

Projekt aktualizacji programu ochrony wód morskich

Wersja specjalistyczna

Załącznik 3
Analiza luk



 **CHRON
MORZE**

SPIS TREŚCI

1	Ogólne założenia analizy luk	10
1.1	Pojęcie analizy luk i zakres metodyki.....	10
1.2	Podstawowa struktura pojęciowa RDSM w kontekście analizy luk.....	10
1.2.1	GES	10
1.2.2	Cechy GES.....	10
1.2.3	Kryteria oceny cech.....	12
1.2.4	Wskaźniki	12
1.2.5	Presje i oddziaływania	12
1.2.6	Działalność człowieka	12
1.3	Ustalenie powiązań przyczynowo-skutkowych jako podstawa analizy luk w działaniach	13
1.4	Luki w wiedzy na poziomie oceny stanu środowiska morskiego i ogólny sposób postępowania z nimi	14
1.5	Zakres geograficzny i czasowy analizy luk w działaniach.....	14
1.6	Prognozy presji w powiązaniu z prognozami rozwoju społeczno- gospodarczego	15
1.7	Wykorzystanie dynamicznego modelu Morza Bałtyckiego.....	16
2	Prognozy ważniejszych presji.....	18
2.1	Ładunki biogenów	18
2.1.1	Prognozy zmian wielkości ładunków z poszczególnych typów źródeł z terenu Polski	18
2.1.2	Analizowane scenariusze prognostyczne	23
2.1.3	Ładunki rzeczne z terenu Polski w Scenariuszu 1 „Business as Usual” (BaU)	24
2.1.4	Ładunki rzeczne z terenu Polski w scenariuszach 2 (KPOWM_1) i 3 (KPOWM_2)	27
2.1.5	Ładunki rzeczne z terenu Polski w scenariuszach aPOWM_1 i 5 aPOWM_2	29
2.1.6	Porównanie ładunków biogenów wprowadzanych do Bałtyku Właściwego w scenariuszach	32
2.2	Ładunki metali ciężkich.....	34
2.2.1	Ładunki rtęci.....	34
2.2.2	Ładunki kadmu.....	38

2.2.3	Ładunki ołowiu	40
2.3	Penetracja siedlisk ptaków i ssaków	43
2.4	Presja połowowa	45
2.5	Wprowadzanie odpadów	46
2.5.1	Makroodpady	46
2.5.2	Mikroodpady	51
2.6	Hałas podwodny	53
2.6.1	Hałas impulsowy	53
2.6.2	Hałas ciągły	57
2.7	Przekształcenia brzegów i dna morskiego	62
2.8	Zmiany klimatu	63
3	Wskaźniki o wartościach subGES	66
3.1	Stan reprodukcji foki szarej	66
3.2	Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych	72
3.3	Indeks wielkich ryb LFI1	83
3.4	Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych	86
3.5	Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu B	89
3.6	Wskaźnik stanu makrofitów SM1	92
3.7	Makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach ESMIz	94
3.8	Wskaźnik CyaBI-indeks zakwitu sinic	96
3.9	Trendy w pojawianiu się nowych gatunków	97
3.10	Śmiertelność połowowa, Stosunek połowu do wskaźnika biomasy	102
3.11	Biomasa stada tarłowego SSB	105
3.12	Podstawowe wskaźniki eutrofizacji	108
3.13	Wskaźnik zmian odporności ekosystemu Wskzm	120
3.14	Aldehyd mrówkowy w wodzie	122
3.15	Difenyloetery bromowane (PBDE) w wodzie i organizmach	123
3.16	Rtęć i jej związki w organizmach i osadach dennych	126
3.17	Kadm i jego związki w organizmach.	129
3.18	Ołów i jego związki w organizmach	132
3.19	Heptachlor w organizmach	135
3.20	Cez 137 w wodzie	137
3.21	Test mikrojądrowy	139
3.22	Eksploatacyjne wycieki substancji ropopochodnych ze statków	141
4	Luki w wiedzy	145
4.1	Stan ochrony morświna (wszystkie kryteria deskryptora D1)	145
4.2	Przyłów ssaków morskich (kryterium D1C1)	149
4.3	Siedliska ssaków morskich (kryterium D1C5)	154

4.4	Przyłół ryb (kryterium D1C1)	158
4.5	Siedliska ryb (kryterium D1C5).....	160
4.6	Przyłół ptaków morskich (kryterium D1C1).....	162
4.7	Zasięg gatunków ptaków i struktura gatunkowa awifauny (kryterium D1C4) ..	165
4.8	Siedliska ptaków (D1C5).....	166
4.9	Struktura wielkościowa i zasoby zooplanktonu MSTs – Basen Bornholmski i Basen Gotlandzki (kryterium D1C6).....	168
4.10	Grupy gatunków i siedliska zmienione przez gatunki obce (kryterium drugorzędne D2C3)	170
4.11	Przekrój wiekowy i wielkościowy populacji ryb (kryterium D3C3).....	172
4.12	Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych (kryteria D1C2, D1C3, D2C1, D2C2, D3C2, D3C3, D4C1)	173
4.13	Integralność dna morskiego – wody otwarte (kryteria D6C1, D6C2, D6C3, D6C5) 175	
4.14	Zasięg utraty siedlisk morskich (kryterium D6C4)	179
4.15	Zasięg antropogenicznych zmian siedlisk morskich (kryterium D6C5)	181
4.16	Zasięg przestrzenny, czas trwania i skutki nagłych zdarzeń związanych z emisją substancji niebezpiecznych dla zdrowia gatunków i siedlisk (kryteria D8C3, D8C4) ...	181
4.17	Odpady (kryterium D10C1).....	183
4.18	Mikroodpady w środowisku (kryterium D10C2)	190
4.19	Mikroodpady w organizmach (kryterium D10C3).....	194
4.20	Wpływ odpadów na zdrowie i śmiertelność organizmów (D10C4).....	197
4.21	Hałas impulsowy (kryterium D10C1)	199
4.22	Hałas ciągły (kryterium D10C2)	202
5	Podsumowanie analizy luk	206
5.1	Podsumowanie analizy luk w działaniach	206
5.2	Podsumowanie analizy luk w wiedzy.....	215
	Spis rycin.....	220
	Spis tabel	222
	Bibliografia.....	225

Spis skrótów

Skrót	Rozwinięcie
Aktualizacja wstępnej oceny	Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego, Warszawa 2018
aPOWM	Aktualizacja programu ochrony wód morskich
aZCSWM	Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu celów środowiskowych dla wód morskich (Dz. U. poz. 569, z późn. zm.)
BAT	Najlepsze Dostępne Techniki
BaU	Scenariusz Business as Usual, czyli „hipotetyczny rozwój sytuacji, gdyby program działań (POM) zaproponowanych w ramach KPOWM nie został przyjęty i wdrożony”
BSAP	ang. Baltic Sea Action Plan – Bałtycki Plan Działań
BSII	ang. Baltic Sea Impact Index – Bałtycki wskaźnik oddziaływania
BSPI	ang. Baltic Sea Pressure Index – Bałtycki wskaźnik presji
CEA	ang. Cost Effectiveness Analysis – Analiza efektywności kosztowej
CMR	Centrum Monitorowania Rybołówstwa
Decyzja Komisji	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 z 18.05.2017, L 125, str 1 - 43)
ECOSTAT	ang. Working Group Ecological Status – grupa robocza zajmująca się kryteriami oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych, pracująca pod auspicjami Komisji Europejskiej w ramach wspólnej strategii wdrażania ramowej dyrektywy wodnej
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

Skrót	Rozwinięcie
	ustaleń i porozumień w sprawie strategii zmniejszania zanieczyszczeń na obszarze Europy
ESMIz	makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach
Eurostat	ang. European Statistical Office – Europejski Urząd Statystyczny
Skrót	Rozwinięcie
FAO	ang. Food and Agriculture Organization – Organizacja Narodów Zjednoczonych do spraw Wyżywienia i Rolnictwa
GES	ang. Good Environmental Status – Dobry stan środowiska wg RDSM
GIOŚ	Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
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
ICES	ang. International Council for the Exploration of the Sea – Międzynarodowa Rada Badań Morza
JCWP	Jednolite Części Wód Powierzchniowych
KE	Komisja Europejska
KOBIZE	Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami
KPGO	Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2022
KPOŚK	Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych
KPOWM	Krajowy program ochrony wód morskich (przyjęty w formie rozporządzenia w 2017 r.)
LFI	ang. Large Fish Index – Indeks/Wskaźnik dużych ryb
MAI	ang. Maximum Allowable Inputs – maksymalne dopuszczalne ładunki
MGMiŻŚ	Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej
MIR-PIB	Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy

