzymiński W., Nowicki W., Kruk-Dowgiałło L., Błeńska M., Brzeska P., Michałek-Pogorzelska M., Dubiński M., Łysiak-Pastuszak E., Góralski J., Chojnacki W., Marcinkow A., Kazała P. 2009. Opracowanie metodyki badania i klasyfikacji elementów biologicznych w procedurze oceny stanu ekologicznego jednolitych części morskich wód przejściowych i przybrzeżnych wraz z udziałem w europejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym. Sprawozdanie z etapu II. Wykonano na zamówienie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (umowa nr 26/2008/F), sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Warszawa, Gdańsk, Gdynia, 238 s.
472. Osowiecki A., Łysiak-Pastuszak E., Kruk-Dowgiałło L., Błeńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzymiński W. 2012. Development of tools for ecological quality assessment in the Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – preliminary assessment. Oceanological and Hydrobiological Studies. Vol. 41(3): 1-10.
473. Osowiecki A., Łysiak-Pastuszak E., Piątkowska Z. 2008. Testic biotic indeces for marine zoobenthos quality assessment in the Polish sector of the Baltic Sea. Journal of Marine Systems 74:124-132.
474. Osowiecki A., Żmudziński L. (red.) 2000. Przyrodnicza waloryzacja morskich części obszarów chronionych HELCOM-BSPA województwa pomorskiego. Cz. 2. Rezerwat Przyrody Kępa Redłowska. CRANGON 6. CBM PAN.
475. OSPAR/HELCOM/ICES 2016. Report on the Joint OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Seabirds (JWGBIRD), 9-13 November 2015, Copenhagen, Denmark. Dostęp: http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2015/JWGBIRD/JWGBIRD_2015.pdf

476. OSPAR/HELCOM/ICES 2017. Report on the Joint OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Seabirds (JWGBIRD), 10-14 October 2016, Thetford, U.K. Dostęp z: http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2016/JWGBIRD/JWGBIRD_2016.pdf.
477. Ostrowska M., Majchrowski R., Stoń-Egiert J.,Woźniak B., Ficek D., Dera J., 2007, Remote sensing of vertical phytoplankton pigment distributions in the Baltic: new mathematical expressions. Part 1: Total chlorophyll a distribution, Oceanologia, 49 (4), 471–489.
478. Ostrowski J. 1985. Wpływ zanieczyszczeń na zoobentos Zatoki Gdańskiej ze szczególnym uwzględnieniem określenia gatunków wskaźnikowych. Studia i Materiały Morskiego Instytutu Rybackiego 26 A: 5-20.
479. Pace M. L. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. Limnological Oceanography 31: 45–55.
480. Pastuszak M. 2012. Description of the Baltic Sea catchment area – focus on the Polish sub-catchment. w: Pastuszak, M., Igras, J. (red.) Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute- Institute of Soil Science and Plant Cultivation - State Research Institute-Fertilizer Research Institute, Gdynia- Puławy. pp. 15-44.
481. Pastuszak M. 2012. Excessive silicon retention – implications for marine environment. Pastuszak, M., Igras, J. (red.) Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute. Gdynia-Puławy. pp. 383-417.
482. Pastuszak M. i in., 2012. Temporal and Spatial Differences in Emission of Nitrogen and Phosphorus from Polish Territory to the Baltic Sea, National Marine Fisheries Research Institute, Institute of Soil Science and Plant Cultivation - State Research Institute, Fertilizer Research Institute
483. Pastuszak M. i in., 2014, Impact of forecasted changes in Polish economy (2015 and 2020) on nutrient emission into the river basins, ELSEVIER, Science of the Total Environment 493 (2014) 32-43
484. Pastuszak M., Zalewski M., Wodzinowski T., Pawlikowski K. 2016. Eutrofizacja w Morzu Bałtyckim – konieczność holistycznego podejścia do problemu [w:] I. Psuty (red.) 95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego. Tom II - Stan środowiska południowego Bałtyku, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Gdynia, 2016, 1-100.
485. Pawliczka I. 2012. Program ochrony foki szarej – projekt (19.12.2012), Projekt współfinansowany przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko, 104 s.
486. Pawliczka I., Górski W., Hylla – Wawryniuk A. 2013. Ocena stanu ochrony gatunku foka szara Halichoerus grypus w obszarach NATURA 2000 w rejonie Zatoki Gdańskiej, 32 s.
487. Pearson T.H., Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review 16: 229-311.
488. Pedersen M. W. and Berg C. W. 2017. A stochastic surplus production model in continuous time. Fish Fish, 18: 226–243. doi:10.1111/faf.12174.
489. PEG Biovolume 2017: http://www.helcom.fi/helcom-at-work/projects/phytoplankton/
490. Pempkowiak J., 1985, The Input of Biochemically Labile and Resistant Organic Matter to the Baltic Sea from the Vistula River, SCOPE/UNEP SONDERBAND Heft 58, str. 345-350.
491. Perttilä M, Jonsson P, Albrech H, Carman R, Jensen A, Kankaanpää H, et al. 2003. Contaminants in the Baltic Sea sediments: results of the 1993 ICES/HELCOM Sediment Baseline Study. Meri: report series of the Finnish Institute of Marine Research Merentutkimuslaitos), vol. 50. Helsinki, Finland: Finish Institute of Marine Research; 2003. 69 pp.
492. Petersen I.K., MacKenzie M., Rexstad E., Wisz M.S., Fox A.D. 2011. Comparing pre- and post-construction distributions of long-tailed ducks Clangula hyemalis in and around the Nysted

offshore wind farm, Denmark: a quasi-designed experiment accounting for imperfect detection, local surface features and autocorrelation. CREEM Tech Report 2011-1.
493. Pilarczyk B., Tomza-Marciniak A., Pilarczyk R., Kavetska K., Rzad I., Hendzel D., Marciniak A. 2012 Selenium status in sea ducks (Melanitta fusca, Melanitta nigra and Clangula hyemalis) wintering on the southern Baltic coast, Poland. Mar. Biol. Res. 8: 1019-1025.
494. PMŚ, 2015. Dane z Państwowego Monitoringu Środowiska.
495. Populus J., Vasquez M., Albrecht J., Manca E., Agnesi S., Al. Hamdani Z., Andersen J., Annunziatellis A., Bekkby T., Bruschi A., Doncheva V., Drakopoulou V., Duncan G., Inghilesi R., Kyriakidou C., Lalli F., Lallis H., Mo G., Muresan M., Salomidi M., Sakellariou D., Simboura M., Teaca A., Tezcan D., Todorova V., Tunesi L. 2017. EUSeaMap, a European broad-scale habitat map, 174 s.
496. Poutanen E. L., Nikkilä K., 2001. Carotenoid pigments as tracers of cyanobacterial blooms in recent and post-glacial sediments of the Baltic Sea. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 30(4): 179-183.
497. Powilleit M., Graf G., Kleine J., Riethmüller R., Stockmann K., Wetzel M.A., Koop J.H.E. 2009. Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. Journal of Marine Systems 75, 441–451.
498. Preisendorfer R. W. 1986. Secchi disk science: Visual optics of natural waters, Limnol. Oceanogr. 31: 909–926.
499. Program Rozwoju Portów Morskich do 2020 (z perspektywą 2030) – projekt dokumentu.
500. Provencher J.F. et al. 2017. Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. Analytical Methods, Issue 9.
501. Przewodnik Metodyczny Do Badań Terenowych I Analiz Laboratoryjnych Ichtiofauny W Wodach Przejściowych I Przybrzeżnych W Ramach Monitoringu Diagnostycznego Ichtiofauny, Biblioteka Monitoringu Środowiska, 2014.
502. Przyszłość Morza Bałtyckiego – tendencje rozwojowe. Program WWF na rzecz ochrony Ekoregionu Bałtyku; Raport WWF 2011.
503. Radłowska M., Pempkowiak J., 2002, Stress -70 as indicator of heavy metals accumulation in blue mussel Mytilus edulis, ELSEVIER, Environment International 27 (2002) 605 – 608.
504. Raport z realizacji polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej w roku 2015, Warszawa 2016.
505. Red. Brylińska M., 1986, Ryby słodkowodne Polski.
506. Red. Gic-Grusza, 2009, Atlas siedlisk dna polskich obszarów morskich. Waloryzacja przyrodnicza siedlisk morskich, Instytut Oceanologii, Polska Akademia Nauk.
507. Red. Gromadzki M., 2004, Ptaki (część I). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 7.
508. Red. Herbich J., 2004. Siedliska morskie i przybrzeżne, nadmorskie i śródlądowe solniska i wydmy. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków.
509. Red. Schmelzer N. i Holfort J., 2012, Climatological Ice Atlas for the western and southern Baltic Sea (1961–2010).
510. Rejestry opłat za korzystanie ze środowiska, prowadzone przez Urzędy Marszałkowskie.
511. Ridgill S. C., Fox A. D. 1990. Cold weather movements of waterfowl in Western Europe. International Waterfowl Research Bureau special publication 13. IWRB, Slimbridge.
512. Rocznik demograficzny 2014 GUS, Warszawa, 2015.
513. Rocznik demograficzny 2016 GUS, Warszawa, 2017.
514. Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2015. GUS, Warszawa-Szczecin 2015.
515. Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2016. GUS, Warszawa-Szczecin, 2016.
516. Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2017. GUS, Warszawa-Szczecin 2017.
517. Rocznik statystyczny GUS - Ochrona środowiska, 2007.
518. Rocznik statystyczny GUS - Ochrona środowiska, 2015.
519. Rocznik statystyczny GUS, Ochrona środowiska, 2016.
520. Rocznik statystyczny rolnictwa i obszarów wiejskich 2007.
521. Rocznik Statystyczny Rolnictwa za 2016.

522. Rodionov S.N., 2004. A sequential algorithm for testing climate regime shifts. Geophysical Research Letters, 31(9), L09204.
523. Rönkkönen S., Ojaveer E., Raid T., Viitasalo M. 2004. Long-term changes in Baltic herring (Clupea harengus membras) growth in the Gulf of Finland. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 219-229.
524. Ropelewski A. 1952. Ssaki Bałtyku. Zakład Ochrony Przyrody, Kraków.
525. Rosenberg R., Blomquist M., Nilsson H., Cederwall H., Dimming A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 49, 728-739.
526. Rosenberg R., Loo L.O. 1988. Marine eutrophication induced oxygen deficiency: effects on soft bottom fauna, western Sweden. Ophelia 29: 213–225.
527. Rosenberg R., Loo L.O., Möller P. 1992. Hypoxia, salinity and temperatures structuring factors for marine benthic communities in an eutrophic area. Netherlands Journal of Sea Research 30: 121–129.
528. Rowland SJ, Galloway TS, Thompson RC (2007) Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants. 41:7759–7764.
529. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 4 listopada 2016 r. w sprawie przekazywania informacji o odpadach znajdujących się na statku (Dz. U. poz. 1851).
530. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 21 grudnia 2002 r. w sprawie portowych planów gospodarowania odpadami oraz pozostałościami ładunkowymi ze statków (Dz. U. poz. 1989, z późn. zm.).
531. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 21 grudnia 2002 r. w sprawie raportów dotyczących funkcjonowania i stopnia wykorzystania portowych urządzeń odbiorczych (Dz. U. poz. 1988).
532. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 23 grudnia 2008 r. w sprawie udzielania statkom zwolnień z obowiązku każdorazowego zdawania odpadów i pozostałości ładunkowych przed opuszczeniem portu (Dz. U. z 2009 r. poz. 21).
533. Rozporządzenie Ministra Obrony Narodowej z dnia 3 kwietnia 2014 r. w sprawie stref zamkniętych dla żeglugi i rybołówstwa na obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej (Dz. U. poz. 482).
534. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. poz. 1800).
535. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2015/757 z dnia 29 kwietnia 2015 r. w sprawie monitorowania, raportowania i weryfikacji emisji dwutlenku węgla z transportu morskiego oraz zmiany dyrektywy 2009/16/WE (Dz. Urz. UE L 123 z 19.05.2015, str. 55, z późn. zm.).
536. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1139 z dnia 6 lipca 2016 r. ustanawiające wieloletni plan w odniesieniu do stad dorsza, śledzia i szprota w Morzu Bałtyckim oraz połowów eksploatujących te stada, zmieniające rozporządzenie Rady (WE) nr 2187/2005 i uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 1098/2007 (Dz. Urz. UE L 191 z 15.07.2016, str. 1, z późn. zm.).
537. Rozporządzenie Rady (UE) nr 2015/2072 z dnia 17 listopada 2015 r. ustalające uprawnienia do połowów na 2016 rok w odniesieniu do pewnych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniające rozporządzenia (UE) nr 1221/2014 i (UE) 2015/104 Dz. Urz. UE L 302 z 19.11.2015, str. 1, z późn. zm.).
538. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 13 stycznia 2017 r. w sprawie szczegółowego przebiegu linii podstawowej, zewnętrznej granicy morza terytorialnego oraz zewnętrznej granicy strefy przyległej Rzeczypospolitej Polskiej (Dz. U. poz. 183).
539. Rubarth J., Dreyer A., Guse N., Einax J.W., Ebinghaus R. 2011. Perfluorinated compounds in red-throated divers from the German Baltic Sea: new findings from their distribution in 10 different tissues. Environ. Chem. 8: 419-428.

540. Rumohr H., Bonsdorf E., Pearson T.H. 1996. Zoobenthic successions in Baltic sedimentary habitats. Archive of Fishery and Marine Research 44 (3): 179-214.
541. Rydin E. i in., 2011, Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediments as estimated from sediment profiles, Estuarine , ELSEVIER, Coastal and Shelf Science 92 (2011) 111-117.
542. SAMBAH (2016). Final report for LIFE+ project SAMBAH LIFE08 NAT/S/000261 covering the project activities from 01/01/2010 to 30/09/2015. Reporting date 29/02/2016, 80pp.
543. SAMBAH 2017. Final report. Online: http://www.sambah.org/SAMBAH-Final-Report-FINAL-for-website-April-2017.pdf.
544. Sambrook, K., Holt R.H.F., Sharp R, Griffith, K., Roche R.C., Newstead R.G., Wyn G., Jenkin, S.R. 2014. Capacity, capability and cross-border challenges associated with marine eradication programmes in Europe: The attempted eradication of an invasive non-native ascidian, Didemnum New arrivals: an indicator for non-indigenous species introductions at different geographical scalesvexillum in Wales, United Kingdom. Marine Policy, (48), 51–58.
545. Sandberg-Kilpi E. i in., 1999, Tolerance of the Baltic amphipod Monopreia affinis to hypoxia, anoxia and hydrogen sulfide, Ophelia 50 (1): 61-68.
546. Sapota, G. 1998. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OPCs) in seawater of the southern Baltic Sea. Desalination, 162: 153–157.
547. Sapota, G. 2006. Persistent organic pollutants (POPs) in bottom sediments from the Baltic Sea. Oceanological and Hydrological Studies, 35: 295-306.
548. Schiele K., Darr A., Zettler M., Berg T., Blomquist M., Daunys D., Jermakovs V., Korpinen S., Kotta J., Nygard H., Weber M., Voss J., Warzocha J. 2016. Rating species sensitivity throughout gradient systems – a consistent approach for the Baltic Sea. Ecological Indicators 61: 447–45.
549. Schneider B. i in., Changes in the Baltic Sea biogeochemistry during the last century.
550. Schröder T., Behnert I., Schaale M., Fischer J., Doerffer R. 2007. Atmospheric correction algorithm for MERIS above case-2 waters. Int. J. Remote Sens., 28: 1469–1486.
551. Schwarzer K., Bohling B., Heinrich C. (2014): Submarine hard bottom substrates in the western Baltic Sea – human impact versus natural development. Journal of Coastal Research SI 70: 145–150.
552. Schwemmer P., Mendel B., Sonntag N., Dierschke V., Garthe S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. Ecol. Appl. 21: 851-1860.
553. Science Policy Briefing, Impacts of Ocean Acidification, August 2009.
554. SDF obszaru PLB990002 Przybrzeżne wody Bałtyku, 02.2017.
555. SDF obszaru PLH220023 Ostoja Słowińska, 02.2014.
556. Sellner K.G., Olson M.M., Kononen K. 1994. Copepod grazing in a summer cyanobacteria bloom in the Gulf of Finland. Hydrobiologia 292/293: 249-254.
557. Sikora A. 2006. Monitoring Gatunków Rzadkich. Instrukcja prac terenowych. Biegus zmienny. Dostęp z: http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/instrukcje-i-formularze?file=files/pliki/instrukcje2015/MGR_MBZ_Instr_Pr_Ter_2015.pdf.
558. Sikorowicz G. i in., 2005, Diurnal variations in nitrogen, phosphorus and iron compounds in the southern Baltic Sea, OCEANOLOGIA , 47 (2) , 2005, 243 – 263.
559. Sindermann, C. J., Bang, F. B., Christensen, N. O., Dethlefsen, V., Harshbarger, J. C., Mitchel, J. R., Mulcahy, M. F. (1980). The role and value of pathobiology in pollution effects monitoring programs. Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer 179: 135-151.
560. Sindermann, C. S. 1977. Recent data on possible association of coastal/estuarine pollution with fish and shellfish diseases. ICES Document C.M/E:14. 33 pp.
561. Sipiä V.O., Kankaanpää H.T., Flinkman J., Lahti K., Meriluoto J.A.O. 2001. Time-dependent accumulation of cyanobacterial hepatotoxinsin flounders (Platichthys flesus) and mussels (Mytilus edulis) from the Northern Baltic Sea. Environ. Toxicol. 16: 330–336.
562. Skov H., Heinänen S., Žydelis R., Bellebaum J., Bzoma S., Dagys M., Durinck J., Garthe S., Grishanov G., Hario N., Kieckbusch J.J., Kube J., Kuresoo A., Larsson K., Luigujoe L., Meissner W., Nehls H.W., Nilsson L., Petersen I.K., Mikkola Roos M., Pihl S., Sonntag N., Stock A., Stipniece A.

2011 Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. TemaNord 2011:550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
563. Skóra K. E., Trudne życie brunatnej algi, http://www.hel.ug.edu.pl/aktu/archiwum/fucus2.htm
564. Skóra K.E. 1992. Fishery. W: Marine Pollutions. Studia i Materiały Oceanologiczne PAN, 61(2), 205-220.
565. Skóra K.E. 1993. Ichtiofauna [w:] Zatoka Pucka. Korzeniewski K. red. Gdańsk. pp. 445-467.
566. Skóra K.E. 1993. Ryby Zatoki Puckiej - przyczyny degradacji oraz metody rekultywacji zasobów. W: Problemy ekologiczne Ziemi Puckiej - stan i środki zaradcze. (M. Pliński red.) Gdańsk, Krokowa, 59-69.
567. Skóra, K. E., J. Stolarski 1993. New fish species in the Gulf of Gdansk, Neogobius sp. [cf. Neogobius melanostomus (Pallas 1811)]. Bull. Sea Fish. Inst., Gdynia, 1(128); 83-84.
568. Slater M., Schultz A., Jones R., Fischer C. (2011): Electromagnetic Field Study. Oregon Wave Energy Trust. http://oregonwave.org/oceanic/wp-content/uploads/2015/04/OWET-EMF-on-Marine-Species_FINAL_Full_web.pdf [dostęp: 10.09.2017].
569. Smetacek V. 1999. Diatoms and the ocean carbon cycle. Protist 150: 25-32.
570. Smolarz K., Biskup P., Zgrundo A., 2016, Biological Invasions: A Case Study of Baltic Sea Environmental Governance, Chapter 4, in: M. Gilek et al. (eds.), Environmental Governance of the Baltic Sea, MARE Publication Series 10, DOI 10.1007/978-3-319-27006-7_4.
571. Soldaat L., Pannekoek J., Verweij R.J.T., van Turnhout C.A.M., van Strien A. 2017. A Monte Carlo method to account for sampling error in multi-species indicators. Ecological Indicators 81: 340-347.
572. Sopanen S., Uronen P., Kuuppo P., Svensen C., Rühl A., Tamminen T., Granéli E., Legrand C., 2009. Transfer of nodularin to the copepod Eurytemora affinis through the microbial food web. Aquat. Microb. Ecol. 55: 115-130.
573. Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene, Jr., C. R., Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J. A. and Tyack, P. L., "Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations", Aquatic Mammals, Vol. 33, 2007, pp. 411-521.
574. Sprawozdania z realizacji Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych za 2006 r., 2010 r. i 2015 r.
575. Stan sanitarny kraju w 2015 roku. Główny Inspektor Sanitarny, Warszawa 2015.
576. Stanisławczyk I. „Zlodzenie polskiej strefy przybrzeżnej Bałtyku". Mat. OM IMGW-PIB Gdynia. oraz Zlodzenie, w: Bałtyk Południowy. Charakterystyka wybranych elementów środowiska. Seria Monografie IMGW-PIB, OM IMGW-PIB w Gdyni. Publikacje w latach od 2011 do 2017.
577. Stanisławczyk I. 2004. Winter Navigation in Danish Waters and Pomorska Bay during the Winters 1929/30 to 1999/2000. Mat. III Międz.Konf.NT, Świnoujście-Kopenhaga, 31.05-3.06.2004, Szczecin: Akademia Morska w Szczecinie, 2004, 363-372, 4, 5.
578. Stanisławczyk Ida: "Żegluga w warunkach lodowych w XX wieku na trasie Szczecin - Świnoujście" w materiałach z I Konferencji Naukowo-Technicznej, "Bezpieczeństwo żeglugi", Szczecin, 2002, str. 225 - 232, tab. 1, bibliogr. 3.
579. Strategia na Rzecz Odpowiedzialnego Rozwoju do roku 2020 (z perspektywą do 2030 r.). Dokument przyjęty uchwałą Rady Ministrów w dniu 14 lutego 2017 r.
580. Strategia Rozwoju Transportu do 2020 roku (z perspektywą do 2030 roku), Ministerstwo Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej, Warszawa, 2012.
581. Strategiczna koncepcja bezpieczeństwa morskiego Rzeczypospolitej Polskiej. Warszawa Gdańsk, 2017.
582. Strona internetowa 1 – DOF – Dansk Ornitologisk Forening, www.dof.dk, data wejścia na stronę: 10.01.2018.
583. Strona internetowa GDOŚ Natura 2000: http://natura2000.gdos.gov.pl
584. Strona internetowa http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce

585. Struck U., Emeis K.C., Voss M., Christiansen C., Kunzendorf H. 2000. Records of southern and central Baltic Sea eutrophication in δ13C and δ15N of sedimentary organic matter, Marine Geology 164(3-4): 157-171.
586. Studium Uwarunkowań Zagospodarowania Przestrzennego Polskich Obszarów Morskich wraz z analizami przestrzennymi, Instytut Morski w Gdańsku, Samodzielna Pracownia Polityki Przestrzennej, Gdańsk, luty 2015.
587. Suikkanen S. i in., 2016, Marine Research Centre, Finnish Environment Institute, Increasing surface temperature causes changes in plankton communities of the Baltic Sea.
588. Suikkanen S., Fistarol G.O., Granéli E. 2004. Allelopathic effects of the Baltic cyanobacteria Nodularia spumigena, Aphanizomenon flos-aquae and Anabaena lemmermannii on algal monocultures. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 308: 85-10.
589. Suikkanen S., Fistarol G.O., Granéli E. 2005. Effects of cyanobacterial allelochemicals on a natural plankton community. Marine Ecology Progress Series 287: 1-9.
590. Surowiec J., Dobrzycka- Krahel A. (2008). New data on the non-indigenous gammarids in the Vistula Delta and the Vistula Lagoon. OCEANOLOGIA, 50 (3), 2008. pp. 443–447.
591. Sutryk K., Hebel A., Hohlfeld N., Jasser I., Kaczkowska M.J., Kobos J., Łysiak-Pastuszak E., Mazur-Marzec H. 2011. Cyanobacterial blooms, cyanotoxin production and its bioaccumulation in the Southern Baltic Sea. ICES ASC 2011, 19-23 September 2011, Gdańsk Music and Congress Centre, Gdańsk, Poland, Book of Abstracts, ICES CM2011/C:02, 30-31.
592. Švažas S., Dagys M., Žydelis R., Raudonikis L. 2001. Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl populations in Lithuania in the 20th century. Acta Zoologica Lithuanica 11: 243-254.
593. Švažas S., Meissner W., Nehls H. W. 1994. Wintering populations of Goosander (Mergus merganser) and Smew (Mergus albellus) at the south eastern Baltic coast. Acta Ornithologica Lithuanica 9-10: 56-69.
594. Swerpel S., 2013, Bitwa o Pucyfik, Wiedza i życie.
595. Szefer P, Glasby GP, Pempkowiak J, Kaliszan R. 1995. Extraction studies of heavy-metal pollutants in surficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland. Chem Geol 120:111–26.
596. Szefer P. 2002. Metals, metalloids and radionuclides in the Baltic Sea ecosystem. Trace metals in the environment. London: Elsevier; 2002.
597. Sztobryn M., Stanisławczyk I., Schmelzer N.: Ice Conditions In The Szczecin Lagoon and Pomeranian Bay During The Normal Period 1961 - 1990. Berichte des Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, nr 20, Hamburg und Rostock 1999
598. Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2014/2015, GUS, Warszawa, 2016.
599. Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2015/2016, GUS, Warszawa, 2017.
600. Telesh I., Postel L., Heerkloss R., Mironova E. i Skarlato S. 2008. Zooplankton of the Open Baltic Sea: Atlas. BMB Publication No. 20. – Meereswiss. Ber., Warnemünde 73: 1 - 251.
601. ter Braak C., van Strien A., Meijer R., Verstrael T. 1994. Analysis of Monitoring Data With Many Missing Values: Which Method? In: Hagemeijer EJM, Verstrael TJ (eds) Bird numbers 1992 distribution monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC. S. 663–673.
602. The IUCN Red List of Threatened Species.
603. Traktat o Funkcjonowaniu Unii Europejskiej (Dz. Urz. UE C 326 z 26.10.2012).
604. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide, NOAA Earth System Research Laboratory: https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/
605. Tricas T., Gill A. (2011): Effects of EMFS from undersea power cables on Elasmobranchs and other marine species. Normandeau associates, inc. Exponent, inc. Pacific OCS Region.
606. Trojan P. 1980. Ekologia ogólna. Wydanie IV. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa: 419 s.

607. TSG Noise, 2013, Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas – 2nd Report of the Technical Subgroup on Underwater Noise (TSG Noise). Part III Background Information and Annexes. Interim Guidance Report. May, 2013.
608. Turystyka w 2014 r., GUS, Warszawa, 2015.
609. Turystyka w 2015. GUS, Warszawa 2016.
610. Turystyka w 2016 r., GUS, Warszawa 2017.
611. UNEP. 2016. Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi.
612. Ustawa z dnia 12 września 2002 r. o portowych urządzeniach do odbioru odpadów oraz pozostałości ładunkowych ze statków (Dz. U. poz. 1361, z późn. zm.)
613. Ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (Dz. U. z 2018 r. poz. 514, z późn. zm.)
614. Ustawa z dnia 20 grudnia 1996 r. o portach i przystaniach morskich (Dz. U. z 2017 r. poz. 1933);
615. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz. U. poz. 1566, z późn. zm.).
616. Ustawa z dnia 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej (Dz. U. z 2018 r. poz. 2214).
617. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2018 r. poz. 799 z późn. zm.) wraz z aktami wykonawczymi.
618. Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (tj. Dz. U. 2018 r. poz. 2081) wraz z aktami wykonawczymi.
619. Ustawa z dnia 30 kwietnia 2010 r. o instytutach badawczych (Dz. U. z 2018 r. poz. 736).
620. Ustawa z dnia 30 kwietnia 2010 r. o Polskiej Akademii Nauk (Dz. U. z 2018 r. poz. 1475, z późn. zm.)
621. Ustawa z dnia 30 kwietnia 2010 r. o zasadach finansowania nauki (Dz. U. z 2018 r. poz. 87).
622. Ustawa z dnia 6 lipca 2016 r. o aktywizacji przemysłu okrętowego i przemysłów komplementarnych (Dz. U. z 2018 r. poz. 387, z późn. zm.)
623. Uścinowicz S., Zachowicz R. 1992. Mapa geologiczna dna Bałtyku. Geological map of the Baltic Sea bottom. 6 – Gdańsk. Państwowy Instytut Geologiczny. Red. J.E. Mojski. Polska Agencja Ekologiczna S.A., Warszawa.
624. Väinölä, R. & Strelkov, 2011, Mytilus trossulus in Northern Europe, P. Mar Biol (2011) 158: 817. doi:10.1007/s00227-010-1609-z.
625. van Strien A., Pannekoek J., Hagemeijer W., Verstrael T. 2004. A logline Poisson regression method to analyse bird monitoring data. Bird Census News 13: 33-39.
626. van Strien A.J., Pannekoek J., Gibbons D. 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. Bird Study 48: 200-213.
627. Vanhatalo J., Vetemaa M., Herrero A., Aho T., Tiilikainen R. 2014. By-catch of grey seals (Halichoerus grypus) in Baltic fisheries – a Bayesian analysis of interview survey. PloS One. doi:10.1371/journal.pone.0113836.
628. Viquerat S., Herr H., Gilles A., Peschko V., Siebert U., Sveegaard S., Teilmann J. 2014. Abundance of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat Marine Biology 161: 745-754.
629. Walmsley S.F., Weiss A., Claussen U., Connor D. 2017. Guidance for assessment under Article 8 of the Marine Strategy Framework Directive, Integration of assessment results. ABPmer Report No R.2733, produced for the European Commission, DG Environment, February 2017.
630. Wandzel, T. 2003. Babka okrągła Neogobius melanostomus (Pallas, 1811) - nowy komponent ichtiocenozy południowego Bałtyku. Rola w ekosystemie i rybołówstwie. Monografia, Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 76 s.
631. Wang W. X., Widdows J., 1991, Physiological responses of mussel larvae Mytilus edulis to environmental hypoxia and anoxia, Marine Ecology Progress Series, Vol. 70: 223-236.
632. Warzocha J. 1995. Classification and structure of macrofaunal communities in the southern Baltic. Arch. Fish. Mar. Res. 42(3): 225-237.

633. Warzocha, J. & Drgas, A. (2013). The alien gulf wedge clam (Rangia cuneata G. B. Sowerby I, 1831) (Mollusca: Bivalia: Mactridae) in the Polish part of the Vistula Lagoon (SE. Baltic). Folia Malacologica 21: 291–292. DOI: 10.12657/folmal.021.030.
634. Wasmund N., 2017. The Diatom/Dinoflagellate Index as an Indicator of Ecosystem Changes in the Baltic Sea. 2. Historical Data for Use in Determination of Good Environmental Status. Frontiers in Marine Science 4: 153.
635. Wasmund N., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Höglander H., Jaanus A., Johansen M., Jurgensone I., Karlsson C., Kownacka J., Kraśniewski W., Lehtinen S., Olenina I., v. Weber M., 2015. Cyanobacteria biomass. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet 2015, Published 18 September 2015. http://helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/eutrophication/cyanobacteria-biomass/
636. Wasmund N., Göbel J., v. Bodungen B., 2008. 100-years-changes in the phytoplankton community of Kiel Bight (Baltic Sea). J. Mar. Syst. 73: 300-322.
637. Wasmund N., Kownacka J., Göbel J., Jaanus A., Johansesn M., Jurgenstone I., Lehtinen S., Powilleit M. 2017. The diatom/dinoflagellate index as an indicator of ecosystem changes in the Baltic Sea 1 -Principle and handling instruction. Frontiers in Marine Science 4: 22.
638. Wasmund N., Nausch G., Feistel R. 2013. Silicate consumption: an indicator for long-term trends in spring diatom development in the Baltic Sea. Journal of Plankton Research 35: 393-406.
639. Wasmund N., Nausch G., Matthäus W. 1998. Phytoplankton spring blooms in the southern Baltic Sea - spatio-temporal development and long-term trends. J. Plankton Research 20: 1099-1117.
640. Wasmund N., Tuimala J., Suikkanen S., Vandepitte L., Kraberg A. 2011. Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea. J. Mar. Syst. 87, 145-159.
641. Wasmund N., Uhling S. 2003. Phytoplankton trends in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science, 60: 177-18.
642. Wessa p. 2017. Free Statistics Software, Office for Research Development and Education, version 1.2.1, URL https://www.wessa.net/
643. Wesslander K., 2011, The Carbon Dioxide System in the Baltic Sea Surface Waters, University of Gothenburg, Department of Earth Sciences, Doctoral thesis A137.
644. Weston, D. E. (1960) Underwater explosions as acoustic sources, Proc. of the Physical Society, LXXVI, 233–249.
645. Wetlands International 2015. Wetlands International. Waterbird population estimates – Fifth Edition. Dostęp z: http://wpe.wetlands.org/
646. Wiktor K. 1990. Zooplankton. [w:] Zatoka Gdańska. red. A. Majewski Wydawnictwo Geologiczne – Warszawa: 380 – 402.
647. Williams, F., Eschen, R., Harris, A., Djeddour, D., Pratt, C., Shaw, R.S., Varia, S., Lamontagne-Godwin, J., Thomas, S.E., Murphy, S.T., 2010: The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI Project No. VM10066.
648. Winkler H. M. i Gröger J., Pikeperch (Sander lucioperca) Stocks and Fisheries in German Southern Baltic Lagoons
649. Witkowski A., Grabowska J., 2012. The non-indigenous freshwater fishes of Poland: threats to the native ichthyofauna and consequences for the fishery: a review. Acta Ichthyologica et Piscatoria 42 (2), 77–87.
650. Wolf, K., M. Gravell, and R. G. Malsberger. 1966. Lymphocystis virus: isolation and propagation in centrarchid fish cell lines. Science 151: 1004-1005.
651. Wolff, W.J., Reise, K. 2002: Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters. In: Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management (Leppäkoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. eds.), 193–205.
652. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., Ficek D., Furmańczyk K., Kowalewski M., Krężel A., Majchrowski R., Ostrowska M., Paszkuta M., Stoń-Egiert J., Stramska M., Zapadka T., 2011a, SatBaltic – a Baltic environmental satellite remote sensing system- an ongoing project in Poland. Part 1: Assumptions, scope and operating range, Oceanologia 53(4) 897–924.

653. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., Ficek D., Furmańczyk K., Kowalewski M., Krężel A., Majchrowski R., Ostrowska M., Paszkuta M., Stoń-Egiert J., Stramska M., Zapadka T., 2011b, SatBaltic – a Baltic environmental satellite remote sensing system- an ongoing project in Poland. Part 2: Practical applicability and preliminary results, Oceanologia 53(4), 925–958.
654. Woźniczka, A., Wawrzyniak-Wydrowska, B., Radziejewska, T., Skrzypacz, A., The quagga mussel (Dreissena rostriformis bugensis Andrusov, 1897) – another Ponto-Caspian dreissenid bivalve in the southern Baltic catchment: the first record from the Szczecin Lagoon, In Oceanologia, Volume 58, Issue 2, 2016, Pages 154-159, ISSN 0078-3234, https://doi.org/10.1016/j.oceano.2015.12.002. (http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0078323415001323) Keywords: Dreissena rostriformis bugensis; Baltic Sea; Szczecin Lagoon; Invasive species
655. Wrzesiński D., 2016, Zmiany reżimu odpływu rzecznego w Polsce, Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, z. 39.
656. WWF, Interaktywna mapa zaczepów, http://sieciwidma.wwf.pl/
657. www.eea.europa.eu
658. www.oecd.org
659. www.prs.pl
660. Yang Z., Sobocinski K.L, Heatwole D., Khangaonkar T., Thom R., Fuller R. (2010): Hydrodynamic and ecological assessment of nearshore restoration: A modeling study. Ecological Modelling 221 (2010) 1043–1053.
661. Zaiko A., Lehtiniemi M., Narscius A., Olenin S. (2011). Assessment of bioinvasion impacts on a regional scale: a comparative approach. Biol Invasions 13:1739–1765. DOI 10.1007/s10530-010-9928-z.
662. Zalewska-Gałosz J. 2010. Zalewy i jeziora przymorskie (laguny). [w:] W. Mróz (red.) Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. GIOŚ, Warszawa. Część I, 36–45 s.
663. Zębek E., Szwejkowska M. Ocena wpływu podczyszczonych ścieków deszczowych na liczebność sinic w śródmiejskim jeziorze Jeziorak Mały przy zróżnicowanej wysokości opadów atmosferycznych. Ochrona środowiska vol. 36, nr 1, 2014.
664. Žydelis R., Bellebaum J., Österblom H., Vetemaa M., Schirmeister B., Stipniece A., Dagys M., van Eerden M., Garthe S. 2009. Bycatch in gillnet fisheries – an overlooked threat to waterbird populations. Biol. Conserv. 142: 1269-1281.
665. Žydelis R., Dagys M., Vaitkus G. 2006. Beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. Mar. Ornithol. 34: 161-166.
666. Żmudziński L. 1990. Świat zwierzęcy Bałtyku. Atlas makrofauny. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 195 s.