Skrót	Rozwinięcie
MSY	ang. maximum sustainable yield – maksymalny trwały przychód/maksymalny podtrzymywalny połów
NIC	ang. Nutrient Input Ceilings – pułapy wprowadzania składników odżywczych
OECD	ang. Organisation for Economic Cooperation and Development – Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju
OOŚ	Ocena oddziaływania na środowisko
PGW WP	Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie
PKB	Produkt Krajowy Brutto
PLC	ang. Pollution Load Compilation – kompilacja ładunku zanieczyszczeń
PMŚ	Państwowy Monitoring Środowiska
PMFI	ang. Polish Multimetric Fish Index - Polski indeks multimetryczny ryb
PO RYBY 2014-2020	Program Operacyjny „Rybnictwo i Morze” na lata 2014-2020
POM	Polskie obszary morskie
PPK	Punkt pomiarowo-kontrolny
PZO	Plan Zadań Ochronnych jest narzędziem i środkiem do skutecznej ochrony obszaru Natura 2000
RDSM	Dyrektywa Rady 2008/56/WE dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (Dz. Urz. UE L 164 z 25.06.2008, z późn. zm.) zwana Ramową Dyrektywą ws. Strategii Morskiej
RDW	Dyrektywa Rady 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 roku ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej UE (Dz. Urz. WE L 327 z 22.12.2000, str. 1, z późn. zm) zwana Ramową Dyrektywą Wodną
Rozporządzenie klasyfikacyjne	Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. poz. 1475)

Skrót	Rozwinięcie
r.n.d.p.	Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1881/2006 z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalające najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych (Dz. Urz. UE L 364 z 20.12.2006, str. 5, z późn. zm.)
r.p.a.z.w.	Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. U. poz. 568)
r.z.z.r.	Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1241 z dnia 20 czerwca 2019 r. w sprawie zachowania zasobów rybnych i ochrony ekosystemów morskich za pomocą środków technicznych (Dz. Urz. UE L 198 z 25.07.2019, str. 105—201, z późn. zm.)
RZGW	Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej
Skrót	Rozwinięcie
SAMBAH	ang. Static Acoustic Monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise – Statyczny monitoring akustyczny bałtyckiego morświna
SDF	ang. Standard Data Form – (Standardowy Formularz Danych - SFD) standardowy formularz opisu obszaru Natura 2000
SM1	Wskaźnik stanu makrofitów
SSB	ang. Spawning Stock Biomass – biomasa stada tarłowego)
subGES	ang. Sub Good Environmental Status – Niezadowolający stan środowiska wg RDSM
UE	Unia Europejska
WIOŚ	Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska
WPGO	wojewódzkie plany gospodarki odpadami
WPRyb	Wspólna Polityka Rybołówstwa
WskZM	Wskaźnik zmian odporności ekosystemu
WWF	ang. World Wide Fund for Nature – Światowy Fundusz na rzecz Przyrody; dawniej World Wildlife Fund – organizacja pozarządowa i ekologiczna o charakterze międzynarodowym powstała w 1961 r.

Ogólne założenia analizy luk

1

1 Ogólne założenia analizy luk

1.1 Pojęcie analizy luk i zakres metodyki

Termin „analiza luk” został zastosowany w dokumencie KE pn. „Programmes of measures under the Marine Strategy Framework Directive Recommendations for implementation and reporting” z listopada 2014 r. Zarówno z tego dokumentu, jak i z treści punktu 3 rozdziału IV OPZ wynika jednoznacznie, że chodzi o takie luki w dotychczas realizowanych działaniach, które uniemożliwiają osiągnięcie celów środowiskowych w postaci GES. Z kolei KE w piśmie ENV/C2/CIL/gm z dnia 8.X.2018 r. do Ambasadora RP w Brukseli pojęcia „luk” użyła do określenia braków w wiedzy dotyczącej środowiska morskiego, utrudniających lub uniemożliwiających prawidłowe planowanie bądź monitoring działań ochronnych. Stosownie do powyższego, w niniejszym opracowaniu uwzględniono:

- analizę luk w działaniach, uniemożliwiających osiągnięcie celów środowiskowych,
- analizę luk w wiedzy dotyczącej stanu środowiska morskiego, uniemożliwiających prawidłowe planowanie i monitoring działań.

1.2 Podstawowa struktura pojęciowa RDSM w kontekście analizy luk

1.2.1 GES

GES to „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” (art. 3 RDSM). Człowiek, poprzez różne rodzaje swojej działalności, wywiera na środowisko morskie różnego typu presje, przejawiające się bezpośrednimi i pośrednimi oddziaływaniami zmieniającymi stan środowiska morskiego i mogącymi powodować jego pogorszenie w stosunku do GES.

1.2.2 Cechy GES

Ponieważ morze to nie tylko bardzo rozległy, ale przede wszystkim ogromnie złożony ekosystem, zagadnieniem kluczowym dla prawidłowej analizy luk, a w konsekwencji dla właściwego zaplanowania działań ochronnych jest prawidłowe zdefiniowanie GES w sposób uwzględniający możliwie pełny wachlarz istotnych aspektów środowiska morskiego. Temu służą tak zwane cechy wyszczególnione w Załączniku 1 RDSM

i wskazujące te istotne aspekty oraz w ogólny, opisowy sposób definiujące GES w odniesieniu do tych aspektów. RDSM wymienia 11 cech, a mianowicie:

D1. Różnorodność biologiczna (Utrzymana jest różnorodność biologiczna. Jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i bogactwo gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym.)

D2. Gatunki obce (Gatunki obce wprowadzone do ekosystemu w wyniku działalności człowieka utrzymują się na poziomie, który nie powoduje szkodliwych zmian w ekosystemach.)

D3. Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i bezkręgowców (Populacje wszystkich ryb i skorupiaków eksploatowanych w celach handlowych utrzymują się w bezpiecznych granicach biologicznych, wskazując rozmieszczenie ze względu na wiek i rozmiar populacji, świadczące o dobrym zdrowiu zasobów.)

D4. Łańcuchy pokarmowe (Wszystkie elementy morskiego łańcucha pokarmowego, w stopniu w jakim są znane, występują w normalnych ilościach i zróżnicowaniu, na poziomie, który w dalszej perspektywie może zapewnić bogactwo gatunków i utrzymanie ich pełnej zdolności reprodukcyjnej.)

D5. Eutrofizacja (Do minimum ogranicza się eutrofizację wywołaną przez działalność człowieka, a w szczególności jej niekorzystne skutki, takie jak ubytki różnorodności biologicznej, degradacja ekosystemu, szkodliwe zakwity glonów oraz niedobór tlenu w dolnych partiach wód.)

D6. Integralność dna morskiego (Integralność dna morskiego utrzymuje się na poziomie gwarantującym ochronę struktury i funkcji ekosystemów oraz brak niekorzystnego wpływu zwłaszcza na ekosystemy głębinowe.)

D7. Warunki hydrograficzne (Stała zmiana właściwości hydrograficznych nie ma niekorzystnego wpływu na ekosystemy morskie.)

D8. Substancje zanieczyszczające i efekty zanieczyszczeń (Stężenie substancji zanieczyszczających utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia.)

D9. Substancje szkodliwe w rybach i owocach morza (Poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty ani innych odpowiednich norm.)

D10. Odpady w środowisku morskim (Właściwości ani ilość znajdujących się w wodzie morskiej odpadów nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim.)

D11. Podwodny hałas (Wprowadzenie energii, w tym hałasu podwodnego, utrzymuje się na takim poziomie, że nie powoduje ono negatywnego wpływu na środowisko morskie.)

1.2.3 Kryteria oceny cech

Bardzo ogólny i niewymierny charakter cech wynika z ramowego charakteru samej dyrektywy, która w art. 9 ust. 3 w sprawie kryteriów i standardów metodologicznych oceny deskryptorów odsyła do decyzji KE. W obecnym cyklu planistycznym te kryteria i standardy określa Decyzja Komisji. W dokumencie tym każdemu z deskryptorów przypisano kilka wymiernych kryteriów o jednoznacznie zdefiniowanych jednostkach miary, jak np. liczba osobników, stężenie substancji w wodzie w mg/l, stężenie substancji w tkankach w µg/kg itd. Pomimo tego, Decyzja pozostawia Państwom Członkowskim swobodę w doprecyzowywaniu elementów kryteriów i ustalaniu dla nich progów zastrzegając jedynie, w ślad za RDSM, że wartości progowe Państwa Członkowskie powinny uzgadniać w ramach współpracy wewnątrzunijnej oraz w ramach regionalnych konwencji morskich takich, jak np. Konwencja Helsińska. Takie podejście ma głęboki sens, ponieważ pozwala nie tylko zharmonizować prawo unijne z innymi aktami prawa międzynarodowego, ale, co jeszcze ważniejsze – uwzględnić specyfikę konkretnych mórz przy zachowaniu spójności podejścia Państw Członkowskich położonych nad tymi morzami.

1.2.4 Wskaźniki

Wskaźniki to mierzalne wielkości pozwalające na ilościową ocenę spełnienia lub niespełnienia kryteriów GES. Zgodnie z art. 10 ust. 1 RDSM są one konstruowane i kalibrowane przez Państwa Członkowskie na ogół na poziomie regionalnym (w przypadku Bałtyku – w ramach Konwencji Helsińskiej). Dane kryterium może być opisywane przez jeden lub więcej wskaźników. Niekiedy też jeden wskaźnik służy ocenie więcej niż jednego kryterium.

1.2.5 Presje i oddziaływania

Przez presje należy rozumieć wszelkie antropogeniczne czynniki oddziałujące na środowisko morskie. Może to być dopływ biogenów, dopływ substancji niebezpiecznych, połowy ryb, zabudowa brzegów czy hałas podwodny. Listę przykładowych presji i oddziaływań zawiera Załącznik III RDSM. W ramach prac nad HOLAS II na podstawie Załącznika III RDSM opracowano regionalną listę presji dla zlewiska Bałtyku. Podejście HOLAS II, inaczej niż Załącznik III RDSM, czyni wyraźne rozróżnienie między pojęciami presji i oddziaływania. Oddziaływanie w ujęciu HOLAS II to efekt, jak dana presja wywołuje w środowisku morskim.

1.2.6 Działalność człowieka

Przez formy działalności lub aktywności człowieka należy rozumieć takie ludzkie działania, które prowadzą do powstania presji. Na przykład, presja w postaci depozycji rtęci

w wodach morskich jest rezultatem między innymi działalności polegającej na spalaniu węgla do celów energetycznych, a presja w postaci hałasu podwodnego to między innymi wynik prowadzenia badań sejsmicznych i ćwiczeń wojskowych.

1.3 Ustalenie powiązań przyczynowo-skutkowych jako podstawa analizy luk w działaniach

W sytuacji, gdy znana jest zmierzona wartość określonego wskaźnika stanu środowiska morskiego oraz wartość progowa GES tego wskaźnika, samo porównanie wartości zmierzonej do wartości progowej informuje jednoznacznie o tym, czy istnieje luka, czy nie, tj. czy dotychczas wdrożone działania (po uwzględnieniu przesunięcia czasowego, o czym mowa w punkcie 1.5 poniżej) są wystarczające czy niewystarczające do osiągnięcia GES. Jest to jednak wiedza daleko niewystarczająca do tego, by w przypadku stwierdzenia luki móc optymalnie zaplanować dodatkowe działania. Do tego niezbędne jest:

- ustalenie, jaka presja lub presje powodują występowanie luki na poziomie wskaźnika oceny stanu środowiska,
- ustalenie mechanizmów oddziaływania presji na rozpatrywany wskaźnik,
- kwantyfikacja presji,
- kwantyfikacja zależności pomiędzy wielkością presji a wartością rozpatrywanego wskaźnika,
- ustalenie form działalności człowieka skutkujących zidentyfikowaną presją lub presjami,
- kwantyfikacja tych form działalności człowieka,
- kwantyfikacja zależności pomiędzy intensywnością zidentyfikowanych form działalności a wielkością presji,
- ustalenie technicznie wykonalnych działań ochronnych redukujących zależność pomiędzy działalnością człowieka a wielkością presji,
- kwantyfikacja redukującego efektu działań ochronnych, tj. ustalenie w jakim stopniu dane działanie ochronne, czy to poprzez modyfikację działalności człowieka, czy to przez jej ograniczenie, wpłynie na zmniejszenie presji, a w konsekwencji na poprawę stanu środowiska,
- ocena społeczno-gospodarczych kosztów wykonalnych technicznie działań, a w konsekwencji – kosztów likwidacji luki stwierdzonej na poziomie GES.

Oczywiście, można rozważać w którym miejscu powyższej sekwencji kończy się analiza luki, a zaczyna planowanie działań. Jest to jednak kwestia drugorzędna, ponieważ bez przejścia całej sekwencji możliwa jest identyfikacja luki i oszacowanie jej wielkości, ale niemożliwa jest optymalna z ekologicznego, technicznego i społeczno-gospodarczego punktu widzenia, likwidacja tej luki.

Ogromna złożoność wchodzących w grę procesów oznacza, że każda analiza przeprowadzona zgodnie z powyższą sekwencją jest jedynie przybliżeniem, obarczonym

znacznym ryzykiem błędu. Każda taka analiza wiąże się jednocześnie z wypełnianiem różnych luk w istniejącej wiedzy, przy czym ze względów praktycznych wypełnianie takich luk polega na analizie istniejących fragmentarycznych danych i wyników badań po to, by sformułować możliwie realistyczne założenia zastępujące rzeczywistą wiedzę, uzyskiwaną w wyniku badań podstawowych, inwentaryzacji, monitoringu itp.

Analizy luk uniemożliwiających osiągnięcie GES w zakresie poszczególnych wskaźników przedstawiono w rozdziale 3. Jego zakres obejmuje analizę:

- luk wynikających z przewidywanych poziomów presji w przypadku niewdrażania działań naprawczych,
- wystarczalności działań ujętych w KPOWM z 2017 r,
- wystarczalności działań ujętych w aPOWM.

1.4 Luki w wiedzy na poziomie oceny stanu środowiska morskiego i ogólny sposób postępowania z nimi

Poza stanowiącymi większość przypadkami, w których dzięki znanej wartości zmierzonej danego wskaźnika i znanej wartości progowej GES sam fakt stwierdzenia luki w działaniach nie następuje trudności są także liczne przypadki, w których z powodu niedostatku danych monitoringowych, braku ustalonej wartości progowej czy wręcz braku ustalonego wskaźnika obrazującego dane kryterium nie jest możliwe stwierdzenie luki w dotychczas wdrożonych działaniach, a jedynie luki w wiedzy.

Takie luki zostały przeanalizowane w rozdziale 4 pod kątem dotychczas zrealizowanych prac na poziomie unijnym, regionalnym i krajowym, mających na celu ich wypełnienie. W rozdziale tym przedstawiono też sugestie dotyczące kierunku dalszych prac.

1.5 Zakres geograficzny i czasowy analizy luk w działaniach

POM nie jest odizolowany od reszty Bałtyku, co oznacza, że zarówno presje, jak i działania ochronne spoza POM mają lub mogą mieć wpływ na stan środowiska polskich wód. Stopień uzależnienia POM od części zlewiska Bałtyku poza terytorium Polski jest różny w zależności od rozpatrywanych aspektów ekosystemu. W przypadku bezpośrednich i pośrednich wskaźników eutrofizacji (deskryptor D5, pośrednio także niektóre wskaźniki odnoszące się do deskryptorów D1, D4 i D6) ta zależność jest duża z powodu swobodnego przemieszczania się biogenów z wodami. Z kolei w przypadku takich kryteriów, jak odnoszące się do deskryptora 6 kryterium D6C1 Straty fizyczne (trwałe zmiany) dna morskiego zależy praktycznie wyłącznie od ludzkiej działalności w granicach POM. Dlatego analiza luk w działaniach uwzględnia analizę wpływu działalności człowieka poza granicami Polski i POM, a zakres geograficzny analiz odnoszących się do poszczególnych kryteriów czy wskaźników zależy od istniejącej wiedzy o powiązaniach między działalnością człowieka, presjami i stanem środowiska.

Wymiana wód w Bałtyku trwa średnio 25 lat. To oznacza, że efekty wszelkich działań ochronnych polegających na ograniczaniu dopływu zanieczyszczeń będą ujawniać się w pełni co najmniej po tak długim okresie. Na pełne uwidocznienie się efektów pośrednich takich działań, jak na przykład na zmiany struktury troficznej ekosystemu, będzie trzeba w niektórych przypadkach (np. populacje gatunków drapieżnych ze szczytu piramidy) czekać jeszcze dłużej. Oczywiście, w pewnych sytuacjach efekty będą widoczne znacznie szybciej, jak np. w przypadku wód przybrzeżnych w pobliżu ujścia rzeki, w której w wyniku działań ochronnych udało się radykalnie zmniejszyć ładunek zanieczyszczeń. W przypadku działań polegających na ograniczaniu hałasu podwodnego ich wdrożenie będzie oznaczało natychmiastową poprawę.

Warto zwrócić uwagę, że tak długi horyzont prognozy oznacza, że w okresie prognostycznym będą zachodziły zmiany klimatyczne, mogące mieć znaczący wpływ na funkcjonowanie ekosystemu morskiego, a tym samym rzutujące na wystarczalność zaplanowanych działań. Wzrost temperatur będzie nie tylko generalnie sprzyjał przyspieszeniu obiegu materii, ale powodował zmiany w strukturze troficznej (m.in. ekspansja sinic kosztem okrzemek), sprzyjał ekspansji obcych gatunków ciepłolubnych, nasilał deficyty tlenowe poniżej halokliny i uwalnianie biogenów z osadów dennych. W związku z tym planowanie powinno uwzględniać również te, na ogół niekorzystne efekty.