Spis rysunków:

Rys. 1.1.1. Batymetria Bałtyku Południowego (według Batymetria Bałtyku Południowego, 1994, [w:] Atlas zasobów, walorów i zagrożeń środowiska geograficznego Polski, IGiPZ PAN Warszawa) ... 12
Rys. 1.2.1. Róże wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża; róże górne: częstość występowania kierunków, róże dolne – prędkość średnia w sektorach, lata 2011-2016 14
Rys. 1.2.2. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w 2016 r. oraz średnia głębokość w 2016 (trójkąty) i w wieloleciu (kwadraty) w wydzielonych akwenach POM Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego 16
Rys. 1.2.3. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu" dla polskiego wybrzeża, lata 2011– 2017..... 19
Rys. 1.2.4. Liczba dni z lodem na Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym w latach 2011– 2017 . 21
Rys. 1.3.1. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2016 r. w wydzielonych akwenach POM: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia w latach 2006-2015; linie przerywane - średnia ± odchylenie standardowe w latach 2006-2015; punkty – 2016 r. (uwaga – różne skalowanie wartości temperatury) (źródło danych PMŚ) 22
Rys. 1.3.2. Rozkład średniej temperatury powierzchni morza (SST) oraz jej odchylenia standardowego na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości i odchylenia standardowe dla poszczególnych akwenów..... 23
Rys. 1.3.3. Rozkład średniej temperatury powierzchni morza (SST) w miesiącach letnich (VI-IX) oraz jej odchylenia standardowego na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości i odchylenia standardowe dla poszczególnych akwenów 23
Rys. 1.3.4. Anomalie średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 w stosunku do średniej wieloletniej z tego okresu. 24
Rys. 1.3.5. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla akwenów poszczególnych akwenów i całej powierzchni Morza Bałtyckiego. 25
Rys. 1.3.6. Zmiany średniej temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2010-2016 dla poszczególnych akwenów i całej powierzchni Morza Bałtyckiego..... 26
Rys. 1.3.7. Zmiany temperatury wody w rejonie trzech głębi: Bornholmskiej, Gdańskiej i wschodniego stoku Gotlandziej w latach 2011-2016. (źródło danych PMŚ) 27
Rys. 1.3.8. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2016 r. w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2006-2015; linia przerywana – średnia ± odchylenie standardowe 2006-2015; punkty – rok 2016 (uwaga – różne skalowanie wartości zasolenia) (źródło danych PMŚ)..... 28
Rys. 1.3.9. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych POM w latach 2011-2016; A) Głębia Bornholmska, B) płd-wsch. Basen Gotlandzki, C) Głębia Gdańska (źródło danych PMŚ)..... 29
Rys. 1.3.10. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2006–2016 w wydzielonych akwenach POM; linia ciągła – średnia 2006–2015, linia przerywana – tendencja zmian (źródło danych PMŚ) 31
Rys. 1.3.11. Średnie wartości odczynu wody morskiej w latach 2006-2016 w powierzchniowej warstwie (0–10 m) wydzielonych akwenów POM Bałtyku (linia ciągła – średnia 2006–2015, linia przerywana – tendencja) (źródło danych PMŚ) 31
Rys. 1.3.12. Pionowy rozkład pH oraz stężenia tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z kwietnia 2016 r.) (źródło danych PMŚ)..... 32
Rys. 1.3.13. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2006-2015..... 33
Rys. 1.3.14. Średnie prędkości prądów powierzchniowych i ich stabilność w latach 2011-2016..... 34

Rys. 1.3.15. Średnie prędkości prądów powierzchniowych i ich stabilność w miesiącach letnich (V – IX) w latach 2011-2016. 35
Rys. 1.3.16. Średni moduł prędkości, średnia prędkość wektorowa i stabilność prądów podpowierzchniowych (na głębokości 20 m) w latach 2011-2016. 35
Fot. 1.4.1. Foki odpoczywające na piaszczystej łasze w miejscu stałego występowania gatunku (haul-out) w rejonie Ujścia Wisły (fot. Instytut Morski w Gdańsku) 37
Rys. 1.4.2. Zmiany liczebności 22 gatunków ptaków na podstawie danych Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w latach 2011-2016. (źródło danych PMŚ) 45
Rys. 1.4.3. Zmiany liczebności 3 gatunków najliczniejszych kaczek morskich: lodówki (lewy panel), uhli (środkowy panel) oraz markaczki (prawy panel) na podstawie wyników Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w latach 2011-2016. Niebieska wstęga na wykresie oznacza błąd standardowy. (źródło danych PMŚ) 49
Rys. 1.4.4. Typy biotyczne zespołów ryb w POM (opracowanie własne Psuty i Szymanek, MIR-PIB). 57
Rys. 1.4.5. Ogólne typy siedlisk EUNIS występujące w POM na podstawie danych GIS wykonanych w ramach projektu Europe Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats (www.emodnet-seabedhabitats.eu) 60
Rys. 1.4.6. Lokalizacja siedlisk dna twardego: głazowisko Ławicy Słupskiej i głazowisko Rowy oraz siedliska dna mieszanego w rejonie Klifu Orłowskiego, występujące w POM 63
Rys.1.5.1. Udział gatunków nierodzimych w całkowitej liczebności i biomasie makrozoobentosu wód Basenu Bornholmskiego (źródło danych PMŚ)..... 92
Rys.1.5.2. Udział gatunków nierodzimych w całkowitej liczebności i biomasie makrozoobentosu wód Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (źródło danych PMŚ)..... 93
Rys. 1.5.3. Udział gatunków nierodzimych w całkowitej liczebności i biomasie makrozoobentosu wód Basenu Gdańskiego (źródło danych PMŚ) 93
Rys. 1.6.1. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w POM w miesiącach zimowych (I–III) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015, linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ) 95
Rys. 1.6.2. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w POM w miesiącach zimowych (I–III) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006-2015 oraz w 2016 r., linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006-2015, linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ) 95
Rys. 1.6.3. Zmiany stężeń fosforu całkowitego w POM (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r., linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2006–2015, linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ) 96
Rys. 1.6.4. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r., linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015, linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ) 96
Rys. 1.6.5. Zmiany zawartości chlorofilu-a w POM w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015, linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ). 97
Rys. 1.6.6. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu-a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach POM w 2016 r. (źródło danych PMŚ) 98
Rys. 1.6.7. Średnie stężenia chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX), obliczone na postawie danych z Systemu SatBałtyk..... 99
Rys. 1.6.8. Średnie stężenia chlorofilu-a w warstwie 0-10m w miesiącach letnich (VI-IX), obliczone na postawie danych z Systemu SatBałtyk, dla: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (WPBG), Basenu Gdańskiego (BG), Basenu Bornholmskiego (BB), Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (WBG), oraz dla całego Bałtyku 100
Rys. 1.6.9. Średnie roczne stężenia chlorofilu-a obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla warstwy 0-10 m. 101
Rys. 1.6.10. Średnie roczne stężenia chlorofilu-a obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla warstwy 0-10 m, dla: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (WPBG), Basenu

Gdańskiego (BG), Basenu Bornholmskiego (BB), Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (WBG), oraz dla całego Bałtyku ……..101
Rys. 1.6.11. Rozkład średniego stężenia chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) i w całym roku na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości dla poszczególnych basenów ……..102
Rys. 1.6.12. Zmiany przezroczystości wody morskiej w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015, linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ) 103
Rys. 1.6.13. Rozkłady przestrzenne średnich rocznych wartości głębokości dysku Secchiego dla poszczególnych lat w sezonie letnim wyznaczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk..... 105
Rys. 1.6.14. Średnie głębokości dysku Secchi w wybranych akwenach POM w miesiącach letnich (VI-IX) dla poszczególnych lat, obliczone na podstawie danych satelitarnych z Systemu SatBałtyk. . 106
Rys. 1.6.15. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi POM w latach 2006–2016 (wartości ujemne oznaczają obecność siarkowodoru) (źródło danych PMŚ)..... 107
Rys. 1.7.1. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2015 r. i 2016 r..... 109
Rys. 1.7.2. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech etapów) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2015 r. (słupek niebieski) i 2016 r. (słupek pomarańczowy) (źródło danych PMŚ)..... 110
Rys. 1.7.3. Sumaryczna liczba odpadów na plażach miejskich i wiejskich w 2015 r. (słupek zielony) i 2016 r. (słupek ciemno-szary) (źródło danych PMŚ)..... 111
Rys. 1.7.4. Sumaryczna liczba odpadów w poszczególnych sezonach w 2015 r. (słupek czarny) i 2016 r. (słupek szary) (źródło danych PMŚ)..... 111
Rys. 1.7.5. Liczba odpadów (z czterech etapów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015 i 2016. Numery stacji odpowiadają poszczególnym odcinkom: 1-Świnoujście, 2- Dziwnów, 3-Trzebiatów, 4-Kołobrzeg, 5-Mielno, 6-Darłowo, 7-Ustka, 8-Smołdzino, 9- Choczewo, 10, 11- Hel, 12-Gdynia, 13- Gdańsk, 14-Stegna, 15- Krynica Morska. Na wykresach zastosowano różne skale (źródło danych PMŚ)..... 112
Rys. 1.7.6. Udział procentowy pięciu grup najliczniejszych odpadów w latach 2015 i 2016 (źródło danych PMŚ) ……114
Rys. 1.7.7. Lokalizacja obszarów identyfikacji odpadów zdeponowanych na dnie 115
Rys. 1.7.8. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej i osadach dennych w 2016 r. (źródło danych PMŚ) ……116
Rys. 1.8.1. Średnie stężenia ^{137}Cs (Bq m^{-3}) w wodzie morskiej w obszarach oceny (źródło danych PMŚ) ……118
Rys. 1.8.2 Średnie stężenia ^{90}Sr (Bq m^{-3}) w wodzie morskiej w obszarach oceny (źródło danych PMŚ) ……119
Rys. 1.8.3 Średnie stężenia ^{137}Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) w latach 2014-2016 (źródło danych PMŚ) ……120
Rys. 1.8.4 Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ) ……121
Rys. 1.8.5. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ) ……121
Rys. 1.8.6 Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ) ……122

Rys. 1.8.7 Stężenia Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ) ……122
Rys. 1.8.8 Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w *P. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2016 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ) 123
Rys. 1.8.9 Stężenie kadmu [mg kg^{-1} m.m.] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ) ……124
Rys. 1.8.10 Stężenie ołowiu [mg kg^{-1} m.m.] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ) ……125
Rys. 1.8.11 Stężenie rtęci [mg kg^{-1} m.m.] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ) ……126
Rys. 1.8.12 Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci [mg kg^{-1} s.m.] w powierzchniowej warstwie (0-2cm) osadów dennych w latach 2007 – 2016 (źródło danych PMŚ)..... 127
Rys. 1.8.13 Stężenie PBDE [µg kg^{-1} m.m.] w rybach w latach 2012-2016 (źródło danych PMŚ)..... 128
Rys. 1.8.14 Stężenie PFOS [µg kg^{-1} m.m.] w rybach w latach 2014 – 2016 (źródło danych PMŚ) ... 129
Rys. 1.8.15 Stężenie HCB [µg kg-1 m.m.] w rybach w latach 2011 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granice oznaczalności, liczby czarne odpowiadają wartościom stężeń wykraczających poza zakres osi (źródło danych PMŚ)..... 130
Rys. 1.8.16 Stężenie HBCDD [µg kg^{-1} m.m.] w organizmach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ) 131
Rys. 1.8.17 Stężenie benzo(a)pirenu [µg kg^{-1} m.m.] w małżach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności, liczby czarne odpowiadają wartościom stężeń wykraczających poza zakres osi (źródło danych PMŚ)..... 132
Rys. 1.8.18 Stężenie 1-hydroksypirenu [ng ml^{-1}] w rybach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ) 132
Rys. 1.8.19 Stężenie sumy sześciu kongenerów PCB [µg kg^{-1} m.m.] w rybach w latach 2011 - 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).. 133
Rys. 1.8.20 Stężenie CB118 [µg kg^{-1} m.m.] w rybach w latach 2011 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<" oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ) 134
Rys. 1.8.21 Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze Basenu Bornholmskiego w listopadzie 2016 r.; kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN) (źródło danych PMŚ)..... 135
Rys. 1.8.22 Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia z wybranych rejonach południowego Bałtyku w latach 2014-2016 (źródło danych PMŚ) 135
Rys. 1.8.23 Schemat budowy morfologicznej ryb (płastugi, szprot/śledź, dorsz); poszczególne partie ciała ryb oznakowano symbolami stosowanymi w międzynarodowym monitoringu zewnętrznych zmian chorobowych; symbole badanych partii ciała ryb: 1 – głowa, 2 - tułów (część grzbietowa), 3 – tułów (część brzuszna), 4 - tułów (część tylna grzbietowa/przedogonowa), 5 - tułów (część tylna brzuszna/ogonowa), 6 - płetwa piersiowa (P), 7 - płetwa brzuszna (V), 8 – płetwa odbytowa (A) (1, 2 u dorsza), 9 – płetwa grzbietowa (D) (1, 2, 3 u dorsza), 10 – płetwa ogonowa (C), 12 – strona lewa, 13 – strona prawa, 14 – strona górna (Z) (u płastug), 15 – strona spodnia (S) (u płastug)..... 137
Rys. 1.8.24 Ekstensywność występowania chorób ryb w POM Bałtyku w latach 2011-2016, według podobszarów ICES. (źródło danych PMŚ)..... 140
Rys. 2.1.1. Podział POM na obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ssaków morskich, siedlisk bentosowych i pelagicznych w polskiej strefie Bałtyku (lp. 5-23 – obszary oceny JCWP wymienione w tabeli 2.1.1.) 144
Rys. 2.1.2. Ogólny schemat „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" w zakresie ssaków morskich – fok (cecha D1 – różnorodność biologiczna, według PMŚ, liczba wskaźników podana przykładowo, ssaki morskie to 1 z 5 elementów ekosystemu w ramach cechy D1) ……158

Rys. 2.1.3. Ogólny schemat „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" w zakresie siedlisk bentosowych i pelagicznych w POM (cecha D1 – różnorodność biologiczna, cecha D4 – łańcuchy pokarmowe, cecha D6 – integralność dna morskiego, PMŚ – Państwowy Monitoring Środowiska, liczba wskaźników i ich wagi w obrębie siedliska podane przykładowo, siedliska bentosowe i pelagiczne to 2 z 5 elementów ekosystemu w ramach cechy D1) 159
Rys. 2.1.4. Obszar oceny i monitorowany haul-out foki szarej w POM 168
Rys. 2.1.5. Krzywa trendu wzrostu liczebności foki szarej w Ujściu Wisły (lata 2004-2008 na podstawie – Pawliczka i in. 2012; lata 2009-2016 na podstawie maksymalnych wartości maj-czerwiec z tabeli 2.1.11.) 169
Rys. 2.1.6. Zintegrowana ocena stanu fok szarych w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016 .. 172
Rys. 2.1.7 Wiarygodność oceny stanu fok szarych w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016.. 173
Rys. 2.1.8. Przewidywane prawdopodobieństwo detekcji morświnów w okresie miesiąca, w przedziałach maj-październik (lewa mapa) i listopad-kwiecień (prawa mapa). 175
Rys. 2.1.9. Powierzchnie i transekty monitoringowe w Monitoringu Ptaków Polski dla gatunków wchodzących w skład wskaźników wykorzystywanych do oceny stanu awifauny w POM..... 182
Rys. 2.1.10. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia niemego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 190
Rys. 2.1.11. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia czarnodziobego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku i Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 190
Rys. 2.1.12. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia krzykliwego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 191
Rys. 2.1.13. Roczne wskaźniki liczebności birginiaka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 191
Rys. 2.1.14. Roczne wskaźniki liczebności gągoła (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 192
Rys. 2.1.15. Roczne wskaźniki liczebności bielaczka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 192
Rys. 2.1.16. Roczne wskaźniki liczebności nurogęsi (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 193
Rys. 2.1.17. Roczne wskaźniki liczebności szlachara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 193
Rys. 2.1.18. Roczne wskaźniki liczebności głowienki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 194

Rys. 2.1.19. Roczne wskaźniki liczebności czernicy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 194
Rys. 2.1.20. Roczne wskaźniki liczebności ogorzałki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 195
Rys. 2.1.21. Roczne wskaźniki liczebności świstuna (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 195
Rys. 2.1.22. Roczne wskaźniki liczebności krzyżówki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 196
Rys. 2.1.23. Roczne wskaźniki liczebności rożeńca (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 196
Rys. 2.1.24. Roczne wskaźniki liczebności cyraneczki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 197
Rys. 2.1.25. Roczne wskaźniki liczebności perkoza dwuczubego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 197
Rys. 2.1.26 Roczne wskaźniki liczebności łyski (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 198
Rys. 2.1.27. Roczne wskaźniki liczebności śmieszki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 198
Rys. 2.1.28. Roczne wskaźniki liczebności mewy siwej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 199
Rys. 2.1.29. Roczne wskaźniki liczebności mewy srebrzystej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 199
Rys. 2.1.30. Roczne wskaźniki liczebności mewy siodłatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 200
Rys. 2.1.31. Roczne wskaźniki liczebności kormorana (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 200

Rys. 2.1.32. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia niemego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 204
Rys. 2.1.33. Roczne wskaźniki liczebności bernikli białolicej (niebieska linia) w skali basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 204
Rys. 2.1.34. Roczne wskaźniki liczebności gęgawy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 205
Rys. 2.1.35. Roczne wskaźniki liczebności edredona (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 205
Rys. 2.1.36. Roczne wskaźniki liczebności uhli (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 206
Rys. 2.1.37. Roczne wskaźniki liczebności nurogęsi (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basnu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 206
Rys. 2.1.38. Roczne wskaźniki liczebności szlachara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 207
Rys. 2.1.39. Roczne wskaźniki liczebności ohara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 207
Rys. 2.1.40. Roczne wskaźniki liczebności czernicy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 208
Rys. 2.1.41. Roczne wskaźniki liczebności ogorzałki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 208
Rys. 2.1.42. Roczne wskaźniki liczebności perkoza dwuczubego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 209
Rys. 2.1.43. Roczne wskaźniki liczebności ostrygojada (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 209
Rys. 2.1.44. Roczne wskaźniki liczebności szablodzioba (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 210

Rys. 2.1.45. Roczne wskaźniki liczebności sieweczki obrożnej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona lini) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 210
Rys. 2.1.46. Roczne wskaźniki liczebności kamusznika (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 211
Rys. 2.1.47. Roczne wskaźniki liczebności biegusa zmiennego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 211
Rys. 2.1.48. Roczne wskaźniki liczebności nurnika (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 212
Rys. 2.1.49. Roczne wskaźniki liczebności nurzyka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu (cienka czerwona linia, gatunek składający 1 jajo więc równa 0,8) (źródło danych PMŚ, HELCOM).. 212
Rys. 2.1.50. Roczne wskaźniki liczebności alki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu (cienka czerwona linia, gatunek składający 1 jajo więc równa 0,8) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 213
Rys. 2.1.51. Roczne wskaźniki liczebności wydrzyka ostrosternego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 213
Rys. 2.1.52. Roczne wskaźniki liczebności mewy siwej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 214
Rys. 2.1.53. Roczne wskaźniki liczebności mewy żółtonogiej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 214
Rys. 2.1.54. Roczne wskaźniki liczebności mewy srebrzystej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 215
Rys. 2.1.55. Roczne wskaźniki liczebności mewy siodłatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 215
Rys. 2.1.56. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy wielkodziobej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 216
Rys. 2.1.57. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy czubatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 216

Rys. 2.1.58. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy rzecznej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 217
Rys. 2.1.59. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy popielatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 217
Rys. 2.1.60. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy białoczelnej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM) 218
Rys. 2.1.61. Roczne wskaźniki liczebności kormorana (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM)..... 218
Rys. 2.1.62. Podział Morza Bałtyckiego na podobszary przyjęty przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES). 226
Rys. 2.1.63 Zmiany wartości wskaźnika LFI1 (liczonego z uwzględnieniem dorsza i bez) w latach 2000-2010 oraz w latach 2011-2016 (oznaczono kolorem czerwonym) w podobszarze ICES 25 229
Rys. 2.1.64. Zmiany wartości wskaźnika LFI1 (liczonego z uwzględnieniem dorsza i bez) w latach 2000-2010 oraz w latach 2011-2016 (oznaczono kolorem czerwonym) w podobszarze ICES 26 229
Rys. 2.1.65. Zmiany wartości wybranych wskaźników cząstkowych w ramach indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód. (źródło danych PMŚ)..... 233
Rys. 2.1.66. Zmiany oceny wybranych wskaźników cząstkowych w ramach indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód. (źródło danych PMŚ)..... 233
Rys. 2.1.67. Zmiany wartości indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód. (źródło danych PMŚ) 234
Rys. 2.1.68. Ocena stanu środowiska morskiego wód przejściowych według RDW w latach 2011-2016 235
Rys. 2.1.69. Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie LFI1 dla ichtiofauny w latach 2011-2016 235
Rys. 2.1.70. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością azotu ogólnego w wodzie morskiej w miesiącach letnich (TN(VI-IX)) w obszarze płytkowodnym POM (stacje Ł7, Z), dane z lat 1999-2016 246
Rys. 2.1.71. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością azotu ogólnego w wodzie morskiej w miesiącach letnich (TN(VI-IX)) w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (stacja P140), dane z lat 1987-2016 248
Rys. 2.1.72. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością tlenu w wodzie przydennej w miesiącach letnich (O_2(VI-IX)) w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (stacja P140), dane z lat 1987-2016 248
Rys. 2.1.73. Makrofity w Zatoce Puckiej (fot. Instytut Morski w Gdańsku)..... 250
Rys. 2.1.74. Dno twarde siedliska bentosowego z makrofitami na głazowisku Ławicy Słupskiej (fot. Instytut Morski w Gdańsku) 251
Rys. 2.1.75. Dno miękkie siedliska bentosowego (fot. Instytut Morski w Gdańsku)..... 252
Fot. 2.1.76. Tatarak zwyczajny *Acorus calamus* wśród zanurzonych i o liściach pływających w rezerwacie Zatoka Elbląska – Zalew Wiślany (fot. Instytut Morski w Gdańsku) 257
Rys. 2.1.77. Lokalizacja stacji badań makrofitów i makrozoobentosu w ramach PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk bentosowych w POM na podstawie wskaźników SM_1 i B 261

Rys. 2.1.78. Lokalizacja stacji badań makrofitów w ramach PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk bentosowych w Zalewie Wiślanym, Szczecińskim i Kamieńskim na podstawie wskaźnika ESMIz 262
Rys. 2.1.79. Zintegrowana ocena stanu siedliska bentosowego – dno miękkie dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ)..... 272
Rys. 2.1.80. Siedlisko bentosowe dna miękkiego wykazujące stan dobry – GES oraz poniżej dobrego – subGES w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ) .. 272
Rys. 2.1.81. Ocena stanu siedliska bentosowego – dno twarde (głazowiska) oraz dna mieszanego (rejon Klifu Orłowskiego) dla wielolecia 2011-2016 w POM..... 273
Rys. 2.1.82. Ocena stanu siedliska makrofitów w zalewach w 2016 r. w POM (źródło danych PMŚ) 274
Rys. 2.1.83. Status wiarygodności zintegrowanej oceny stanu siedliska bentosowego – dno miękkie dla wielolecia 2011-2016 w POM 275
Rys. 2.1.84. Status wiarygodności oceny stanu siedliska bentosowego – dno twarde (głazowiska) oraz dna mieszanego w rejonie Klifu Orłowskiego dla wielolecia 2011-2016 w POM..... 276
Rys. 2.1.85. Wartości progowe GES dla obu składowych wskaźnika MSTS: MS (struktura wielkościowa zooplanktonu) i TS (całkowita biomasa zooplanktonu)..... 278
Rys. 2.1.86. Lokalizacja stacji badań zooplanktonu, fitoplanktonu i chlorofilu-a w ramch PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk pelagicznych w POM 289
Rys. 2.1.87. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ) 295
Rys. 2.1.88. Siedlisko pelagiczne wykazujące stan dobry – GES oraz poniżej dobrego – subGES w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 296
Rys. 2.1.89. Status wiarygodności zintegrowanej oceny stanu siedlisk pelagicznych dla wielolecia 2011-2016 w POM..... 296
Rys. 2.2.1. Ocena cechy D2 w obrębie POM. (źródło danych PMŚ)..... 307
Rys. 2.2.2. Dorsz 24-32. Połów w tysiącach ton, niebieski kolor oznacza wyładunek, czerwony odrzut, a zielony połów pochodzący z podobszaru 24 wykonany na stadzie dorsza wschodniobałtyckiego (źródło ICES 2017a)..... 311
Rys. 2.2.3. Stornia 24-25. Połów w tysiącach ton, niebieski kolor oznacza wyładunek a czerwony odrzut wyznaczany od 2014 roku (źródło ICES 2017b). 311
Rys. 2.2.4. Stornia 26 i 28. Połów w tysiącach ton, niebieski kolor oznacza wyładunek a czerwony odrzut wyznaczany od 2015 r. (źródło ICES 2017c)..... 312
Rys. 2.2.5. Szprot 22-32. Połów w tysiącach ton (lewy wykres) i rekrutacja w miliardach (prawy wykres) (źródło ICES 2017d)..... 312
Rys. 2.2.6. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Połów w tysiącach ton (lewy wykres) i rekrutacja w miliardach (prawy wykres) (źródło ICES 2017e)..... 313
Rys. 2.2.7. Podział Morza Bałtyckiego na podobszary przyjęty przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES). 313
Rys. 2.2.8. Dorsz 24-32. Stosunek względnej śmiertelności połowowej do $F_{MSYproxy}$ (źródło ICES 2017a). 317
Rys. 2.2.9. Dorsz 24-32. Stosunek połowu do wskaźnika biomasy ryb >= 30cm (źródło ICES 2017a). 318
Rys. 2.2.10. Dorsz 24-32. Stosunek względnej biomasy do $B_{MSYproxy}$ (źródło ICES 2017a). 318
Rys. 2.2.11. Dorsz 24-32. Wskaźnik biomasy ryb >= 30 cm (źródło ICES 2017a)..... 318
Rys. 2.2.12. Dorsz 24-32. 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych. 319
Rys. 2.2.13. Dorsz 24-32. Długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, dla dorsza występującego w podobszarze 25, źródło Köster i in., 2016. 319
Rys. 2.2.14. Dorsz 24-32. Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła. 320
Rys. 2.2.15. Stornia 24-25. Stosunek $L_{śr}$ do $L_{F=M}$, jako przybliżenie F, gdzie $F_{MSYproxy} = 1$ (źródło ICES 2017b). 320

Rys. 2.2.16. Stornia 24-25. Wskaźnik biomasy ryb >= 20 cm (źródło ICES 2017b). 321
Rys. 2.2.17. Stornia 24-25. 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych. 321
Rys. 2.2.18. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych. . 322
Rys. 2.2.19. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (źródło ICES 2017d). 322
Rys. 2.2.20. Szprot 22-32. Biomasa stada tarłowego wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (źródło ICES 2017d). 323
Rys. 2.2.21. Szprot 22-32. 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych. 323
Rys. 2.2.22. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Śmiertelność połowowa wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (źródło ICES 2017e). 324
Rys. 2.2.23. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Biomasa stada tarłowego wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (źródło ICES 2017e). 324
Rys. 2.2.24. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. 95. percentyl z rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych. 325
Rys. 2.2.25. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła. 325
Rys. 2.2.26. Śledź 25-29 i 32 Ex GoR. Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych. 326
Rys. 2.2.27. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy 3 wykonanej zgodnie z RDSM za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, ICES) 327
Rys. 2.2.28. Schemat oceny cechy D5, kolor zielony – kryteria podstawowe, kolor niebieski – kryteria drugorzędne. 336
Rys. 2.2.29. Powierzchnia trałowania włokiem dennym w obrębie POM w 2016 roku 361
Rys. 2.2.30. Powierzchnia naruszonego dna podczas poszczególnych rejsów połowowych w ciągu roku 2016 362
Rys. 2.2.31. Intensywność połowowa (podpowierzchniowe trałowanie denne) w latach 2011-2016 w poszczególnych basenach w obrębie POM. Kropki oznaczają częstość występowania jednostkowego trałowania dennego. Kolory oznaczaja trałowanie w odpowiednim basenie. 362
Rys. 2.2.32. Względna powierzchnia dna (SAR) poddanego trałowaniu powierzchniowemu z użyciem różnych narzędzi połowowych w 2016 r. na obszarze POM. 363
Rys. 2.2.33. Względna powierzchnia trałowania powierzchniowego – SAR w wybranych c-kwadratach Basenu Bornholmskiego w latach 2011-2016 w obrębie POM. 364
Rys. 2.2.34. Względna powierzchnia trałowania SAR we wszytkich c-kwadratach w okresie 2011-2016 w POM. 365
Rys. 2.2.35. Jednolite części wód przybrzeżnych i przejściowych w polskiej strefie Bałtyku (Osowiecki i in. 2012) 371
Rys. 2.2.36. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zalewu Szczecińskiego w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 375
Rys. 2.2.37. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zalewu Kamieńskiego w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 378
Rys. 2.2.38. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Ujścia Świny w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 381
Rys. 2.2.39. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Ujścia Dziwny w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 384

Rys. 2.2.40. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Dziwna-Świna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 387
Rys. 2.2.41. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Sarbinowo–Dziwna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 390
Rys. 2.2.42. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Jarosławiec - Sarbinowo w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2). (źródło danych PMŚ) 392
Rys. 2.2.43. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zatoka Pucka Zewnętrzna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 395
Rys. 2.2.44. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Ujście Wisły Przekop w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) .. 396
Rys. 2.2.45. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Rowy Jarosławiec Wschód w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 398
Rys. 2.2.46. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Władysławowo - Jastrzębia Góra w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ)401
Rys. 2.2.47. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Półwysep Hel w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 404
Rys. 2.2.48. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Mierzeja Wiślana w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) .. 405
Rys. 2.2.49. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zalew Pucki w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 407
Rys. 2.2.50. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zatoka Gdańska Wewnętrzna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) oraz innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ)410
Rys. 2.2.51. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zatoka Gdańska Wewnętrzna w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2). (źródło danych PMŚ) 413
Rys. 2.2.52. Podsumowanie oceny stanu środowiska obszaru Zalew Wiślany w zakresie specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych (grupa 3.6) oraz grupy substancji priorytetowych (grupa 4.1) i innych zanieczyszczeń (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 416
Rys. 2.2.53. Podsumowanie oceny stanu środowiska jednolitych części wód, przedstawione liczby odnoszą się do liczby obszarów jednolitych części wód chrakateryzujących się klasą 2 – kolor zielony, poniżej klasy drugiej – kolor żółty, brakiem oceny – kolor szary w zakresie specyficznych zanieczyszczeń synstetycznych i niesynettycznych oraz odnoszą się do liczby obszarów jednolitych części wód chrakateryzujących się stanem chemicznym dobrym – kolor niebieski, stanem chemicznym poniżej dobrego – kolor czerwony oraz brakiem oceny – kolor szary w zakresie substancji priorytetowych i innych zanieczyszczeń (źródło danych PMŚ) 418
Rys. 2.2.54 Baseny oceny w obszarze morza otwartego 420
Rys. 2.2.55. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla Basenu Bornholmskiego - liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony (źródło danych PMŚ)..... 427
Rys. 2.2.56. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego - liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony (źródło danych PMŚ)..... 430

Rys. 2.2.57. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla Basenu Gdańskiego - liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony (źródło danych PMŚ)..... 433
Rys. 2.2.58. Podsumowanie oceny stanu środowiska Basenu Bornholmskiego w zakresie cechy D8 (źródło danych PMŚ) 438
Rys. 2.2.59. Podsumowanie oceny stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego w zakresie cechy 8 (źródło danych PMŚ) 438
Rys. 2.2.60. Podsumowanie oceny stanu środowiska Basenu Gdańskiego w zakresie w cechy D8 (źródło danych PMŚ) 439
Rys. 2.2.61. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla obszarów oceny - liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony (źródło danych PMŚ, PIWET) 445
Rys. 2.2.62. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w latach 2015 i 2016 449
Rys. 2.2.63. Frekwencja odpadów poszczególnych kategorii, niesklasyfikowanych i sumy wszystkich odpadów wyznaczona dla trzech obszarów oceny; czerwona linia oznacza wartość progową. (źródło danych PMŚ) 451
Rys. 2.2.64. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej i osadach dennych w obszarach oceny (źródło danych PMŚ) 453
Rys. 2.2.65. Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2016..... 456
Rys. 2.2.66. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego w okresie 2011 – 2016 (źródło danych MON) 457
Rys. 2.2.67. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego w okresie 2011 – 2016 (źródło danych MON)..... 457
Rys. 2.2.68. Udział procentowy poszczególnych poziomów eksplozji w obszarze Basenu Gdańskiego w okresie 2011 – 2016 (kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski) (źródło danych MON) 458
Rys. 2.2.69. Udział procentowy poszczególnych typów siły eksplozji w obszarze Basenu Bornholmskiego w okresie 2011 – 2016 (kolor ciemnoczerwony – poziom bardzo wysoki, kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski). (źródło danych MON) 459
Rys. 2.2.70. Trasa rejsu niemieckiego statku badawczego r/v „Maria S. Merian" wykorzystującego urządzenia do badań sejsmicznych. 460
Rys. 2.2.71. Rozkład ciśnienia akustycznego SPL w całej kolumnie wody na obszarach POM, opracowany na podstawie danych udostępnionych z projektu BIAS (HELCOM, 2017)..... 462
Rys. 2.2.72. Zmiany hałasu ciągłego w sierpniu 2015 r. na stacji H13 (Basen Bornholmski) dla 63Hz w paśmie 1/3 oktawy (źródło danych PMŚ)..... 463
Rys. 2.2.73. Zmiany hałasu ciągłego w sierpniu 2015 r. na stacji H13 (Basen Bornholmski) dla 125Hz w paśmie 1/3 oktawy (źródło danych PMŚ)..... 464
Rys. 2.2.74. Zmiany hałasu ciągłego w marcu 2016 r. na stacji H39a (Basen Bornholmski) dla 63Hz w paśmie 1/3 oktawy (źródło danych PMŚ)..... 464
Rys. 2.2.75. Zmiany hałasu ciągłego w marcu 2016 r. na stacji H39a (Basen Bornholmski) dla 125Hz w paśmie 1/3 oktawy (źródło danych PMŚ)..... 465
Rys. 2.2.76. Zmiany hałasu ciągłego okresie listopadzie 2016 r. na stacji HZN4 (Basen Gdański) dla 63Hz w paśmie 1/3 oktawy (źródło danych PMŚ)..... 465
Rys. 2.2.77. Zmiany hałasu ciągłego w listopadzie 2016 r. na stacji HZN4 (Basen Gdański) dla 125Hz w paśmie 1/3 oktawy (źródło danych PMŚ)..... 466
Rys. 2.2.78. Nakładanie się przestrzennego rozkładu hałasu podwodnego z obszarami bytowania gatunków wrażliwych na dźwięk w POM na podstawie Schack i in.(2016, HELCOM 2016g) 467
Rys. 3.1.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na POM według HELCOM MAS (HELCOM 2013) według poziomu 3. 469

Rys. 3.2.1. Zintegrowana ocena stanu fok szarych w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, WWF, SMIOUG, HELCOM)..... 472
Rys. 3.2.2. Ocena stanu środowiska morskiego wód przejściowych według RDW w okresie 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 477
Rys. 3.2.3. Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie LFI1 dla ichtiofauny w okresie 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 477
Rys. 3.2.4. Zintegrowana ocena stanu siedliska bentosowego – dno miękkie dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ)..... 478
Rys. 3.2.5. Siedlisko bentosowe dna miękkiego wykazujące stan dobry – GES oraz stan poniżej dobrego – subGES w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016) (źródło danych PMŚ). 479
Rys. 3.2.6. Ocena stanu siedliska bentosowego – dno twarde (głazowiska) oraz dna mieszanego (rejon Klifu Orłowskiego) dla wielolecia 2011-2016 w POM) (źródło danych PMŚ) 480
Rys. 3.2.7. Ocena stanu siedliska makrofitów w zalewach w 2016 r. w POM (źródło danych PMŚ) 480
Rys. 3.2.8. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ) 482
Rys. 3.2.9. Siedlisko pelagiczne wykazujące stan dobry – GES oraz poniżej dobrego – subGES w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 482
Rys. 3.3.1. Ocena cechy D2 w obrębie POM (źródło danych PMŚ)..... 485
Rys. 3.3.2. Podsumowanie oceny stanu środowiska Basenu Bornholmskiego w zakresie cechy D8 (źródło danych PMŚ) 493
Rys. 3.3.3. Podsumowanie oceny stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego w zakresie cechy 8 (źródło danych PMŚ) 493
Rys. 3.3.4. Podsumowanie oceny stanu środowiska Basenu Gdańskiego w zakresie w cechy D8 (źródło danych PMŚ) 494
Rys. 3.3.5. Graficzna prezentacja wyniku oceny dla obszarów oceny - liczby wskaźników spełniających kryteria dobrego stanu środowiska – kolor zielony i niespełniających kryteriów dobrego stanu środowiska - kolor czerwony (źródło danych PMŚ, PIWET) 495
Rys. 3.3.6. Ocena stanu środowiska polskich obszarów przybrzeżnych w poszczególnych kategoriach odpadów..... 496
Rys. 4.1.1. Trendy emisji metali ciężkich do powietrza..... 507
Rys. 4.1.2. Trendy emisji niebezpiecznych związków organicznych 508
Rys. 4.1.3. Zmiany depozycji kadmu w latach 2005-2015 (źródło danych PMŚ) 509
Rys. 4.1.4. Zmiany depozycji ołowiu w latach 2005-2015 (źródło danych PMŚ) 509
Rys. 4.1.5. Zmiany depozycji chromu w latach 2005-2015 (źródło danych PMŚ)..... 510
Rys. 4.1.6. Ładunki kadmu wnoszone do Bałtyku polskimi rzekami według (KZGW 2016) 515
Rys. 4.1.7. Ładunki ołowiu wnoszone do Bałtyku polskimi rzekami według (KZGW 2016) 516
Rys. 4.1.8. Ładunki rtęci wnoszone do Bałtyku polskimi rzekami według KZGW 2016 516
Rys. 4.1.9. Zużycie środków ochrony w Polsce według GUS..... 518
Rys. 4.1.10. Trendy depozycji całkowitej azotu ogólnego na polskim wybrzeżu (źródło danych PMŚ) 519
Rys. 4.1.11. Trendy depozycji całkowitej amoniaku na polskim wybrzeżu (źródło danych PMŚ) 519
Rys. 4.1.12. Trendy depozycji całkowitej sumy azotu azotanowego i azotynowego na polskim wybrzeżu (źródło danych PMŚ) 520
Rys. 4.1.13. Trendy depozycji całkowitej fosforu ogólnego na polskim wybrzeżu (źródło danych PMŚ) 520
Rys. 4.1.14. Depozycja atmosferyczna azotu ogólnego w POM w 2015 r. 521
Rys. 4.1.15. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki azotu ogólnego wnoszone do Bałtyku Wisłą w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB) .. 523
Rys. 4.1.16. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki azotu ogólnego wnoszone do Bałtyku Odrą w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB) .. 523