Oczywiście, dla celów sporządzenia aPOWM konieczne jest rozpatrywanie wielkości luki nie tylko w długiej perspektywie, umożliwiającej pełne uwidocznienie się efektów działań ochronnych, ale także w znacznie krótszej perspektywie drugiego cyklu planistycznego RDSM.

1.6 Prognozy presji w powiązaniu z prognozami rozwoju społeczno-gospodarczego

Skutkujące presjami na środowisko morskie formy działalności ludzkiej są w oczywisty sposób przejawami rozwoju społeczno-gospodarczego. Skoro analiza luk ma obejmować okres 30 lat, to konieczne jest również prognozowanie w tym samym horyzoncie czasowym zmian społeczno-gospodarczego ła. Zmiany te mogą bowiem albo wzmacniać pozytywne efekty działań ochronnych, albo je neutralizować. Prognozy różnych aspektów rozwoju społeczno-gospodarczego oraz powiązanych z nimi kluczowych presji antropogenicznych przedstawia rozdział 2. Wykorzystanie dynamicznego modelu Morza Bałtyckiego.

Jako narzędzie wspomagające analizę luk w odniesieniu do cechy 5 Eutrofizacja zastosowano opracowany przez DHI dynamiczny model procesów eutrofizacyjnych Bałtyku. Wyniki modelowania wykorzystano też do eksperckich ocen przyszłych zmian

wartości szeregu wskaźników odnoszących się do cech 1 (Bioróżnorodność), 4 (Łańcuchy pokarmowe), 6 (Integralność dna morskiego) i 7 (Warunki hydrograficzne).

1.7 Wykorzystanie dynamicznego modelu Morza Bałtyckiego

Jako narzędzie wspomagające analizę luk w odniesieniu do cechy 5 Eutrofizacja zastosowano opracowany przez DHI dynamiczny model procesów eutrofizacyjnych Bałtyku. Wyniki modelowania wykorzystano też do eksperckich ocen przyszłych zmian wartości szeregu wskaźników odnoszących się do cech 1 (Bioróżnorodność), 4 (Łańcuchy pokarmowe), 6 (Integralność dna morskiego) i 7 (Warunki hydrograficzne).

Prognozy ważniejszych presji

2

2 Prognozy ważniejszych presji

2.1 Ładunki biogenów

Azot i fosfor w Bałtyku pochodzą z bardzo różnych źródeł. Dla potrzeb prognozy przyjęto klasyfikację źródeł biogenów stosowaną przez HELCOM, a do bilansowania wykorzystano metodykę opracowaną na potrzeby sporządzenia bilansu PLC7 [PK_01]. Sporządzenie prognozy wielkości ładunków odprowadzanych z terenu Polski do Bałtyku w 2050 r. wymagało sporządzenia szeregu prognoz cząstkowych, pokrótce opisanych poniżej. Główne obliczenia wykorzystane w prognozach ładunków przedstawiono w Załączniku 5.

2.1.1 Prognozy zmian wielkości ładunków z poszczególnych typów źródeł z terenu Polski

Przedstawione poniżej cząstkowe prognozy obrazują rozwój sytuacji przy założeniu, że nie są podejmowane nowe działania ochronne ujęte w KPOWM ani w aPOWM. Stanowią one podstawę tzw. Scenariusza Business as Usual (BaU).

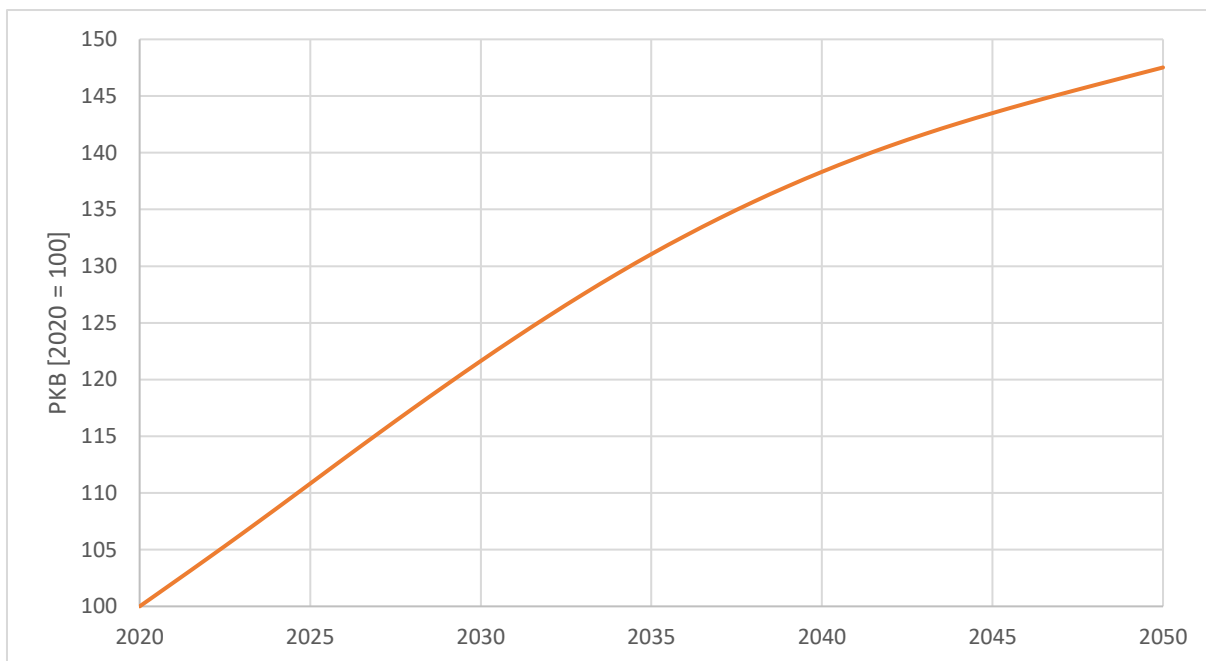
Liczba ludności

Według prognozy GUS z 2014 r., liczba ludności Polski w nadchodzących dekadach będzie systematycznie spadać, do 34 mln w 2050 r. [PK_02]. Prognoza opracowana przez ONZ przewiduje jeszcze większy spadek – do 32 mln w 2050 r. [PK_03]. Do obliczeń przyszłych ładunków biogenów przyjęto jednak prognozę GUS.

Produkt Krajowy Brutto

Prognoza Produktu Krajowego Brutto tworzy pewne ramy lub punkt odniesienia, wobec którego można tworzyć i oceniać realność prognoz dotyczących określonych aspektów życia społeczno-gospodarczego.

Jedną z ważniejszych prognoz zmian polskiego PKB jest prognoza przedstawiona przez OECD [PK_04], według której w okresie 2020-2050 wskaźnik ten wzrośnie o 48% przy czym tempo wzrostu, zwłaszcza po 2035 r., będzie stopniowo maleć, co należy wiązać z jednej strony ze zbliżaniem się PKB na mieszkańca do poziomu wysoko rozwiniętych gospodarek zachodnich, a z drugiej strony ze spadkiem liczby ludności i liczby osób w wieku produkcyjnym (**Ryc. 2.1-1**). Znacznie bardziej optymistyczną prognozę opublikowała w 2017 r. firma PricewaterhouseCoopers, która przewiduje, że PKB Polski w 2050 r. będzie o 100% większy niż w 2020 r. [PK_05]. Do dalszych obliczeń i szacunków przyjęto prognozę OECD.

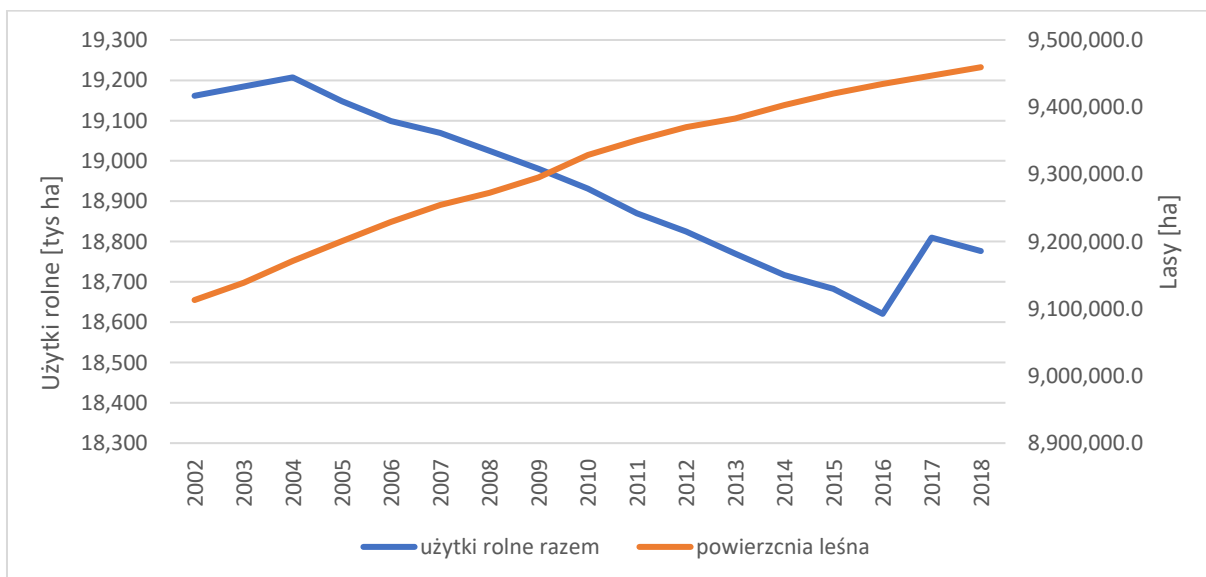


Ryc. 2.1-1. Prognoza polskiego PKB wg OECD

Powierzchnia użytków rolnych, lasów i terenów zainwestowanych

Wzrost lesistości do 33% w 2050 r. przyjęto za Krajowym programem zwiększania lesistości kraju [PK_06]. Dane GUS [PK_07] o użytkowaniu gruntów wskazują na to, że osiągnięcie 33% lesistości w 2050 r. jest realistyczne.