Rys. 4.1.17. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki azotu ogólnego wnoszone do Bałtyku rzekami pomorskimi i z Przymorza w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB) 524
Rys. 4.1.18. Łączny ładunek azotu wnoszony z odpływem bezpośrednio z Polski do Bałtyku (źródło danych PMŚ) 524
Rys. 4.1.19. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki fosforu ogólnego wnoszone do Bałtyku Wisłą w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB) 528
Rys. 4.1.20. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki fosforu ogólnego wnoszone do Bałtyku Odrą w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB) .. 528
Rys. 4.1.21. Rzeczywiste i znormalizowane ładunki fosforu ogólnego wnoszone do Bałtyku rzekami pomorskimi i z Przymorza w latach 1994 – 2015. Opracowanie własne na podstawie danych (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB) 529
Rys. 4.1.22. Łączny ładunek fosforu wnoszony z odpływem bezpośrednio z Polski do Bałtyku (źródło danych PMŚ) 529
Rys. 4.1.23. Struktura rzeczywistych ładunków azotu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski. 535
Rys. 4.1.24. Struktura znormalizowanych ładunków azotu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski. 535
Rys. 4.1.25. Struktura rzeczywistych ładunków fosforu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski. 536
Rys. 4.1.26. Struktura znormalizowanych ładunków fosforu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski 538
Rys. 4.1.27. Struktura antropogenicznych źródeł izotopów 137Cs i 90Sr wyemitowanych do Bałtyku do 2010 r. 539
Rys. 4.1.28. Zmiany ładunku BZT5 wprowadzanego do Bałtyku rzekami uchodzącymi do POM (źródło danych PMŚ) 542
Rys. 4.1.29. Tempo przyrostu średnich globalnych stężeń CO_2 w atmosferze 549
Rys. 4.1.30. Zmiany globalnych średnich temperatur w okresie 1880-2016 (NASA 2017) 550
Rys. 4.1.31. Trendy zmian temperatury powierzchniowej Oceanu Światowego i mórz europejskich w latach 1880 – 2012 według (EEA 2018) 551
Rys. 4.1.32. Trendy zmian temperatury powierzchniowej Oceanu Światowego i Bałtyku w latach 1982 – 2012 według (EEA 2018) 551
Rys. 4.1.33. Zmiany temperatury powierzchniowej polskiej części Bałtyku w latach 2001 – 2014 (źródło danych PMŚ). Temperatury średnioroczne 552
Rys. 4.1.34. Zmiany zmian temperatury powierzchniowej w polskiej części Bałtyku w latach 2001 – 2014 (źródło danych PMŚ). Temperatury maksymalne 552
Rys. 4.1.35. Zmiany zasolenia w polskim obszarze morskim w latach 2001-2014 (źródło danych PMŚ). 554
Rys. 4.2.1. Ogólny przegląd rodzajów działalności człowieka i ich skutków, jakie mogą wystąpić na dnie morza (na podstawie HELCOM, 2017a) 562
Rys. 4.2.2. Przeznaczenie terenu (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania). 565
Rys. 4.2.3. Ochrona brzegu i przeciwpowodziowa wraz z lokalizacją platformy morskiej (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania). 566
Rys.4.2.4. Schemat funkcjonowania platformy morskiej „Baltic Beta" (źródło: GRUPA LOTOS S.A.). 566
Rys. 4.2.5. Wydobycie piasku i żwiru w latach 2011–2016 (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania). 567
Rys. 4.2.6. Rurociągi (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania). 568

Rys. 4.2.7. Lokalizacja podmorskich kabli (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania). 569
Rys. 4.2.8. Porty i kąpieliska (opracowanie własne na podstawie zebranych danych z lat 2011-2016). 570
Rys. 4.2.9. Liczba statków wchodzących do portów morskich w latach 2011–2016 (GUS, 2015; 2016; 2017b). 572
Rys. 4.2.10. Średnie zagęszczenie ruchu statków (na podstawie danych HELCOM AIS z lat 2011–2015). 574
Rys. 4.2.11. Pogłębianie dna i składowanie urobku (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania). 574
Rys. 4.2.12. Straty fizyczne dna morskiego – poziom presji antropogenicznych (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania). 576
Rys. 4.2.13. Zaburzenia fizyczne dna morskiego – poziom presji antropogenicznych (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania). 577
Rys. 4.2.14 Wypadki statków w polskiej strefie Bałtyku w latach 1989-2013 (HELCOM). 583
Rys. 4.2.15 Stanowisko składowania bojowych środków chemicznych (HELCOM)..... 584
Rys. 4.2.16. Wycieki substancji ropopochodnych w Morzu Bałtyckim w latach 2011-2015 zarejestrowane w wyniku monitoringu powietrznego. Wartości liczbowe przedstawione na rysunku reprezentują objętości substancji ropopochodnych uwolnionych do Bałtyku w latach 2011-2015. . 586
Rys. 4.2.17. Bałtycki Wskaźnik Presji (BSPI) w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2015..... 588
Rys. 4.2.18. Bałtycki Wskaźnik Presji (BSPI) w Zatoce Gdańskiej w latach 2011-2015..... 589
Rys. 4.2.19. Warstwa danych (BSII) w latach 2011-2015..... 589
Rys. 4.2.20. Warstwa danych (BSII) w latach 2011-2015 w Zatoce Gdańskiej. 590
Rys. 4.2.21. Poziom ciągłego hałasu związanego z działalnością człowieka (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM. 592
Rys. 4.2.22. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku (GIOŚ, 2016a oraz dane przekazane przez GIOŚ). 593
Rys. 4.3.1. Wielkość połowów morskich w latach 2011-2016 [w tys. ton]. 596
Rys. 4.3.2. Struktura gatunkowa połowów bałtyckich w latach 2011-2016 [w tys. ton]. 596
Rys. 4.3.3**.** Podział POM na polskie statystyczne kwadraty rybackie (litery na dole C-W, cyfry po prawej 1-16) i podobszary statystyczne ICES (rysunek górny) oraz schematyczna mapa łowisk bałtyckich (rysunek dolny)..... 598
Rys. 4.3.4. Wielkość połowów bałtyckich w latach 2011-2016 według podobszarów ICES [w tys. ton]. 602
Rys. 4.3.5. Wielkość połowów na Zalewach: Szczecińskim i Wiślanym w latach 2011-2016 [w tys. ton]. 603
Rys. 4.3.6. Połowy wybranych gatunków ryb na Zalewach: Szczecińskim i Wiślanym w latach 2011-2016 [w tys. ton]..... 603
Rys. 4.3.7. Wskaźnik wielkości biomasy i śmiertelności połowowej dorszy wschodniobałtyckcich w latach 2011-2017..... 607
Rys. 4.3.8. Rozkłady długości dorszy bałtyckich łowionych włokami, netami i hakami w latach 2011-2016. 609
Rys. 4.3.9. Rozkład grup wieku dorszy bałtyckich łowionych włokami, netami i hakami w podobszarach ICES 25-26 w latach 2011-2016. 610
Rys. 4.3.10. Rozkład grup wieku dorszy bałtyckich łowionych włokami i netami w 24 podobszarze ICES w latach 2011-2016. 611
Rys. 4.3.11. Średnia długość dorszy bałtyckich w grupach wieku w latach 2011-2016 łowionych włokami, netami i hakami. 612
Rys. 4.3.12. Średnia masa dorszy bałtyckich w grupach wieku w latach 2011-2016 łowionych włokami, netami i hakami. 613

Rys. 4.3.13. Krzywe zmian w masie dorszy bałtyckich w klasach długości w latach 2011, 2013 i 2016 łowionych włokami, netami i hakami. 614
Rys. 4.3.14. Udział niewymiarowych dorszy bałtyckich w latach 2011-2016 łowionych włokami i netami (*minimalny wymiar wyładunku dorszy do 2014 r. wynosił 38 cm, a od 2015 r. wymiar ten wynosi 35 cm*). 615
Rys. 4.3.15. (a) Międzynarodowe i polskie wyładunki szprota bałtyckiego oraz (b) biomasa stada tarłowego i śmiertelność połowowa w wieku 3-5 w latach 2011-2016/2017 (na podstawie ICES 2017). 616
Rys. 4.3.16. Zmiany udziału względnego poszczególnych państw w połowach rocznych szprota bałtyckiego w latach 2011-2016. 617
Rys. 4.3.17. Rozkład rocznych (2011-2016) polskich wyładunków handlowych szprotów według grup długości statków rybackich. 619
Rys. 4.3.18. Rozkład miesięcznych polskich wyładunków handlowych szprotów w latach 2011-2016; na podstawie danych Zakładu Ekonomiki Rybackiej MIR-PIB oraz CMR w Gdyni. 619
Rys. 4.3.19. Kwartalny rozkład długości szprotów w latach 2011-2016, na podstawie polskich prób z Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego. 621
Rys. 4.3.20. Średni roczny rozkład wieku szprotów, ważony przez liczebność polskich wyładunków komercyjnych kolejno w latach 2011-2016, w 24, 25 i 26 podobszarze ICES 622
Rys. 4.3.21. Biomasa stada tarłowego (BST) i śmiertelność połowowa śledzia dla grup wieku 3-6 (F(3-6)) ze stada centralnego Bałtyku (podobszary 25-29+32) w latach 2011-2016/2917 (według ICES 2017). 626
Rys. 4.3.22. Biomasa stada tarłowego (BST) i śmiertelność połowowa śledzia dla grup wieku 3-6 (F(3-6)) ze stada zachodniego Bałtyku (podobszary 20-22) w latach 2011-2016/2017 (według ICES 2017). 627
Rys. 4.3.23. Dynamika polskich połowów śledzia według podobszarów statystycznych i miesięcy w latach 2011-2016. 632
Rys. 4.3.24. Rozkłady długości śledzi z połowów narzędziami ciągnionymi (włoki, tuki) na cele konsumpcyjne w podobszarach statystycznych 24-26 według ICES w latach 2011-2016 [w % liczebności]. 634
Rys. 4.3.25. Struktura populacyjna i wiekowa polskich wyładunków śledzi na cele konsumpcyjne w latach 2011-2016 r. [w % liczebności].(*populacje: WPW - wiosenna południowego wybrzeża Bałtyku, WSzW – wiosenna północnego wybrzeża Bałtyku, głównie Szwecji, J – jesienna*) 635
Rys. 4.3.26. Rozkłady długości śledzi z połowów narzędziami ciągnionymi (włoki, tuki) na cele przemysłowe (paszowe) w podobszarach statystycznych 25-29 według ICES w latach 2011-2016 [w % liczebności]. 636
Rys. 4.3.27. Struktura populacyjna i wiekowa polskich wyładunków śledzi na cele przemysłowe (paszowe) w podobszarach 25-29 według ICES w latach 2011-2016 r. [w % liczebności]. (*populacje: WPW - wiosenna południowego wybrzeża Bałtyku, WSzW – wiosenna północnego wybrzeża Bałtyku, głównie Szwecji, J – jesienna*) 637
Rys. 4.3.28. (a) Wskaźnik wielkości biomasy storni w podobszarach 24-25 i podobszarach 26+28 oraz skarpia na podstawie wyników rejsów badawczych. (b) Wskaźnik wielkości biomasy i śmiertelności połowowej (F) gładzicy w podobszarach 24-32, wartości względne. 640
Rys. 4.3.29. Polskie wyładunki [t] storni według narzędzi (czynnych – głównie włoków dennych i biernych – głównie sieci stawnych) i podobszarów ICES (24, 25, 26) 641
Rys. 4.3.30. Polskie wyładunki (t) gładzicy w latach 2011-2016 według podobszarów ICES oraz według narzędzi. 641
Rys. 4.3.31. Polskie wyładunki (t) skarpia w latach 2011-2016 według podobszarów ICES oraz według narzędzi. 642
Rys. 4.3.32. Rozkłady długości w polskich wyładunkach storni z uwzględnieniem typów narzędzi połowowych w podobszarach ICES w latach 2011-2016 (przedstawione kolejno w wykresach a-d) 643
Rys. 4.3.33. Rozkłady długości w polskich odrzutach storni z uwzględnieniem typów narzędzi połowowych w podobszarach ICES w latach 2011-2016 (przedstawione kolejno w wykresach a-d) 643

Rys. 4.3.34. Udział storni niewymiarowych w polskich wyładunkach z różnych typów narzędzi w podobszarach ICES w latach 2011-2016 644
Rys. 4.3.35. Udział storni niewymiarowych w polskich odrzutach z różnych typów narzędzi w podobszarach ICES w latach 2011-2016 644
Rys. 4.3.36. Rozkład grup wieku storni w polskich wyładunkach z uwzględnieniem typów narzędzi połowowych w poszczególnych podobszarach ICES w latach 2011-2016 (przedstawione kolejno w wykresach a-d) 645
Rys. 4.3.37. Połowy łososia i troci w POM w latach 2011-2016 647
Rys. 4.3.38. Połowy łososia w POM w latach 2011-2016 w podobszarach ICES 648
Rys. 4.3.39. Połowy łososia w POM w latach 20111-2016 według narzędzi połowowych) 648
Rys. 4.3.40. Połowy troci w POM w latach 20111-2016 w podobszarach ICES 649
Rys. 4.3.41. Połowy troci w POM w latach 20111-2016 według narzędzi połowowych) 649
Rys. 4.3.42. Rozkład długości odławianych w POM łososi w latach 2011-2016 650
Rys. 4.3.43. Udział ryb niewymiarowych w połowach łososia i troci w POM w latach 2011-2016 650
Rys. 4.3.44. Rozkład długości odławianych w POM troci w latach 2011-2016 651
Rys. 4.3.45. Kwadraty rybackie w podobszarze 26 POM, gdzie głównie notowane są zniszczenia ryb łososiowatych przez foki 652
Rys. 4.3.46. Frekwencja długości węgorzy złowionych w 2015 i 2016 roku w Zalewie Szczecińskim i Wiślanym. 654
Rys. 4.3.47. Frekwencja wieku węgorzy złowionych w 2015 i 2016 roku w Zalewie Szczecińskim 655
Rys. 4.3.48. Frekwencja wieku węgorzy złowionych w 2015 i 2016 roku w Zalewie Wiślanym. . 655
Rys. 4.3.49. Sposób mocowania sit selektywnych w żakach. 659
Rys. 4.3.50. Sumaryczne rozkłady długości sandaczy zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016 661
Rys. 4.3.51. Sumaryczne rozkłady długości okoni zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016 663
Rys. 4.3.52. Sumaryczne rozkłady długości leszczy zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016 664
Rys. 4.3.53. Sumaryczne rozkłady długości płoci zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016 666
Rys. 4.3.54. W polskiej części Zalewu Szczecińskiego. 667
Rys. 4.3.55. W niemieckiej części Z. Szczecińskiego oraz obszarów sąsiednich Peenestrom i Achterwasser. 668
Rys. 4.3.56. Rozkłady długościowe leszczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego. 672
Rys. 4.3.57. Struktura wiekowa leszczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego. 673
Rys. 4.3.58. Pogrupowana struktura wiekowa leszczy poławianych żakami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego. 674
Rys. 4.3.59. Pogrupowana struktura wiekowa leszczy poławianych wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego. 674
Rys. 4.3.60. Rozkłady długościowe sandaczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego. 675
Rys. 4.3.61. Struktura wiekowa sandaczy poławianych żakami i wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego. 676
Rys. 4.3.62. Pogrupowana struktura wiekowa sandaczy poławianych żakami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego. 677
Rys. 4.3.63. Pogrupowana struktura wiekowa sandaczy poławianych wontonami w latach 2011-2016 na wodach Zalewu Wiślanego. 678
Rys. 4.3.64. Mapa Zatoki Puckiej 680
Rys. 4.3.65. Struktura wiekowa okonia poławianego na Zatoce Puckiej w latach 2011- 2016 683

Rys. 4.3.66. Ogiwy dojrzałości płciowej okonia z Zatoki Puckiej łowionego w latach 2010-2014.683
Rys. 4.3.67. Struktura wiekowa belony poławianej na Zatoce Puckiej w latach 2011-2015..... 684
Rys. 4.3.68. Struktura wiekowa szczupaka poławianego na Zatoce Puckiej w latach 2011-2014 685
Rys. 4.3.69. Struktura wiekowa siei w latach 2010-14 - dane z połowów rybaków i połowach badawczych. 687
Rys. 4.3.70. Struktura wiekowa płoci poławianej w Zatoce Puckiej w latach 2011-2014 i w roku 2016. 688
Rys. 4.3.71. Porty, z których są organizowane wyprawy na połowy rekreacyjne dorsza (*mapa opracowana przez Lenę Szymanek, MIR-PIB*)..... 693
Rys. 4.3.72. Liczba rejsów rekreacyjnych zaewidencjonowana przez kapitanaty portów 694
Rys. 4.3.73. Średnia roczna masa dorszy uzyskana w wyprawie wędkarskiej w latach 2011-2016 na podstawie udziału pracowników MIR-PIB w rejsach (on-board observer trips). 694
Rys. 4.3.74. Wielkość oszacowanych polskich połowów rekreacyjnych dorszy w latach 2011-2016. 695
Rys. 4.3.75. Nakład połowowy narzędziami oddziaływującymi na dno, w latach 1995-2002..... 700
Rys. 4.3.76. Nakład połowowy narzędziami oddziaływującymi na dno, w latach 2003-2010..... 701
Rys. 4.3.77. Nakład połowowy narzędziami oddziaływującymi na dno, w latach 2011-2016..... 702
Rys. 4.3.78. Sumaryczny nakład z lat 1995-2016..... 703
Rys. 4.3.79. Zmiana wielkości średniego nakładu połowowego w latach 1995-2016. 704
Rys. 5.3.1. Struktura obrotów ładunkowych w 2016 roku (według portów morskich) 717
Rys. 5.3.2. Długość czynnej sieci kanalizacyjnej na przestrzenia lat 2005, 2010, 2016 (w tys. km) 751
Rys.5.3.3. Marynarka wojenna Rzeczypospolitej Polskiej..... 758
Rys.5.3.4. Lotnictwo wojskowe..... 759
Rys.5.3.5. Strefy lotnisk cywilnych wraz z minimalnymi wysokościami..... 759
Rys.5.7.1. Natężenie ruchu statków w POM w 2015 r. 784
Rys.5.7.2. Dezagregacja bazy danych gmin nadmorskich 798

Spis tabel

Tabela 1.2.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w latach 2011-2016 15
Tabela 1.2.2. Maksymalna średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) i odpowiadający jej kierunek wiatru na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w latach 2011-2016 15
Tabela 1.2.3. Częstość (%) występowania ciszy na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w wieloleciu 2011-2016 15
Tabela 1.2.4. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy (cm) na stacjach polskiego wybrzeża w wieloleciu 2011-2016..... 17
Tabela 1.2.5. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy (cm) w poszczególnych miesiącach, na stacjach polskiego wybrzeża, lata 2011-2016 .. 18
Tabela 1.2.6. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy (cm) w poszczególnych miesiącach, na stacjach polskiego wybrzeża, lata 2011-2016..... 18
Tabela 1.2.7. Liczba dni z lodem* na polskich wodach przybrzeżnych w latach 2011-2017..... 20
Tabela 1.3.1. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego. 25
Tabela 1.3.2. Zmiany odchylenia standardowego temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego. 25
Tabela 1.3.3. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego. 26
Tabela 1.3.4. Zmiany odchylenia standardowego temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego..... 26
Tabela 1.3.5. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów POM w 2016 r. w porównaniu z 2015 r. 30
Tabela 1.4.1. Liczba osobników oraz trend zmian liczebności 22 gatunków w Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych odnotowana na 31 obiektach w latach 2011-2016..... 42
Tabela 1.4.2. Liczba osobników 10 gatunków podstawowych w Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich odnotowana na 56 transektach w latach 2011-2016. (źródło danych PMŚ) 48
Tabela 1.4.3 Lista gatunków ryb i minogów zarejestrowanych w POM wykonana w ramach wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (na podstawie statystyki rybackiej, obserwacji połowów rybackich i połowów badawczych MIR-PIB) - opracowanie I. Psuty (GIOŚ, 2014) 52
Tabela 1.4.4. Ogólne typy siedlisk uwzględnione w ocenie siedlisk bentosowych w POM..... 61
Tabela 1.5.1. Wykaz gatunków obcych oraz wizytujących zaobserwowanych w badaniach własnych MIR-PIB w latach 2011-2016 wykonanych w POM. 72
Tabela 1.5.2. Dane z polskich połowów komercyjnych w latach 2013-2015 monitorowanych przez obserwatorów naukowych z MIR-PIB, Gdynia (według W. Grygiel, MIR-PIB). Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki obce w Bałtyku..... 78
Tabela 1.5.3. Wykaz gatunków ryb wizytujących złowionych w POM w rejsach badawczych typu BITS w latach 2011-2016 (według W. Grygiel, MIR-PIB) 79
Tabela 1.5.4. Wykaz gatunków ryb obcych i wizytujących złowionych w POM w rejsach badawczych typu BITS w latach 2011-2016 (według W. Grygiel, MIR-PIB). 80
Tabela 1.5.5. Obserwacje gatunków wizytujących POM w latach 2011-2016 (według W. Grygiel). 82
Tabela 1.5.6. Szczegółowy wykaz gatunków ryb obcych złowionych w jednolitych częściach wód przybrzeżnych i przejściowych w ramach umów z GIOŚ w latach 2011-2016 (MIR-PIB)..... 83
Tabela 1.5.7. Wykaz gatunków ryb obcych złowionych łącznie w jednolitych częściach wód przybrzeżnych i przejściowych w ramach umów z GIOŚ w latach 2011-2016 (MIR-PIB)..... 86
Tabela 1.5.8. Wykaz gatunków obcych notowanych w POM do 2010 r..... 86
Tabela 1.5.9. Wykaz gatunków obcych fitoplanktonu, zooplanktonu oraz makrozoobentosu w obrębie POM w latach 2011-2016. 88

Tabela 1.6.1. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2016 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (I–III) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2006–2015) (źródło danych PMŚ) 95
Tabela 1.6.2. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie zawartości roczne (śr. r.) w POM w 2016 r., (średnie z okresu 2006–2015) (źródło danych PMŚ)..... 98
Tabela 1.6.3. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w POM w 2016 r. (średnie z lat 2006–2015) (źródło danych PMŚ) ... 103
Tabela 1.6.4. Średnie głębokości dysku Secchi w wybranych akwenach POM w miesiącach letnich (VI-IX) dla poszczególnych lat, obliczone na postawie danych satelitarnych z Systemu SatBałtyk..... 106
Tabela 1.6.5. Minimalne stężenie tlenu przy dnie w lecie 2016 r. w POM (min. 2006–2015) (źródło danych PMŚ) 108
Tabela 1.7.1. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w latach 2015 i 2016(źródło danych PMŚ)..... 113
Tabela 1.7.2. Wyniki badań odpadów zgromadzonych na dnie w rejonach południowego Bałtyku w latach 2015 i 2016. 114
Tabela 1.8.1. CHOROBY RYB - oznaczenia i kody 137
Tabela 1.8.2. Ekstensywność występowania chorób ryb w POM Bałtyku w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 141
Tabela 2.1.1. Obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ssaków morskich, siedlisk bentosowych i pelagicznych w polskiej strefie Bałtyku (lp. 5-23 – obszary oceny JCWP oznaczone na Rys. 2.1.1.). 144
Tabela 2.1.2. Wskaźniki zastosowane w ocenie krajowej (2011-2016) w „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności" w POM uwzględniające ssaki morskie, siedliska bentosowe i siedliska pelagiczne oraz presje antropogeniczne, sposoby użytkowania i działalność człowieka w środowisku morskim przypisano do odpowiednich kryteriów decyzji 2017/848 148
Tabela 2.1.3. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika dla jednego obszaru oceny 160
Tabela 2.1.4. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności (kolory oznaczają status wiarygodności stosowany do przedstawienia oceny na mapach) 162
Tabela 2.1.5 Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika '*Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej*' 165
Tabela 2.1.6. Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika '*Występowanie foki szarej*' 166
Tabela 2.1.7. Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika '*Stan reprodukcji foki szarej*' 166
Tabela 2.1.8 Struktura zintegrowanej oceny foki szarej w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016 167
Tabela 2.1.9. Źródło danych do oceny stanu foki szarej w POM 167
Tabela 2.1.10 Zestawienie wyników monitoringu lotniczego, prowadzonego w ramach PMŚ w 2016 r. w POM (Opioła i in. 2016) 167
Tabela 2.1.11. Maksymalne liczebności fok odnotowywane w ujściu Wisły (Przekop Wisły). Dane dla wszystkich gatunków fok na podstawie monitoringu haul-out WWF Polska. Maksymalna liczba fok pospolitych widzianych jednocześnie w tym rejonie to 2, fok obrączkowanych – 1. Na żółto zaznaczono miesiące maj-czerwiec, które odpowiadają czasowemu przedziałowi prowadzenia monitoringu zgodnego z wytycznymi HELCOM..... 169
Tabela 2.1.12. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej*" w latach 2011-2016 w POM (GES, subGES)..... 170
Tabela 2.1.13. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Występowanie foki szarej*" w latach 2011-2016 w POM (GES, subGES) 170
Tabela 2.1.14. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Stan reprodukcji foki szarej*" w latach 2011-2016 w POM (GES, subGES) 170

Tabela 2.1.15. Zintegrowana ocena stanu foki szarej (*Halichoerus grypus*) w POM za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, WWF, SMIOUG, HELCOM)..... 171
Tabela 2.1.16. Wynik wiarygodności oceny foki szarej w latach 2011-2016 w POM..... 172
Tabela 2.1.17. Wskaźniki do oceny awifauny zgodnie z decyzją 2017/848 Kryt1 – kryterium podstawowe, Kryt2 – kryterium drugorzędne. W „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności" w latach 2011-2016 zastosowano wskaźniki podstawowe. 177
Tabela 2.1.18. Gatunki wchodzące w skład wskaźnika zmian liczebności zimujących ptaków wodnych wraz z informacją o grupie funkcyjnej. Grupa funkcyjna: *wading* – brodzące, *surface* - zdobywające pokarm przy powierzchni, *pelagic* - gatunki pelagiczne, *benthic* – bentosowe, *grazing* - roślinożerne zdobywające pokarm na lądzie. Gatunki uszeregowano w porządku systematycznym (KF 2018). 179
Tabela 2.1.19. Gatunki wchodzące w skład wskaźnika zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych wraz z informacją, czy są lęgowe w Polsce oraz jaki program monitoringu dostarcza informacji o zmianach liczebności w pasie nadmorskim w Polsce. Grupa funkcyjna: *wading* – brodzące, *surface* - zdobywające pokarm przy powierzchni, *pelagic* - gatunki pelagiczne, *benthic* – bentoniczne, *grazing* - roślinożerne. Gatunki uszeregowano w porządku systematycznym (KF 2018). 181
Tabela 2.1.20. Grupy funkcyjne ptaków wodnych wyróżniane przez ICES (2015): brodzące (*wading feeders*), zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders*), pelagiczne (*pelagic feeders*), bentosowe (*benthic feeders*), roślinożerne (*grazing feeders*)..... 187
Tabela 2.1.21 Trendy zmian liczebności ptaków zimujących na całym Bałtyku oraz w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim w latach 1991-2016. 188
Tabela 2.1.22. Średnie wartości wskaźnika liczebności w latach 2011-2016 dla 22 zimujących gatunków ptaków na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim. 189
Tabela 2.1.23. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków zimujących w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych: na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim. 201
Tabela 2.1.24 Trendy zmian liczebności ptaków lęgowych na całym Bałtyku oraz w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim w latach 1991-2016 (źródło danych PMŚ, HELCOM) 201
Tabela 2.1.25. Średnie wartości wskaźników liczebności w latach 2011-2016 służące ocenie dobrego stanu dla 30 gatunków lęgowych ptaków na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim (źródło danych PMŚ, HELCOM) 203
Tabela 2.1.26. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków lęgowych w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim (źródło danych PMŚ, HELCOM) 219
Tabela 2.1.27. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Bornholmskim za lata 2011-2016. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.20. Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018). 219
Tabela 2.1.28. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Gotlandzkim za lata 2011-2016. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.20. Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018). 220
Tabela 2.1.29. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim dla 5 wyróżnionych grup funkcyjnych za lata 2011-2016. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.20. 222

Tabela 2.1.30. Parametry reprodukcji bielika (*Haliaeetus albicilla*) w pasie 10 km do linii brzegowej Bałtyku w Polsce w latach w 2011-2016 oraz wartości średnie trzech parametrów podlegających ocenie w całym analizowanym okresie (źródło danych PMŚ) 222
Tabela 2.1.31. Ocena wiarygodności oceny wskaźników *Liczebność ptaków zimujących* i *Liczebność ptaków lęgowych* oraz *Produktywność bielika* w latach 2011-2016 223
Tabela 2.1.32. Wskaźniki zastosowane w ocenie krajowej (2011-2016) w „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności" w POM uwzględniające ichtiofaunę 225
Tabela 2.1.33. Obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ichtiofauny (cecha D1) dla wskaźnika LFI1 w (POM) 226
Tabela 2.1.34. Jednolite części wód przejściowych Polski 227
Tabela 2.1.35. Zakresy wartości indeksu SI i EQR dla poszczególnych ocen stanu ekologicznego wód przejściowych lub potencjału ekologicznego wód silnie zmienionych 231
Tabela 2.1.36. Ocena według wskaźnika LFI1 dla podobszarów ICES 25 i 26 w poszczególnych latach. 231
Tabela 2.1.37. Wartość indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód przejściowych w latach 2011-2016. Kolorami przedstawiona została ocena stanu ekologicznego w kolejnych latach oraz łączna ocena w latach 2011-2016: czerwony – zły, żółty – umiarkowany, zielony – dobry, biały (Bd) – brak danych, szary – brak oceny łącznej. 234
Tabela 2.1.38. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika dla jednego obszaru oceny 236
Tabela 2.1.39. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika SI dla jednego obszaru oceny 237
Tabela 2.1.40. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności 237
Tabela 2.1.41. Charakterystyka kryteriów zastosowanych w ocenie krajowej i w II ocenie holistycznej z wykorzystaniem wskaźników B i BQI 241
Tabela 2.1.42. Analiza porównawcza zastosowania wskaźników B i BQI dla poszczególnych kryteriów zastosowanych w ocenie krajowej i w II ocenie holistycznej wraz z rekomendacjami 242
Tabela 2.1.43. Wykaz taksonów pozytywnych makrofitów uwzględnianych we wskaźniku SM_1 249
Tabela 2.1.44. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1 według RDW i RDSM 250
Tabela 2.1.45. Wrażliwości taksonów zoobentosu stosowanych w wyliczaniu wskaźnika B..... 253
Tabela 2.1.46. Klasyfikacja stanu jakości zbiorowisk zoobentosu dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B według RDW i RDSM (GIOŚ 2014) 254
Tabela 2.1.47. Klasyfikacja stanu ekologicznego wskaźnika ESMIz według zmodyfikowanej skali (Bociąg 2016), dostosowanej w RDSM (opracowanie autorskie) 257
Tabela 2.1.48. Struktura zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016 259
Tabela 2.1.49. Metoda normalizacji wskaźnika B 260
Tabela 2.1.50. Metoda normalizacji wskaźnika SM_1 260
Tabela 2.1.51. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" 260
Tabela 2.1.52. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika SM_1 260
Tabela 2.1.53. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika B... 260
Tabela 2.1.54. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika ESMIz 261
Tabela 2.1.55. Charakterystyka stacji monitoringowych, z których pozyskano dane do oceny siedlisk bentosowych (źródło danych PMŚ) 263
Tabela 2.1.56. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrofitach wykorzystane do przeprowadzenia oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika SM_1 w latach 2011-2016 (według danych PMŚ) 267

Tabela 2.1.57. Ocena stanu siedliska bentosowego na podstawie wartości wskaźnika SM_1 w latach 2011-2016 w 4 obszarach oceny w POM (GES, subGES) 267
Tabela 2.1.58. Porównanie wyników oceny stanu środowiska w latach 2010-2011 (wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) i w latach 2011-2016 (aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) na podstawie wskaźnika SM_1 w podakwenach Morza Bałtyckiego wyznaczonych w POM 268
Tabela 2.1.59. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrozoobentosie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika B w latach 2011-2016..... 268
Tabela 2.1.60. Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B w latach 2011-2016 w 22 obszarach oceny w POM (GES, subGES) 269
Tabela 2.1.61. Porównanie wyników oceny stanu środowiska w latach 2005-2010 (wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) i w latach 2011-2016 (aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) na podstawie wskaźnika B w podakwenach Morza Bałtyckiego wyznaczonych w POM..... 270
Tabela 2.1.62. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrofitach w zalewach wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika ESMIz w latach 2011-2016 270
Tabela 2.1.63. Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego w zalewach na podstawie wartości wskaźnika ESMIz w latach 2011-2016 (dane jedynie z 2016 r.) w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES) 271
Tabela 2.1.64. Zintegrowana ocena stanu siedlisk bentosowych na dnie miękkim z uwzględnieniem wskaźnika SM_1 i B w latach 2011-2016 271
Tabela 2.1.65. Wartość progowa dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „*Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu*' dla obszaru oceny w POM 278
Tabela 2.1.66. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego"* regularnego dla obszarów oceny w POM 280
Tabela 2.1.67. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES parametrów CSA i biomasy sinic oraz zintegrowanej oceny wskaźnika CyaBI dla obszarów oceny w POM 282
Tabela 2.1.68. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „*Chlorofil-a*" dla obszarów oceny w POM – wody otwarte..... 284
Tabela 2.1.69. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „*Chlorofil-a*" dla obszarów oceny w POM – jednolite części wód..... 284
Tabela 2.1.70. Struktura zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016..... 286
Tabela 2.1.71. Wartość minimalna i maksymalna dla składowych wskaźnika MSTS niezbędnych do przeprowadzenia normalizacji wskaźnika 287
Tabela 2.1.72. Metoda normalizacji wskaźnika MSTS w Basenie Gdańskim..... 287
Tabela 2.1.73. Metoda normalizacji wskaźnika Dia/Dino lub CyaBI..... 287
Tabela 2.1.74. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk pelagicznych – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" 288
Tabela 2.1.75. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk pelagicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych na podstawie wskaźnika „*Chlorofil-a*" 288
Tabela 2.1.76. Stacja, z której uzyskano niezbędne dane o zooplanktonie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika MSTS w latach 2011-2016.... 289
Tabela 2.1.77. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika MSTS w latach 2011-2016 w Basenie Gdańskim (GES, subGES) 290
Tabela 2.1.78. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o fitoplanktonie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika Dia/Dino w latach 2011-2016 290
Tabela 2.1.79. Zestawienie maksymalnych wartości mokrej masy okrzemek i bruzdnic [$\mu g\ l^{-1}$] w latach 2011-2016 w 3 obszarach oceny w POM..... 290