Dane GUS wskazują na systematyczny spadek areału gruntów rolnych oraz wzrost powierzchni terenów zainwestowanych, przy czym w tym drugim przypadku krzywa wzrostowa ma tendencję do wypłaszczania się. W związku ze stosunkowo niewielką powierzchnią terenów zainwestowanych spadek powierzchni gruntów rolnych jest bardzo silnie skorelowany ze wzrostem powierzchni leśnej, co ilustruje Ryc. 2.1-2. **Reference source not found..**



Ryc. 2.1-2. Współzależność powierzchni gruntów rolnych i leśnych

Pewne światło na to, czy trend do zmniejszania się powierzchni gruntów rolnych zostanie utrzymany, rzuca prognoza rozwoju rolnictwa w Europie do 2050 r., opracowana przez FAO [PK_08]. Zgodnie z tym szacunkiem, w 2050 r. powierzchnia gruntów rolnych w Unii Europejskiej zmniejszy się o 8% w stosunku do 2006 r. Odniesienie tych proporcji do Polski oznacza spadek o 4% w stosunku do sytuacji z 2020 r.

Przy wzroście lesistości o 3% powierzchni kraju i spadku powierzchni gruntów rolnych o 4% powierzchni kraju można prognozować, że ok. 1% obecnej powierzchni gruntów rolnych (ok. 2000 km²) zostanie wykorzystana pod zainwestowanie. Nieco większy przyrost terenów zainwestowanych (ok. 2700 km²) wynika z ekstrapolacji trendu liniowego z ostatnich lat (2012-2018). Ostatecznie do prognozy przyjęto wzrost areału terenów zainwestowanych o około 2400 km².

Zużycie nawozów sztucznych

Podstawą prognozy zużycia nawozów sztucznych była analiza danych GUS i EUROSTAT [P_09, PK_10] o poziomie i trendach nawożenia mineralnego w Polsce i krajach UE o zbliżonych warunkach glebowo-klimatycznych. Biorąc pod uwagę fakt, że w przypadku azotu Polska zbliża się do poziomu krajów takich, jak Niemcy czy Dania i nawet już nieco prześcignęła Francję, oraz że w krajach wysoko rozwiniętych zużycie sztucznych nawozów azotowych od pewnego czasu oscyluje wokół stałego poziomu, przyjęto, że zużycie takich nawozów w Polsce w 2050 r. wyniesie ok. 80 kg N/ha.

W przypadku fosforu, dawki stosowane w Polsce od dłuższego czasu utrzymują się na poziomie ok. 10 kg P/ha i należą do najwyższych w Europie. Przyjęto zatem, że do 2050 r. ta sytuacja nie zmieni się.

W związku z prognozowanym spadkiem powierzchni gruntów rolnych powyższe założenia przekładają się w skali kraju na niewielki spadek zużycia nawozów sztucznych w 2050 r.

Nawozy naturalne

W latach 1995-2018 produkcja zwierzęca w Polsce wzrosła o 82% [PK_07], a trend nie wykazuje tendencji do wyplaszczania się. Ekstrapolacja tego trendu do 2050 r. daje prognozę wzrostu o ok. 60% w stosunku do 2020 r. W skali całej UE wzrost produkcji zwierzęcej jest wolniejszy, ale również nie wykazuje tendencji do spowolnienia. Ekstrapolacja liniowa produkcji europejskiej do 2050 r. daje prognozę wzrostu o blisko 40%. Sporządzona w 2006 r. prognoza FAO dla UE [PK_08] przewiduje znacznie skromniejszy wzrost, bo o ok. 11% w stosunku do 2020 r.

Chociaż konsumpcja krajowa mięsa rośnie, polska produkcja zwierzęca rozwija się przede wszystkim dzięki eksportowi. Głównym kierunkiem eksportu są kraje UE [PK_11]. Wydaje się, że utrzymaniu wzrostu produkcji będzie sprzyjać z jednej strony silna pozycja polskich

eksporterów w UE, a z drugiej strony szybszy niż w Europie wzrost populacji i zamożności krajów rozwijających się. Czynniki przeciwdziałającymi wzrostowi polskiej produkcji będą rozwój taniej, konkurencyjnej cenowo hodowli przemysłowej w niektórych krajach rozwijających, przypuszczalnie rosnący w przyszłości opór społeczny wobec dalszego rozwoju ferm przemysłowych w Polsce oraz wzrost płac w polskim rolnictwie, powodujący obniżenie jego konkurencyjności cenowej. Z tych względów przyjęto, że w 2050 r. polska produkcja zwierzęca będzie nie o 60%, a o 40% wyższa niż obecnie.

Wzrost produkcji zwierzęcej przełoży się na wzrost ilości azotu i fosforu trafiającego na pola z nawozami naturalnymi. Zakłada się, że dzięki postępom w technologii żywienia, przejawiającym się większą przyswajalnością tych pierwiastków przez zwierzęta nie będzie to wzrost wprost proporcjonalny. W związku z tym do obliczeń przyjęto współczynniki zmniejszające, wynoszące odpowiednio 0,9 i 0,7 dla azotu i fosforu. Różnica między tymi współczynnikami jest uzasadniona dotychczasowym przebiegiem zmian w technologii żywienia, w tym udanym wykorzystaniem fitaz do zwiększenia przyswajalności fosforu przez drób i świnie.

Ogólny poziom nawożenia

Biorąc pod uwagę przewidywane zmiany w poziomach nawożenia mineralnego i naturalnego oszacowano, że w 2050 r. ilości biogenów wprowadzanych do środowiska z nawozami wzrosną o około 13% w stosunku do stanu obecnego.

Depozycja atmosferyczna

Przemowny wpływ na depozycję atmosferyczną biogenów do wód śródlądowych w Polsce mają źródła krajowe. Prognozę depozycji oparto z jednej strony na analizie źródeł emisji NO_x i NH_3 w 2018 r., a z drugiej strony – na wieloletnich trendach emisji z lat 1990-2018 [PK_12]. Pomimo wzrostu natężenia ruchu samochodowego, emisje NO_x wykazują wyraźny trend spadkowy, co prawda związany głównie ze znacznymi redukcjami z początku okresu transformacji. Z kolei emisje NH_3 , których źródłem w zdecydowanej większości jest rolnictwo, po okresie spadku na początku transformacji wykazują w ostatnich latach nieznaczny trend wzrostowy.

W prognozie przyjęto, że trend spadkowy emisji NO_x utrzyma się, co będzie możliwe o ile zostanie osiągnięty znaczący postęp w redukcji jednostkowych wskaźników emisji z energetyki i transporcie samochodowym. Taki scenariusz wydaje się prawdopodobny, zważywszy zdecydowane działania prawne w tym kierunku (regularne zaostrożenie standardów emisyjnych w ramach prawodawstwa UE) oraz postęp techniczny w tych dwóch sektorach. Trendy w emisji NH_3 będą zależały przede wszystkim od sytuacji w rolnictwie. Ocenia się, że rozwój produkcji zwierzęcej (por. wyżej) będzie skutkował znaczącym wzrostem emisji NH_3 , a w rezultacie – wzrostem depozycji atmosferycznej

azotu o około 32% i zbliżonym wzrostem depozycji fosforu, którego głównym antropogenicznym źródłem w opadzie jest również rolnictwo [PK_13].

Spływy z terenów zainwestowanych

Zgodnie z wynikami prognozy zmian w użytkowaniu gruntów przyjęto, że do 2050 r. całkowite ładunki biogenów związane ze spływami powierzchniowymi i podpowierzchniowymi z terenów zainwestowanych wzrosną o około 8% w stosunku do 2018 r., przy założeniu braku zmiany ładunków jednostkowych.

Stopień skanalizowania

W okresie 2002-2018 udział ludności kraju korzystającej z kanalizacji wzrósł z 57% do 71% i był to w zasadzie wzrost liniowy [PK_07]. Do systemów kanalizacyjnych przyłączonych było 90% mieszkańców miast i 41% mieszkańców wsi. Wg [PK_14] stopień skanalizowania Polski w 2018 r. był nieco wyższy i wynosił 74%. W wysoko rozwiniętych krajach Europy zachodniej wskaźnik ten jest na ogół znacznie wyższy i wynosi 92% w Danii, 97% w Niemczech, 96% w Hiszpanii i 81% we Francji. Należy jednak pamiętać, że stopień urbanizacji w tych krajach, tj. odsetek ludności miejskiej jest znacznie wyższy niż w Polsce oraz że na terenach o rozproszonej zabudowie barierą są koszty rozbudowy kanalizacji. Uwzględniając powyższe przyjęto, że do 2050 r. stopień skanalizowania osiągnie w Polsce poziom 85%.

Ładunki z oczyszczalni komunalnych

Prognozę ładunków z oczyszczalni komunalnych oparto na prognozach dotyczących liczby ludności i stopnia skanalizowania w 2050 r. (por. wyżej) oraz na założeniu, że stopień redukcji azotu i fosforu w oczyszczalniach komunalnych nie zmieni się w stosunku do stanu obecnego. Oszacowany w ten sposób ładunek biogenów w 2050 r. jest o 6% większy niż w 2018 r., co przeanalizowano na etapie przygotowania Metodyki analizy luk.

Ładunki z terenów nieskanalizowanych

Prognozę ładunków biogenów z terenów nieskanalizowanych oparto na prognozach ludności i stopnia skanalizowania (por. wyżej). Szacuje się, że w 2050 r. ładunki z tego źródła stanowiąc będą jedynie 51% ładunków z 2018 r., co przeanalizowano na etapie przygotowania Metodyki analizy luk.

Ładunki ze ścieków przemysłowych

W latach 2005-2018 produkcja przemysłowa była ściśle skorelowana ze wzrostem PKB, przy czym względne tempo wzrostu produkcji było nawet nieco wyższe niż tempo wzrostu PKB. Dla potrzeb prognozy ładunków przyjęto, że w okresie 2020-2050 produkcja przemysłowa będzie rosła wprost proporcjonalnie do wzrostu PKB przewidywanego przez OECD (por. wyżej), co oznacza wzrost o 48%. Analizy przeprowadzone na potrzeby bilansu PLC7 [PK_01] wykazały, że ładunki azotu w ściekach przemysłowych po 2000 r. rosły

szybciej niż produkcja przemysłowa, natomiast ładunki fosforu utrzymywały się na stałym poziomie. Do prognozy ładunków przyjęto, że wzrost ładunków azotu będzie praktycznie wprost proporcjonalny, a ładunków fosforu – pięciokrotnie wolniejszy niż wzrost produkcji przemysłowej i wyniosą one odpowiednio 50% i 10%.

Ładunki z akwakultury

Według [PK_15], w latach 2000-2018 europejska produkcja pstrąga wzrosła o 67%. Według szacunków sporządzonych na potrzeby [pk_01], w tym samym czasie produkcja pstrąga w Polsce zwiększyła się o 101%. Akwakultura jest postrzegana jako dziedzina przyszłościowa, mająca także w Polsce duży potencjał rozwojowy [PK_16]. Wydaje się jednak, że utrzymanie dotychczasowego tempa wzrostu przy obecnych sposobach produkcji będzie trudne ze względu na ograniczoną dostępność odpowiednich lokalizacji (duże ilości czystej, dobrze natlenionej wody) i kumulację negatywnych oddziaływań hodowli na rzeki pstrągowe. Dlatego w prognozie przyjęto, że tempo wzrostu produkcji w polskiej intensywnej akwakulturze spadnie do poziomu średniego tempa europejskiego z lat 2000-2018. Przy takim założeniu produkcja w 2050 r. będzie o 62% większa niż w 2018 r. Ocenia się, że w tym samym czasie postępy w technologii żywienia i genetyce ryb powinny umożliwić redukcję jednostkowych ładunków biogenów z hodowli o około 20% [PK_17, PK_18, PK_19]. Na podstawie powyższych założeń wzrost ładunków biogenów z akwakultury do 2050 r. szacuje się na 50%.

Ładunki transgraniczne

Na podstawie szacunków zawartych w [PK_01] oceniono, że w latach 2000–2018 ładunki transgraniczne wnoszone do Bałtyku z dorzeczy Odry i Wisły nie wykazywały wyraźnych trendów. Dlatego przyjęto, że do 2050 r. będą się one utrzymywać na poziomie z 2018 r.

2.1.2 Analizowane scenariusze prognostyczne

W ramach prac sformułowano i przeanalizowano sześć scenariuszy:

- 1) BaU: Polska nie wdraża KPOWM/aPOWM, pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;
- 2) KPOWM_1: Polska wdraża KPOWM do 2036 r., pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;
- 3) KPOWM_2: Polska wdraża KPOWM do 2036 r., pozostałe państwa HELCOM w 2036 r. osiągają NIC;
- 4) aPOWM_1: Polska wdraża aPOWM oraz opracowaną w ramach aPOWM Strategię redukcji biogenów do 2036 r. (tj. osiąga National Input Ceiling (NIC)), jednak do 2050 r. część redukcji zostaje zniwelowana intensyfikacją rolnictwa, natomiast pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;
- 5) aPOWM_2: Polska wdraża aPOWM oraz opracowaną w ramach aPOWM Strategię redukcji biogenów do 2036 r., jednak do 2050 r. część redukcji zostaje zniwelowana

intensyfikacją rolnictwa, natomiast pozostałe państwa HELCOM w 2036 r. osiągają, a następnie utrzymują NIC;

- 6) MAI/NIC: Wszystkie państwa HELCOM osiągają około 2036 r. i utrzymują do 2050 r. NIC.

Wszystkie scenariusze uwzględniają przy tym podstawowe założenia rozwojowe opisane w rozdziale 2.1.1, w tym pewną intensyfikację polskiego rolnictwa. Scenariusze wymienione w punktach od 2) do 6) są więc modyfikacjami scenariusza BaU, polegającymi na wdrażaniu różnych zakresów działań ochronnych.

2.1.3 Ładunki rzeczne z terenu Polski w Scenariuszu 1 „Business as Usual” (BaU)

Prognozy zmian ładunków z poszczególnych źródeł posłużyły do opracowania prognozy zmian łącznych ładunków rzecznych dopływających do Bałtyku z terytorium Polski w przypadku braku ukierunkowanych działań mających na celu redukcję emisji biogenów do morza, w tym tak zwanych nowych działań zaproponowanych w KPOWM z 2017 r. [PK_20]. Punktem wyjścia był znormalizowany bilans ładunków rzecznych dla 2018 r. [PK_01], przedstawiony w Tab. 2.1-1 i Tab. 2.1-2. Ładunki prognozowane dla 2050 r. przedstawiają Tab. 2.1-3 i Tab. 2.1-4.

Poniżej objaśniono skróty użyte w tabelach:

- D_MUN: ładunki odprowadzane bezpośrednio do morza z oczyszczalni komunalnych,
- I_MUN: ładunki odprowadzane bezpośrednio do morza z oczyszczalni przemysłowych,
- AGL: ładunki rzeczne pochodzące z rolnictwa,
- ATL: ładunki rzeczne pochodzące z opadu atmosferycznego na powierzchnię wód śródlądowych,
- FIL: ładunki rzeczne pochodzące z akwakultury (hodowli ryb łososiowatych),
- INL: ładunki rzeczne pochodzące ze oczyszczalni przemysłowych,
- MFL: ładunki rzeczne pochodzące z lasów i nieużytków,
- MWL: ładunki rzeczne pochodzące z oczyszczalni komunalnych,
- NBL: ładunki rzeczne pochodzące z tła naturalnego,
- SCL: ładunki rzeczne pochodzące ze ścieków sanitarnych z terenów nieskanalizowanych,
- SWL: ładunki rzeczne pochodzące ze ścieków z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej oraz spływu powierzchniowego, śródpokrywowego i gruntowego z terenów niezainwestowanych (bez ładunków ze ścieków sanitarnych z terenów nieskanalizowanych i z tła naturalnego),
- TRL: ładunki rzeczne pochodzące z podzlewni transgranicznych poza granicami Polski,
- UNL: ładunki rzeczne pochodzące z nieznanymi źródłami.

Tab. 2.1-1. Znormalizowany bilans rzecznych ładunków azotu w 2018 r.