Tabela 2.1.80. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika '*okrzemkowo- bruzdnicowego*' dla okresu 2011-2016 w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES). 291
Tabela 2.1.81. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika „*Indeks zakwitów sinic*" w latach 2011-2015 w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES) 292
Tabela 2.1.82. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o chlorofilu-a wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika '*Chlorofil-a*" w latach 2011-2016 292
Tabela 2.1.83. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika „*Chlorofil-a*" w latach 2011-2016 w 22 obszarach oceny w POM (GES, subGES) 293
Tabela 2.1.84. Zestawienie danych dot. wskaźnika „*Chlorofil-a*" z basenów otwartego morza wykorzystanych do jego normalizacji..... 294
Tabela 2.1.85. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych z uwzględnieniem wskaźników: MSTS, Dia/Dino, CyaBI, Chl-a w latach 2011-2016..... 294
Tabela 2.1.86. Grupy troficzne i wskaźniki wraz z ich statusem oceny za lata 2011-2016, wybrane do oceny cechy D4 w POM..... 298
Tabela 2.2.1. Zestaw kryteriów zgodnie z decyzją 2017/848 odnoszących się do oceny cechy D2 302
Tabela 2.2.2. Lista nowych introdukcji gatunków obcych w latach 2011-2016. 303
Tabela 2.2.3. Zestawienie ocen stanu środowiska POM w akwenach HELCOM dla parametru – introdukcje nowych gatunków obcych..... 305
Tabela 2.2.4. Wyniki wyliczeń parametru IP zgodnie z bieżącym podziałem HELCOM HOLAS II oraz w zalewach (źródło danych PMŚ)..... 305
Tabela 2.2.5. Wartości parametru rozprzestrzeniania gatunków nierodzimych w POM (źródło danych PMŚ)..... 306
Tabela 2.2.6. Wiarygodność oceny cechy D2 – gatunki obce. 308
Tabela 2.2.7. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności..... 309
Tabela 2.2.8. Obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ichtiofauny (cecha D3) w POM 314
Tabela 2.2.9. Wskaźniki zastosowane w ocenie krajowej (lata 2011-2016) w „zintegrowanej ocenie cechy D3" w POM uwzględniające ichtiofaunę..... 314
Tabela 2.2.10. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 za lata 2011-2016 według metodologii zaproponowanej przez ICES 2016. Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, natomiast czerwony brak dobrego stanu, szary – oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych. 328
Tabela 2.2.11. Uśredniona wiarygodność wskaźnika dla jednego obszaru oceny. Oceny dokonano na podstawie wskaźników reprezentujących kryteria C1 i C2, w przypadku zastosowania wskaźników podstawowych. 330
Tabela 2.2.12. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności..... 330
Tabela 2.2.13. Rodzaje kryteriów oraz wskaźników do oceny eutrofizacji zgodnie z decyzją 2017/848 331
Tabela 2.2.14. Obszary oceny zastosowane w ocenie cechy D5 w polskiej strefie Bałtyku..... 333
Tabela 2.2.15. Wartości progowe dobrego stanu środowiska oraz sposób przeprowadzenia oceny obszarów wód otwartych w ramach cechy D5..... 337
Tabela 2.2.16. Wartości progowe dobrego stanu środowiska oraz sposób przeprowadzenia oceny obszarów wód przejściowych i przybrzeżnych w ramach cechy D5..... 338
Tabela 2.2.17. Wyniki wskaźników eutrofizacji dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ). 340
Tabela 2.2.18. Wyniki oceny wskaźników eutrofizacji (EQR) dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ)..... 341
Tabela 2.2.19. Ocena cechy D5 dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ). 343
Tabela 2.2.20. Wyniki wskaźników eutrofizacji dla wód otwartego morza w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 344

Tabela 2.2.21. Wyniki oceny wskaźników eutrofizacji (ER) dla wód otwartego morza w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ). 345
Tabela 2.2.22. Ocena cechy D5 dla wód otwartego morza w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ). 346
Tabela 2.2.23.Wiarygodność oceny wskaźników eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych. 348
Tabela 2.2.24. Końcowa wiarygodność oceny eutrofizacji wód przejściowych i przybrzeżnych. 349
Tabela 2.2.25. Wiarygodność oceny wód otwartego morza 350
Tabela 2.2.26. Rodzaje zmian hydromorfologicznych (**Zm**) w wodach przejściowych i przybrzeżnych 354
Tabela 2.2.27. Wskaźniki znaczenia zmian hydromorfologicznych (**WskZn**) dla wód przejściowych. 354
Tabela 2.2.28. Wskaźniki znaczenia zmian morfologicznych (**WskZn**) dla dwóch typów brzegów wód przybrzeżnych 355
Tabela 2.2.29. Ocena jednolitych części wód (JCWP) przejściowych i przybrzeżnych oraz otwartego morza według kryterium D6C1. (źródło danych PMŚ) 359
Tabela 2.2.30. Ocena jednolitych części wód (JCWP) przejściowych i przybrzeżnych morza według kryterium D6C2, oznaczona zgodnie ze schematem kolorów odpowiednio dla oceny według RDW oraz RDSM(źródło danych PMŚ) 360
Tabela 2.2.31. Średnie wartości powierzchniowego i podpowierzchniowego SAR w obrębie poszczególnych basenów w POM w kolejnych latach oceny 363
Tabela 2.2.32. Wyniki oceny wiarygodności ocen dla poszczególnych ocenianych obszarów. 366
Tabela 2.2.33. Kryteria oceny dla cechy D8 368
Tabela 2.2.34. Lista jednolitych części wód uwzględnionych w ocenie 370
Tabela 2.2.35. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 372
Tabela 2.2.36. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 372
Tabela 2.2.37. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 375
Tabela 2.2.38. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 376
Tabela 2.2.39. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 378
Tabela 2.2.40. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 379
Tabela 2.2.41. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 381
Tabela 2.2.42. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 382
Tabela 2.2.43. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 384
Tabela 2.2.44. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 385
Tabela 2.2.45. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 387
Tabela 2.2.46. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 388
Tabela 2.2.47. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 390
Tabela 2.2.48. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 390

Tabela 2.2.49. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 393
Tabela 2.2.50. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 393
Tabela 2.2.51. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 395
Tabela 2.2.52. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 396
Tabela 2.2.53. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 397
Tabela 2.2.54. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 399
Tabela 2.2.55. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 399
Tabela 2.2.56. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 401
Tabela 2.2.57. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 402
Tabela 2.2.58. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 404
Tabela 2.2.59. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 405
Tabela 2.2.60. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 406
Tabela 2.2.61. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 408
Tabela 2.2.62. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 408
Tabela 2.2.63. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 410
Tabela 2.2.64. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 411
Tabela 2.2.65. Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne (grupa 3.6) (źródło danych PMŚ) 413
Tabela 2.2.66. Substancje priorytetowe (grupa 4.1) i inne zanieczyszczenia (grupa 4.2) (źródło danych PMŚ) 414
Tabela 2.2.67. Podsumowanie oceny stanu środowiska jednolitych części wód (źródło danych PMŚ) 416
Tabela 2.2.68. Ocena wiarygodności ocen stanu środowiska jednolitych części wód w obszarach wód przybrzeżnych i przejściowych 419
Tabela 2.2.69. Lokalizacje poboru próbek w poszczególnych obszarach oceny 421
Tabela 2.2.70. Wykaz substancji wraz z matrycami i wartościami progowymi wykorzystanymi do oceny stanu środowiska w trzech obszarach oceny: Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim (kolorami zaznaczono rodzaj wskaźnika oraz matrycę [biota, woda, osad], wypełnienie komórki oznacza akwen głębokowodny, do oceny którego zastosowano dany wskaźnik) 422
Tabela 2.2.71. Wyniki oceny stanu środowiska Basenu Bornholmskiego w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 426
Tabela 2.2.72. Wynik zintegrowanej oceny dla Basenu Bornholmskiego w ramach kryterium D8C1 428
Tabela 2.2.73. Wyniki oceny stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 429

Tabela 2.2.74. Wynik zintegrowanej oceny dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego w ramach kryterium D8C1 430
Tabela 2.2.75. Wyniki oceny stanu środowiska Basenu Gdańskiego w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ) 431
Tabela 2.2.76. Wynik zintegrowanej oceny dla Basenu Gdańskiego w ramach kryterium D8C1 433
Tabela 2.2.77. Ocena wiarygodności ocen stanu środowiska obszarów morza otwartego w zakresie kryterium D8C1 434
Tabela 2.2.78. Wyniki oceny stanu środowiska bazującej na pomiarach przeprowadzonych metodą testu mikrojądrowego (źródło danych PMŚ) 435
Tabela 2.2.79. Wyniki oceny dla bielika w trzech obszarach oceny (źródło danych PMŚ)..... 436
Tabela 2.2.80. Ocena stanu środowiska w zakresie kryterium D8C3 (źródło danych PMŚ)..... 437
Tabela 2.2.81. Kryterium oceny dla cechy D9 440
Tabela 2.2.82. Wskaźniki (substancje lub grupy substancji) wytypowane dla cechy D9 w poszczególnych obszarach..... 441
Referencje do tabeli 2.2.83**:**..... 442
Tabela 2.2.84 Przypisanie obszarów oceny do obszarów FAO 442
Tabela 2.2.85 Wyniki oceny w ramach cechy D9 (źródło danych PMŚ, PIWET) 443
Tabela 2.2.86. Ocena wiarygodności ocen stanu obszarów FAO w ramach kryterium D9C1..... 446
Tabela 2.2.87. Kryteria oceny dla cechy D10..... 447
Tabela 2.2.88. Obszary oceny i monitorowane odcinki..... 448
Tabela 2.2.89. Frekwencja odpadów poszczególnych kategorii, niesklasyfikowanych oraz sumy wszystkich odpadów (źródło danych PMŚ) 450
Tabela 2.2.90. Wartości progowe dla poszczególnych kategorii odpadów i sumy 452
Tabela 2.2.91. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej i osadach dennych w obszarach oceny (źródło danych PMŚ) 453
Tabela 2.2.92. Zestawienie pięciu typów eksplozji, z podaniem poziomów energii wybuchu dla sprecyzowanych zakresów ilości ładunku TNT oraz uwzględnieniem zakresów poziomu źródła energii wytwarzanego przy danym typie eksplozji. (źródło danych MON)..... 455
Tabela 2.2.93. Wykaz pomiarów hałasu wywołanego przez użycie urządzeń do badań sejsmicznych podczas duńskiego rejsu na r/v „Maria S. Merian" (źródło danch UM w Słupsku)..... 460
Tabela 2.2.94. Proponowana ocena stanu środowiska dla cechy D11 – hałas podwodny (kryterium D11C1) w POM w oparciu o dane z zarejestrowanych eksplozji (źródło danych MON)... 461
Tabela 2.2.95. Proponowana ocena stanu środowiska odnośnie cechy D11 – hałas podwodny (kryteria D11C2) dla Polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej w oparciu o dane z projektu BIAS i pomiarów monitoringowych..... 467
Tabela 3.2.1. Zintegrowana ocena stanu foki szarej (*Halichoerus grypus*) w POM za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, WWF, SMIOUG, HELCOM)..... 471
Tabela 3.2.2. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków zimujących w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych: na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim. (źródło danych PMŚ, HELCOM) 473
Tabela 3.2.3. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków lęgowych w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Wschodnim Basenie Gotlandzkim. (źródło danych PMŚ, HELCOM) 473
Tabela 3.2.4. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Bornholmskim i Gotlandzkim dla 5 wyróżnionych grup funkcyjnych za lata 2011-2016. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.20..... 474
Tabela 3.2.5. Parametry reprodukcji bielika (*Haliaeetus albicilla*) w pasie 10 km do linii wybrzeża Bałtyku w Polsce w poszczególnych latach w okresie 2011-2016 oraz wartości średnie trzech parametrów podlegających ocenie w całym analizowanym okresie. (źródło danych PMŚ)..... 475
Tabela 3.2.6. Ocena według wskaźnika LFI1 dla podobszarów ICES 25 i 26 w poszczególnych latach. 475

Tabela 3.2.7. Wartość indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód przejściowych w latach 2011-2016. Kolorami przedstawiona została ocena stanu ekologicznego w kolejnych latach oraz łączna ocena w okresie 2011-2016: czerwony – zły, żółty – umiarkowany, zielony – dobry, biały (Bd) – brak danych, szary – brak oceny łącznej. (źródło danych PMŚ) 476
Tabela 3.2.8. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych z uwzględnieniem wskaźników: MSTS, Dia/Dino, CyaBI, Chlorofil-a w okresie 2011-2016 (źródło danych PMŚ)..... 481
Tabela 3.2.9. Grupy troficzne i wskaźniki wraz z ich statusem oceny za lata 2011-2016, wybrane do oceny cechy D4 w POM (źródło danych PMŚ)..... 483
Tabela 3.3.1. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 za lata 2011-2016 według metodologii zaproponowanej przez ICES 2016. Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, natomiast czerwony brak dobrego stanu, szary – oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych. (źródło danych PMŚ, ICES) 487
Tabela 3.3.2. Ocena cechy D5 dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ). 488
Tabela 3.3.3. Ocena cechy D5 dla wód otwartego morza w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ). 490
Tabela 3.3.4. Ocena jednolitych części wód (JCWP) przejściowych i przybrzeżnych oraz otwartego morza według kryterium D6C1 (źródło danych PMŚ) 491
Tabela 3.3.5. Ocena jednolitych części wód (JCWP) przejściowych i przybrzeżnych morza według kryterium D6C2, oznaczona zgodnie ze schematem kolorów odpowiednio dla oceny według RDW oraz RDSM (źródło danych PMŚ)..... 491
Tabela 3.3.6. Proponowana ocena stanu środowiska dla cechy D11 – hałas podwodny (kryterium D11C1) w POM w oparciu o dane z zarejestrowanych eksplozji..... 497
Tabela 3.3.7. Proponowana ocena stanu środowiska odnośnie cechy D11 – hałas podwodny (kryteria D11C2) dla Polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej w oparciu o dane z projektu BIAS i pomiarów monitoringowych..... 497
Tabela 3.3.8. Ocena stanu środowiska dla D4 – Łańcuchy troficzne 498
Tabela 3.3.9. Ocena stanu środowiska dla cech stanu: D1 i D6 – zintegrowana ocena bioróżnorodności..... 500
Tabela 3.3.10. Ocena stanu środowiska dla cech presji: D2, D3, D5, D6 (część), D7, D8, D9, D10, D11 500
Tabela 4.1.1. Liczba zrzutów substancji niebezpiecznych na obszarach działania poszczególnych RZGW według danych z pozwoleń wodnoprawnych 502
Tabela 4.1.2. Wielkość zrzutów fenoli lotnych i metali do wód w 2015 r. według danych o opłatach za środowisko 503
Tabela 4.1.3. Emisja metali ciężkich do powietrza w 2015 r. [KOBiZE 2017] 505
Tabela 4.1.4. Emisje niebezpiecznych substancji organicznych do powietrza w 2015 r. według [KOBiZE 2017] 506
Tabela 4.1.5. Stosunek maksymalnych zmierzonych stężeń substancji niebezpiecznych do maksymalnych stężeń dopuszczalnych w ujściowych odcinkach rzek w 2015 r. (źródło danych PMŚ).... 511
Tabela 4.1.6. Stosunek średniorocznych zmierzonych stężeń substancji niebezpiecznych do średniorocznych stężeń dopuszczalnych w ujściowych odcinkach rzek w 2015 r. (źródło danych PMŚ). 512
Tabela 4.1.7. Stosunek maksymalnych zmierzonych stężeń substancji niebezpiecznych do maksymalnych stężeń dopuszczalnych w ujściowych odcinkach rzek w 2010 r. (źródło danych PMŚ).... 513
Tabela 4.1.8. Stosunek średniorocznych zmierzonych stężeń substancji niebezpiecznych do średniorocznych stężeń dopuszczalnych w ujściowych odcinkach rzek w 2010 r. (źródło danych PMŚ). 514
Tabela 4.1.9. Długookresowe zmiany ładunków metali ciężkich wnoszonych rzekami do Bałtyku (źródło danych PMŚ) 516

Tabela 4.1.10. Zestawienie przepływów oraz ładunków rzeczywistych i ładunków znormalizowanych azotu ogólnego wnoszonych do Bałtyku przez Wisłę, Odrę, rzek pomorskie i Przymorze w latach 1994-2015 (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB) 525
Tabela 4.1.11. Zestawienie przepływów oraz ładunków rzeczywistych i ładunków znormalizowanych fosforu ogólnego wnoszonych do Bałtyku przez Wisłę, Odrę, rzek pomorskie i Przymorze w latach 1994-2015 (źródło danych PMŚ, IMGW-PIB) 530
Tabela 4.1.12. Struktura ładunku azotu odprowadzonego do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski. 534
Tabela 4.1.13. Struktura rzeczywistych ładunków fosforu odprowadzonych do Bałtyku w 2015 r. z monitorowanych rzek Polski. 537
Tabela 4.1.14. Struktura ładunku BZT5 wprowadzanego rzekami do Bałtyku w 1994 r. (źródło danych PMŚ) 542
Tabela 4.1.15. Udział gatunków obcych w ogólnej liczbie gatunków w Morzu Bałtyckim (Olenina i in. 2010) 543
Tabela 4.1.16. Zestawienie oddziaływań związanych z wprowadzaniem i rozprzestrzenianiem się obcych gatunków 545
Tabela 4.1.17. Przeciętne zmiany stężenia sumy chlorków i siarczanów w wodach rzecznych odprowadzanych z Polski do Bałtyku, na podstawie danych (GUS 2015) 553
Tabela 4.1.18. Zamknięcia kąpielisk morskich z powodu obecności bakterii w latach 2005, 2010 i 2015, na podstawie danych [WSSE] 555
Tabela 4.2.1. Wykaz warstw danych przestrzennych związanych z presjami antropogenicznymi do wykorzystania przy określaniu indeksów BSPI/BSII podczas drugiej oceny holistycznej (na podstawie HELCOM 2016a, Załącznik 2; straty i zaburzenia fizyczne dna morskiego 563
Tabela 4.2.2. Obszary wydobycia piasku i żwiru w latach 2011–2016 (na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania) 567
Tabela 4.2.3. Statki wchodzące do portów morskich w latach 2011–2016 (GUS 2015 – dane za 2011 r., GUS 2016 – dane za lata 2012 – 2014, GUS 2017c – dane za lata 2015-2016). 570
Tabela 4.2.4. Pogłębianie dna morskiego w latach 2011–2016 (na podstawie danych przekazanych przez urząd morski w Gdyni). 574
Tabela 4.2.5. Składowanie urobku w latach 2011–2016 (na podstawie danych przekazanych przez urzędy morskie w Gdyni, Słupsku i Szczecinie). 575
Tabela 4.2.6. Całkowity obszar siedlisk utraconych w wyniku strat fizycznych dna morskiego pochodzenia antropogenicznego (opracowanie własne na podstawie danych krajowych udostępnianych przez HELCOM i zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania oraz danych EMODNet). 577
Tabela 4.2.7. Całkowity obszar siedlisk będących pod wpływem oddziaływań w związku z zaburzeniami fizycznymi dna morskiego pochodzenia antropogenicznego (opracowanie własne na podstawie danych HELCOM oraz EMODNet). 578
Tabela 4.2.8. Wykaz warstw danych przestrzennych związanych z presjami antropogenicznymi do wykorzystania przy określaniu indeksów BSPI/BSII podczas drugiej oceny holistycznej (na podstawie HELCOM 2016a, Załącznik 2; zmiany warunków hydrologicznych..... 580
Tabela 4.2.9. Wypadki morskie w polskiej strefie Morza Bałtyckiego w latach 2011-2015 (według HELCOM oraz PKBWM) wraz z zestawieniem presji i wyliczonych wskaźników BSPI i BSII dla każdego z wypadków. Dane oznaczone gwiazdką w kolimnie „Lp.“ pochodzą z PKBWM, pozostałe z HELCOM... 582
Tabela 4.2.10. Presje [m^3] związane z przypadkowymi wyciekami zanieczyszczeń ze statków oraz warstwy danych współczynników BSPI oraz BSII z nimi związane. HELCOM przypisuje każdemu wyciekowi unikatowy numer identyfikacyjny (HELCOM ID), który został podany w tabeli..... 587
Tabela 4.2.11. Informacje o przeprowadzonych pomiarach hałasu podwodnego w latach 2015 – 2016. 592

Tabela 4.2.12. Liczba dni, w których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2016 (źródło danych MON); lokalizacje poligonów przedstawiono na mapie powyżej. 593
Tabela 4.3.1. Wielkość połowów bałtyckich w latach 2011-2016 według gatunków [w t.]. 597
Tabela 4.3.2. Wielkość połowów na Bałtyku w latach 2011-2013 według podobszarów ICES [w t.]... 599
Tabela 4.3.3. Wielkość połowów na Bałtyku w latach 2014-2016 według podobszarów ICES [w t.]... 600
Tabela 4.3.4. Połowy na Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym według gatunków ryb w latach 2011-2016 [w t.] 604
Tabela 4.3.5. Polskie połowy dorszy bałtyckich w latach 2011-2016 (w tony). 606
Tabela 4.3.6. Średni kwartalny udział masy niewymiarowych szprotów (<10,0 cm długości) w polskich próbach z kolejnych kwartałów lat 2011-2016, według basenów Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego 624
Tabela 4.3.7. Polskie połowy śledzia według podobszarów statystycznych, przeznaczenia i typów narzędzi w latach 2011-2016 r. [tony i %] 628
Tabela 4.3.8. Udział (%) grup wiekowych łososia w połowach w POM w latach 2011-2016. 651
Tabela 4.3.9. Udział (%) grup wiekowych troci w połowach w POM w latach 2011-2016. 652
Tabela 4.3.10. Miejsce i wielkość zarybień narybkiem węgorza europejskiego (szt.) w latach 2011 - 2016 653
Tabela 4.3.11. Dane według OIRM Szczecin. 657
Tabela 4.3.12. Połowy wybranych gatunków ryb na Zalewie Szczecińskim 659
Tabela 4.3.13. Charakterystyka sandaczy zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016 660
Tabela 4.3.14. Wielkość biomasy sandacza według badań 661
Tabela 4.3.15. Charakterystyka okoni zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016 662
Tabela 4.3.16. Liczebność (w tys. szt.) i biomasa okoni z Zalewu Szczecińskiego oszacowana przez Sawczuka (1991) i Adamskiego i in (1992) 663
Tabela 4.3.17. Charakterystyka leszczy zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016 664
Tabela 4.3.18. Liczebność i oszacowana wielkość biomasy płoci na Zalewie Szczecińskim w latach 1974-1979 (Kaczewiak, 1995). 665
Tabela 4.3.19. Charakterystyka płoci zebranych w badaniach na Zalewie Szczecińskim w latach 2011-2016 665
Tabela 4.3.20. Liczebność i oszacowana wielkość biomasy płoci na Zalewie Szczecińskim w latach 1974-1979 (Grygiel & Wengrzyn, 1980) 666
Tabela 4.3.21. Połowy na Zatoce Puckiej w latach 2011-16 według danych Centrum Monitorowania Rybołówstwa (CMR). 682
Tabela 4.3.22. Spis gatunków chronionych odnotowywanych na Zatoce Puckiej i oddziaływanie na nie rybołówstwa. 688
Tabela 4.3.23. Liczba obserwowanych w ramach WPZDR rejsów badawczych w latach 2011 – 2016. 690
Tabela 4.3.24. Liczba osobników ryb poszczególnych gatunków w przyłowie w latach 2011-2016 na podstawie obserwacji połowów prowadzonych w ramach WPZDR oraz innych programów badawczych MIR-PIB (550 rejsów). 691
Tabela 4.3.25 Liczba przyłowionych ptaków i fok na tle wielkości monitorowanego nakładu połowowego rybołówstwa segmentu GNS w latach 2011-2016, z podziałem na łodzie i jednostki >15 m oraz kwadraty ICES. 696
Tabela 4.3.26. Szczegółowy wykaz zwierząt przyłowionych w trakcie monitorowanych połowów sieciami stawnymi (GNS) w POM, w latach 2011-2016, w podziale na poszczególne lata, segmenty floty i na obszary statystyczne ICES. 698

Tabela 5.1.1. Porównanie obszarów działalności zaliczanych do „gospodarki morskiej" według GUS i obszarów analizy 706
Tabela 5.2.1. Sposoby użytkowania i działalność człowieka w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie 710
Tabela 5.3.1. Morska flota transportowa (stan na dzień 31 grudnia w latach 2011-2016)..... 712
Tabela 5.3.2. Stan i zmiany w morskiej flocie transportowej o polskiej własności i współwłasności 712
Tabela 5.3.3. Stan i zmiany w przybrzeżnej flocie transportowej o polskiej własności i współwłasności 713
Tabela 5.3.4. Przewozy ładunków morską flotą transportową (w tys. ton), według rodzajów żeglugi i zasięgów pływania 713
Tabela 5.3.5 Dane techniczne portów morskich o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej 714
Tabela 5.3.6 Obroty ładunkowe w portach morskich (w tys. t)..... 715
Tabela 5.3.7. Długość nabrzeży (w metrach)w portach morskich w 2016 r. 721
Tabela 5.3.8. Międzynarodowy ruch pasażerów w portach morskich 722
Tabela 5.3.9. Statki wchodzące do portów morskich 723
Tabela 5.3.10 Przeładunki w porcie w Gdańsku według grup towarowych(w tys. ton)..... 724
Tabela 5.3.11 Przeładunki w porcie w Gdyni według grup towarowych (w tys. ton) 726
Tabela 5.3.12 Przeładunki w Portach Szczecin i Świnoujście S.A. według grup towarowych (w tys. ton) 728
Tabela 5.3.13 Portfel zamówień na w pełni wyposażone statki (stan na dzień 31 grudnia w latach 2011-2016) 729
Tabela 5.3.14 Produkcja w pełni wyposażonych statków według typów..... 730
Tabela 5.3.15 Remonty statków i portfel zamówień na remonty 734
Tabela 5.3.16 Produkcja pozostałych statków (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób) 735
Tabela 5.3.17. Flota rybacka według sektorów własności i rodzajów statków (stan na dzień 31 grudnia w latach 2011-2016)..... 737
Tabela 5.3.18. Połowy według wybranych gatunków (w tonach) 738
Tabela 5.3.19 Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2011 r. 739
Tabela 5.3.20. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2012 r. 740
Tabela 5.3.21 Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2013 r. 740
Tabela 5.3.22. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2014 r. 741
Tabela 5.3.23. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2015 r. 742
Tabela 5.3.24. Wielkości połowów i wykorzystanie limitów w 2016 r. 742
Tabela 5.3.25. Obiekty turystyczne i miejsca noclegowe na obszarach nadmorskich 744
Tabela 5.3.26. Turyści korzystający z turystycznych obiektów noclegowych ma obszarach nadmorskich (w tys.) 745
Tabela 5.3.27. Ruch pasażerów w portach o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej (w tys.) 745
Tabela 5.3.28. Długość sieci kanalizacyjnej w tys. km (stan na dzień 31 grudnia dla każdego roku). 750
Tabela 5.3.29. Odpływ substancji organicznych i biogennych rzekami do Morza Bałtyckiego według województw 755
Tabela 5.3.30. Zużycie nawozów mineralnych (w przeliczeniu na czysty składnik) 755
Tabela 5.3.31 Moc zainstalowana [MW], według stanu na dzień 31 grudnia 2016 r..... 756
Tabela 5.3.32 Udział energii wiatrowej w krajowej produkcji energii elektrycznej 756
Tabela 5.4.1 Przychody z całokształtu działalności „gospodarka morska" na tle gospodarki krajowej 764
Tabela 5.4.2 Przychody z całokształtu działalności dla analizowanych sektorów (mln zł) 764

Tabela 5.4.3 Przychody z całokształtu działalności w przedmiotach gospodarki morskiej (mln zł) ……765
Tabela 5.4.4. Gospodarka morska w województwach nadmorskich..... 767
Tabela 5.4.5. Wynagrodzenie brutto w obszarze „gospodarka morska” (mln zł) 768
Tabela 5.4.6. Przeciętne miesięczne wynagrodzenie brutto w analizowanych sektorach w zł (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób)..... 768
Tabela 5.4.7. Przeciętne miesięczne wynagrodzenia brutto w podmiotach gospodarki morskiej (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób) 768
Tabela 5.4.8. Pracujący w analizowanych sektorach (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób)..... 769
Tabela 5.4.9. Pracujący w podmiotach gospodarki morskiej..... 770
Tabela 5.4.10. Wyniki finansowe w analizowanych sektorach 770
Tabela 5.4.11. Wielkości emisji w układzie najnowszej klasyfikacji Nomenclature for Reporting 2014 dla transportu morskiego..... 772
Tabela 5.4.12. Szacunki emisji dla działalności 080402 w latach 2004 i 2005 772
Tabela 5.5.1. Przegląd hipotetycznych korzyści ze świadczeń ekosystemowych dla analizowanych sektorów 776
Tabela 5.5.2. Obliczenie strumieni nadwyżki konsumenta według metodyki Helcom HOLAS II.... 776
Tabela 5.5.3 Sposoby użytkowania lub sektor lub działalność człowieka w środowisku morskim mające wpływ na środowisko Morza Bałtyckiego lub których funkcjonowanie jest zależne od stanu wód Morza Bałtyckiego lub które mogą wpływać na stan wód Morza Bałtyckiego 777
Tabela 5.7.1. Prognoza ruchu pasażerów na lata 2020 i 2030 785
Tabela 5.7.2. Prognoza wielkości obrotów przeładunkowych w tys. ton..... 785
Tabela 5.7.3. Prognoza przeładunków w zespole portowym Szczecin-Świnoujście do 2030 r. w tys. ton 785
Tabela 5.7.4. Prognoza przeładunków w porcie w Gdyni do 2030 r. w tys. ton..... 787
Tabela 5.7.5. Prognoza przeładunków w porcie w Gdańsku do 2030 r. w tys. ton 787
Tabela 5.7.6. Prognoza przeładunków w portach Urzędu Morskiego w Słupsku (Kołobrzeg, Darłowo, Ustka) w tys. ton..... 787
Tabela 5.7.7 Finansowanie zadania „Zarybianie polskich obszarów morskich” w latach 2011-2016 788
Tabela 5.7.8. Flota kutrowa według portów rejestracji..... 789
Tabela 5.7.9 Przegląd hipotetycznych korzyści z osiągnięcia GES dla analizowanych sektorów... 793
Tabela 5.7.10. Przegląd zmian całkowitych dopuszczalnych połowów (TAC) w latach 2016 i 2017 795
Tabela 5.7.11. Zestawienie rocznych strumieni niekorzyści z powodu nieosiągnięcia dobrego stanu Bałtyku – wariant 1, wiek 15+ 796
Tabela 5.7.12. Zestawienie rocznych strumieni niekorzyści z powodu nieosiągnięcia dobrego stanu Bałtyku – wariant 2, wiek 18+ 796
Tabela 5.7.1 Zależność frekwencji turystycznej od posiadania kąpieliska..... 866
Tabela 5.7.2 Zależność frekwencji turystycznej od posiadania kąpieliska w roku poprzednim 866
Tabela 5.7.3 Zależność jakości wody w istniejących kąpieliskach na frekwencję turystyczną 867
Tabela 5.7.4 Zależność jakości wody w istniejących kąpieliskach na frekwencję turystyczną (metodą MNK) 867
Tabela 5.7.5 Zależność jakości wody w istniejących kąpieliskach na frekwencję turystyczną (z opóźnioną zmienną objaśniającą) 868
Tabela 5.7.6 Zależność jakości wody w istniejących kąpieliskach na frekwencję turystyczną (z opóźnioną zmienną objaśniającą metodą MNK)..... 868

Załącznik 1

Przyjęte oznaczenia:
SWBN – stan wykorzystania bazy noclegowej
K – istnienie kąpieliska w gminie
K(-1) – istnienie kąpieliska w gminie w roku poprzednim
JK1 - jakość kąpieliska – roczna ocena sanepidu
JK1(-1) - jakość kąpieliska w roku poprzednim – roczna ocena sanepidu
JK2(-1) – jakość kąpieliska w roku poprzednim zmodyfikowana o ilość dni zamknięcia (dodano ułamek a/62; gdzie a to ilość dni w sezonie kiedy kąpielisko było zamknięte)

Do oceny dopasowania modelu do danych empirycznych stosowane jest wiele różnych statystyk diagnostycznych. Jedną z najczęściej stosowanych jest współczynnik determinacji oznaczany jako R2. Oblicza się go według wzoru:

$$R^2 = \frac{\sum_{t=1n} (\widehat{y_t} - \bar{y})^2}{\sum_{t=1}^{n} (y_t - \bar{y})^2}$$

Gdzie:
R^2 - współczynnik determinacji, R-kwadrat, procent wyjaśnionej zmienności przez model
yt - rzeczywista wartość zmiennej zależnej (zmierzona)
$\widehat{y_t}$ - przewidywane wartość zmiennej zależnej (na podstawie modelu regresji)
$\bar{y}$ - średnia wartość rzeczywistej zmiennej zależnej
Szerzej patrz: Wątroba J., Prosto o dopasowaniu prostych czyli analiza regresji liniowej w praktyce.
https://media.statsoft.pl/_old_dnn/downloads/analiza_regresji_liniowej_w_praktyce.pdf

Załącznik 2

Tabela 5.7.1. Zależność frekwencji turystycznej od posiadania kąpieliska

Dependent Variable: SWBN				
Method: Panel Generalized Method of Moments				
Date: 07/04/17 Time: 10:44				
Sample (adjusted): 2013 2016				
Periodsincluded: 4				
Cross-sectionsincluded: 40				
Total panel (unbalanced) observations: 149				
2SLS instrument weightingmatrix				
Instrument specification: C K(-1)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.184301	0.018921	9.740504	0.0000
K	0.046833	0.022224	2.107270	0.0368
R-squared	0.029322	Mean dependent var		0.218247
Adjusted R-squared	0.022719	S.D. dependent var		0.122554
S.E. of regression	0.121154	Sum squaredresid		2.157715
Durbin-Watson stat	0.670066	J-statistic		3.42E-29
Instrument rank	2			

Źródło: Obliczenia własne

Tabela 5.7.2. Zależność frekwencji turystycznej od posiadania kąpieliska w roku poprzednim

Dependent Variable: SWBN				
Method: Panel Generalized Method of Moments				
Date: 07/04/17 Time: 10:45				
Sample (adjusted): 2014 2016				
Periodsincluded: 3				
Cross-sectionsincluded: 40				
Total panel (unbalanced) observations: 111				
2SLS instrument weightingmatrix				
Instrument specification: C K(-2)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.182541	0.021337	8.554970	0.0000
K(-1)	0.049669	0.024978	1.988483	0.0493
R-squared	0.035006	Mean dependent var		0.218786
Adjusted R-squared	0.026153	S.D. dependent var		0.118429
S.E. of regression	0.116870	Sum squaredresid		1.488781
Durbin-Watson stat	1.022866	J-statistic		1.95E-28
Instrument rank	2			

Źródło: Obliczenia własne

Tabela 5.7.3. Zależność jakości wody w istniejących kąpieliskach na frekwencję turystyczną

Dependent Variable: SWBN				
Method: Panel Generalized Method of Moments				
Date: 07/04/17 Time: 10:46				
Sample (adjusted): 2013 2016				
Periodsincluded: 4				
Cross-sectionsincluded: 24				
Total panel (unbalanced) observations: 89				
2SLS instrument weightingmatrix				
Instrument specification: C JK1(-1)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.181924	0.224950	0.808730	0.4209
JK1	0.032427	0.144106	0.225025	0.8225
R-squared	-0.005500	Mean dependent var		0.232453
Adjusted R-squared	-0.017057	S.D. dependent var		0.125250
S.E. of regression	0.126314	Sum squaredresid		1.388101
Durbin-Watson stat	0.756341	J-statistic		8.63E-26
Instrument rank	2			

Źródło: Obliczenia własne

Tabela 5.7.4. Zależność jakości wody w istniejących kąpieliskach na frekwencję turystyczną (metodą MNK)

Dependent Variable: SWBN				
Method: Panel LeastSquares				
Date: 07/04/17 Time: 10:56				
Sample: 2012 2016				
Periodsincluded: 5				
Cross-sectionsincluded: 27				
Total panel (unbalanced) observations: 120				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.204067	0.029200	6.988606	0.0000
JK1	0.016276	0.017921	0.908208	0.3656
R-squared	0.006942	Mean dependent var		0.228602
Adjusted R-squared	-0.001474	S.D. dependent var		0.121307
S.E. of regression	0.121396	Akaike info criterion		-1.362985
Sum squaredresid	1.738976	Schwarz criterion		-1.316527
Log likelihood	83.77908	Hannan-Quinn criter.		-1.344118
F-statistic	0.824842	Durbin-Watson stat		0.591652
Prob(F-statistic)	0.365619			

Źródło: Obliczenia własne

Tabela 5.7.5. Zależność jakości wody w istniejących kąpieliskach na frekwencję turystyczną (z opóźnioną zmienną objaśniającą)

Dependent Variable: SWBN				
Method: Panel Generalized Method of Moments				
Date: 07/04/17 Time: 10:58				
Sample (adjusted): 2014 2016				
Periodsincluded: 3				
Cross-sectionsincluded: 23				
Total panel (unbalanced) observations: 67				
2SLS instrument weightingmatrix				
Instrument specification: C JK1(-2)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.241772	0.171682	1.408260	0.1638
JK1(-1)	-0.006519	0.104735	-0.062243	0.9506
R-squared	-0.003012	Mean dependent var		0.231128
Adjusted R-squared	-0.018443	S.D. dependent var		0.122963
S.E. of regression	0.124091	Sum squaredresid		1.000915
Durbin-Watson stat	1.042008	J-statistic		1.86E-27
Instrument rank	2			

Źródło: Obliczenia własne

Tabela 5.7.6. Zależność jakości wody w istniejących kąpieliskach na frekwencję turystyczną (z opóźnioną zmienną objaśniającą metodą MNK)

Dependent Variable: SWBN				
Method: Panel LeastSquares				
Date: 07/04/17 Time: 10:57				
Sample (adjusted): 2013 2016				
Periodsincluded: 4				
Cross-sectionsincluded: 27				
Total panel (unbalanced) observations: 96				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.222664	0.032859	6.776434	0.0000
JK1(-1)	0.005294	0.019530	0.271087	0.7869
R-squared	0.000781	Mean dependent var		0.230893
Adjusted R-squared	-0.009849	S.D. dependent var		0.122657
S.E. of regression	0.123260	Akaike info criterion		-1.328432
Sum squaredresid	1.428140	Schwarz criterion		-1.275008
Log likelihood	65.76472	Hannan-Quinn criter.		-1.306837
F-statistic	0.073488	Durbin-Watson stat		0.751542
Prob(F-statistic)	0.786918			

Źródło: Obliczenia własne