Dorzecze/region	D_MUN	D_IND	MWL	INL	FIL	SWL	SCL	AGL	ATL	MFL	NBL	TRL	UNL	RAZEM
Odra	0	0	6 149	934	78	627	1 983	48 672	898	1 129	3 020	6 839	0	70 328
Pregoła i Niemen	0	0	247	11	3	13	77	2 110	228	82	370	0	0	3 142
Przymorze	533	18	852	158	899	149	336	13 144	248	614	1 653	0	163	18 766
Wisła	0	0	8 919	3 388	150	926	3 530	63 878	1 221	1 772	5 057	7 268	0	96 108
Razem	533	18	16 167	4 491	1 130	1 715	5 926	127 803	2 594	3 597	10 101	14 107	163	188 345

Tab. 2.1-2. Znormalizowany bilans rzecznych ładunków fosforu w 2018 r.

Dorzecze/region	D_MUN	D_IND	MWL	INL	FIL	SWL	SCL	AGL	ATL	MFL	NBL	TRL	UNL	RAZEM
Odra	0	0	516	18	8	38	41	1 851	16	42	94	218	0	2 843
Pregoła i Niemen	0	0	18	1	0	1	2	129	5	3	9	0	0	168
Przymorze	28	1	85	14	99	12	10	1 019	6	26	65	0	0	1 365
Wisła	0	0	898	60	20	106	157	3 003	35	116	309	440	0	5 144
Razem	28	1	1 517	93	128	157	210	6 003	62	186	478	658	0	9 520

Tab. 2.1-3. Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków azotu w 2050 r. – Scenariusz 1 (BaU)

Dorzecze/region	D_MUN	D_IND	MWL	INL	FIL	SWL	SCL	AGL	ATL	MFL	NBL	TRL	UNL	RAZEM
Odra	0	0	6 529	1 401	117	674	1 002	54 937	1 188	1 167	3 020	7 495	0	77 530
Pregoła i Niemen	0	0	262	11	5	14	39	2 382	302	84	370	0	0	3 470
Przymorze	565	28	904	158	1 348	160	170	14 836	328	635	1 653	0	184	20 969
Wisła	0	0	9 469	3 388	224	996	1 783	72 101	1 616	1 832	5 057	7 965	0	104 432
Razem	565	28	17 165	4 958	1 695	1 845	2 993	144 256	3 432	3 719	10 101	15 460	184	206 400

Tab. 2.1-4. Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków fosforu w 2050 r. – Scenariusz 1 (BaU)

Dorzecze/region	D_MUN	D_IND	MWL	INL	FIL	SWL	SCL	AGL	ATL	MFL	NBL	TRL	UNL	RAZEM
Odra	0	0	548	19	13	41	21	2 100	21	43	94	240	0	3 141
Pregoła i Niemen	0	0	20	1	1	1	1	146	7	3	9	0	0	188
Przymorze	30	1	90	15	148	13	5	1 156	8	27	65	0	0	1 557
Wisła	0	0	953	63	31	114	79	3 407	48	120	309	485	0	5 608
Razem	30	1	1 610	98	192	169	106	6 809	85	192	478	725	0	10 494

Tak więc, w scenariuszu 1 „Business as Usual”, przewidywany wzrost znormalizowanych ładunków rzecznych azotu i fosforu w 2050 r. (co przeanalizowano na etapie przygotowania Metodyki analizy luk) w stosunku do sytuacji z 2018 r. wyniesie około 10%, z niewielkimi wahaniami w zależności od dorzecza/regionu. W dorzeczu Wisły wzrost wyniesie 9%, w dorzeczu Odry ponad 10%, w zlewniach Pregocy i Niemna 12%, a na Przymorzu 14%.

2.1.4 Ładunki rzeczne z terenu Polski w scenariuszach 2 (KPOWM_1) i 3 (KPOWM_2)

W przyjętym w 2017 r. KPOWM [PK_20] przedstawiono szacunki dotyczące redukcji biogenów spodziewanej w wyniku zaplanowanych nowych działań ochronnych. Biorąc pod uwagę średnie z przedstawionych w KPOWM zakresów, pełne wdrożenie programu powinno przynieść redukcję rzecznych ładunków azotu i fosforu odpowiednio o 11 150 ton N/rok i 2336 ton P/rok. Analiza danych z 2012 r. i 2018 r. [PK_01] wskazuje na to, że w latach 2012-2018 nastąpiła istotna redukcja ładunków fosforu z oczyszczalni komunalnych. Aby uwzględnić tę okoliczność, w scenariuszach KPOWM_1 i KPOWM_2 przyjęto, że pozostała do realizacji redukcja fosforu w ramach KPOWM wynosi 1741 ton/rok. Pod względem źródeł zanieczyszczeń, redukcje mają rozkładać się następująco (Tab. 2.1-5):

Tab. 2.1-5. Pozostałe do osiągnięcia redukcje biogenów w ramach KPOWM [tony/rok]

Źródło ładunków rzecznych	Azot	Fosfor
Oczyszczalnie komunalne (D_MUN, MWL)	1550	1100
Rolnictwo (AGL)	9600	441
Razem	11150	1541

Przewidziane w KPOWM redukcje przypisano proporcjonalnie do czterech dorzeczy/regionów.

W rezultacie uzyskano prognozę ładunków rzecznych z Polski dla Scenariuszy KPOWM_1 i KPOWM_2. Prognozę tą przedstawiają Tab. 2.1-6 i Tab. 2.1-7. Wynika z niej, że w przypadku azotu realizacja KPOWM z 2017 r. nie zrównoważy w perspektywie 2050 r. wzrostów związanych z rozwojem społeczno-gospodarczym kraju – ładunki rzeczne azotu wzrosną przeciętnie o około 4%, od około 3% w dorzeczu Wisły do około 6% w rzekach Przymorza. Jeśli chodzi o fosfor, w perspektywie 2050 r. można się spodziewać ogólnego spadku w stosunku do 2018 r. o około 8% przy sporym zróżnicowaniu regionalnym – w dorzeczu Wisły i Odry spadek wyniesie około 10%, Niemna i Pregocy 3%, a na Przymorzu można się spodziewać wzrostu o 2%.

Tab. 2.1-6. Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków azotu w 2050 r. – Scenariusze KPOWM_1 i KPOWM_2

Dorzecze/region	D_MUN	D_IND	MWL	INL	FIL	SWL	SCL	AGL	ATL	MFL	NBL	TRL	UNL	RAZEM
Odra	0	0	5 976	1 401	117	674	1 002	51 281	1 188	1 167	3 020	7 495	0	73 321
Pregoła i Niemen	0	0	240	11	5	14	39	2 223	302	84	370	0	0	3 289
Przymorze	516	28	781	158	1 348	160	170	13 848	328	635	1 653	0	184	19 809
Wisła	0	0	8 668	3 388	224	996	1 783	67 303	1 616	1 832	5 057	7 965	0	98 832
Razem	516	28	15 664	4 958	1 695	1 845	2 993	134 656	3 432	3 719	10 101	15 460	184	195 250

Tab. 2.1-7. Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków fosforu w 2050 r. – Scenariusze KPOWM_1 i KPOWM_2

Dorzecze/region	D_MUN	D_IND	MWL	INL	FIL	SWL	SCL	AGL	ATL	MFL	NBL	TRL	UNL	RAZEM
Odra	0	0	119	19	13	41	21	1 964	21	43	94	240	0	2 576
Pregoła i Niemen	0	0	4	1	1	1	1	137	7	3	9	0	0	164
Przymorze	22	1	4	15	148	13	5	1 081	8	27	65	0	0	1 389
Wisła	0	0	207	63	31	114	79	3 186	48	120	309	485	0	4 641
Razem	22	1	334	98	192	169	106	6 368	85	192	478	725	0	8 769

2.1.5 Ładunki rzeczne z terenu Polski w scenariuszach aPOWM_1 i 5 aPOWM_2

Podsumowanie redukcji biogenów wynikających z pełnej realizacji aPOWM, w tym, że zmodyfikowanych działań kontynuowanych z KPOWM oraz działań po raz pierwszy wprowadzonych w aPOWM, przedstawia Tab. 2.1-8.

Tab. 2.1-8. Zestawienie przewidywanych redukcji biogenów wynikających z pełnej realizacji aPOWM

Kod	Nazwa	N [t N/rok]	P [t P/rok]	Termin wdro- żenia
BALPL-M017 (KTM33)	Wprowadzenie na obszarze Morza Bałtyckiego zakazu zrzutu nieoczyszczonych ścieków sanitarnych ze statków pasażerskich	2	0	2023
BALPL-M020 (KTM2)	Zwiększenie powierzchni gruntów rolnych objętych planami nawożenia	6 000	300	2026
BALPL-M021 (KTM2)	Zapewnienie warunków bezpiecznego przechowywania nawozów naturalnych	8 500	780	2025
BALPL-M025 (KTM2)	Wykorzystanie wybranych urządzeń melioracji wodnych do redukcji ładunku biogenów z terenów rolniczych	2 400	50	2026
N_22 (KTM2)	Zmiana zasad gospodarowania gnojowicą	3 300	0	2027
N_24 (KTM22)	Ograniczenie użytkowania rębnych lasów w sąsiedztwie wód	250	30	2027
Razem działania ujęte w aPOWM		20 452	1 160	2027

	Wdrożenie sformułowanych w ramach działania N_15_16 postulatów dotyczących zwiększenia redukcji fosforu w oczyszczalniach ścieków		1 100	2028
	Wdrożenie opracowanej w ramach działania N_20_21 Strategii redukcji biogenów (bez redukcji wynikających ze zwiększenia redukcji fosforu w oczyszczalniach)	43 000	3 100	2036
	Razem wdrożenie działań zaplanowanych w ramach realizacji aPOWM	43 000	4 200	2036
	OGÓŁEM	63 452	5 360	

Zaplanowane w aPOWM działania będą skutkowały znaczącymi redukcjami ładunków azotu i fosforu z rolnictwa, natomiast dodatkowe wdrożenie do 2036 r. opracowanej w ramach aPOWM Strategii redukcji biogenów powinno umożliwić Polsce osiągnięcie ustalonych przez HELCOM krajowych pułapów dopuszczalnych obciążeń (National Input Ceilings (NIC)). Orientacyjną strukturę ładunków rzecznych docierających z Polski do Bałtyku po pełnym wdrożeniu aPOWM oraz Strategii redukcji biogenów przedstawiają tabele poniżej (Tab. 2.1-9 i Tab. 2.1-10).

Tab. 2.1-9. Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków azotu w 2050 r. – scenariusze aPOWM_1 i aPOWM_2

Dorzecze/region	D_MUN	D_IND	MWL	INL	FIL	SWL	SCL	AGL	ATL	MFL	NBL	TRL	UNL	RAZEM
Odra	0	0	5 692	1 401	117	674	1 002	30 869	1 188	1 089	3 020	7 495	0	53 383
Pregoła i Niemen	0	0	228	11	5	14	39	1 338	302	78	370	0	0	2 420
Przymorze	565	28	788	158	1 348	160	170	8 336	328	592	1 653	0	184	14 427
Wisła	0	0	8 255	3 388	224	996	1 783	40 513	1 616	1 709	5 057	7 965	0	72 720
Razem	565	28	14 965	4 958	1 695	1 845	2 993	81 056	3 432	3 469	10 101	15 460	184	142 951

Tab. 2.1-10. Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków fosforu w 2050 r. – scenariusze aPOWM_1 i aPOWM_2

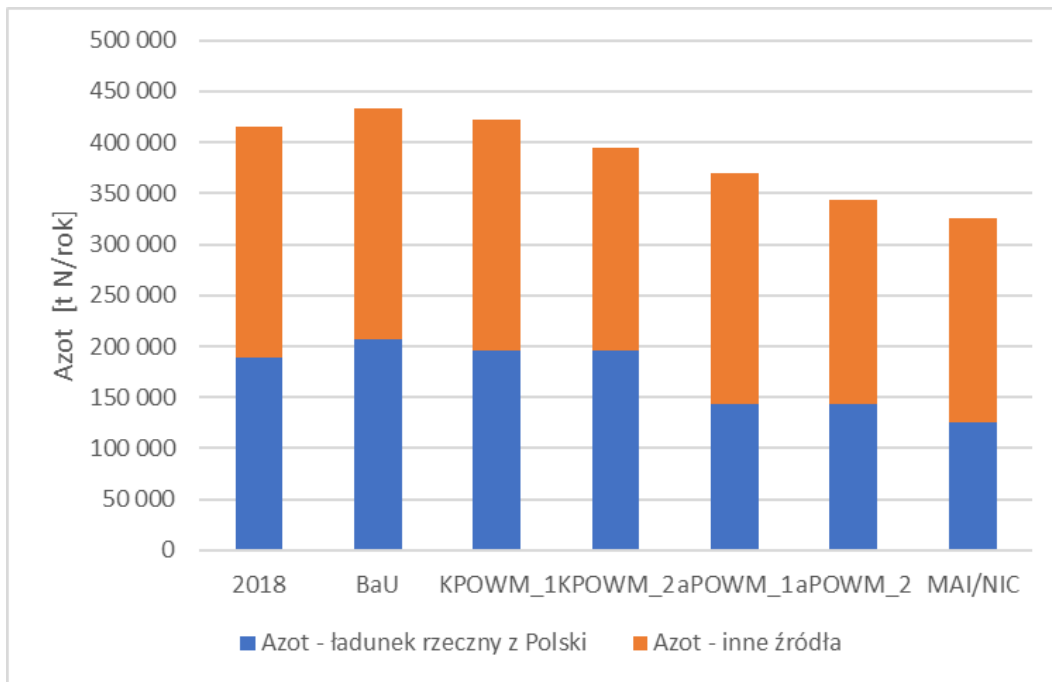
Dorzecze/region	D_MUN	D_IND	MWL	INL	FIL	SWL	SCL	AGL	ATL	MFL	NBL	TRL	UNL	RAZEM
Odra	0	0	174	19	13	41	21	795	21	36	94	240	0	1 454
Pregoła i Niemen	0	0	6	1	1	1	1	55	7	3	9	0	0	84
Przymorze	30	1	29	15	148	13	5	438	8	23	65	0	0	774
Wisła	0	0	302	63	31	114	79	1 290	48	101	309	485	0	2 823
Razem	30	1	510	98	192	169	106	2 579	85	162	478	725	0	5 135

2.1.6 Porównanie ładunków biogenów wprowadzanych do Bałtyku Właściwego w scenariuszach

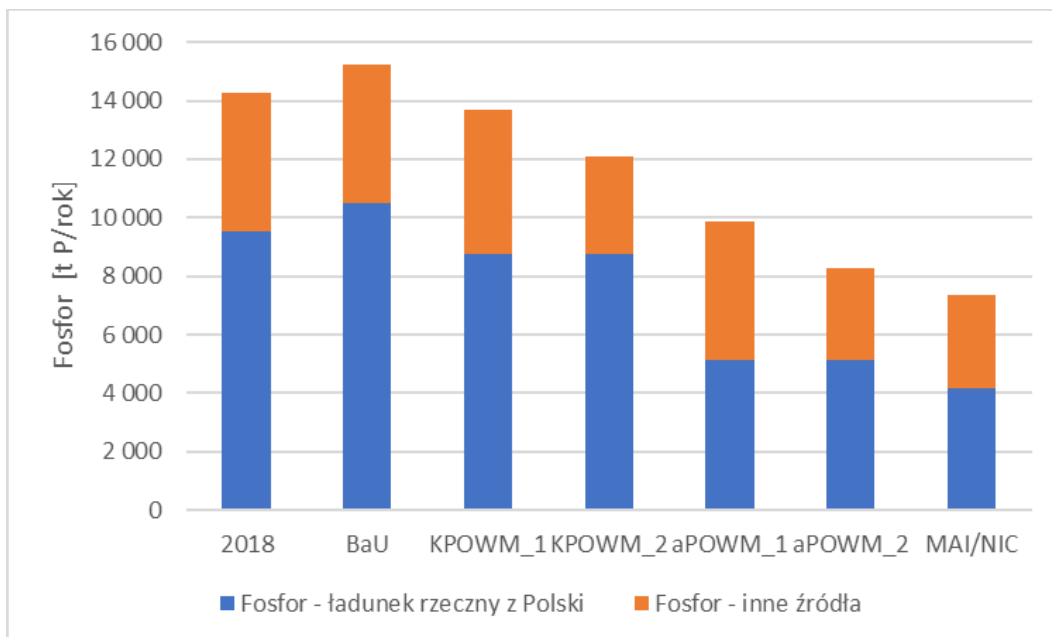
Polska wnosi największy wkład w bilans biogenów w Bałtyku Właściwym, ale udział innych krajów jest również znaczący. Aby zobrazować aktualną sytuację i możliwe scenariusze dla całego Bałtyku Właściwego, przedstawione w poprzednich punktach dane aktualne i prognostyczne dla Polski uzupełniono, na podstawie danych HELCOM [PK_21], o ładunki wnoszone przez inne kraje rzekami oraz ładunki z depozycji atmosferycznej. Wyniki przedstawiają Ryc. 2.2-3 i Ryc. 2.2-4. Warto odnotować, że tak duży udział Polski w obciążeniu Bałtyku Właściwego nie wynika bynajmniej z zaniedbań Polski w stosunku do innych krajów w zakresie redukcji ładunków, ale z ogromnego udziału w powierzchni zlewiska, w ogólnej liczbie ludności i ogólnej powierzchni użytków rolnych. Pod względem ładunków jednostkowym na mieszkańca Polska spośród wszystkich państw HELCOM prezentuje się zdecydowanie najlepiej, jeśli chodzi o azot i plasuje się na drugim miejscu, jeśli chodzi o fosfor, co ilustruje Tab. 2.1-11 poniżej.

Tab. 2.1-11. Ładunki jednostkowe azotu i fosforu trafiające do Bałtyku z państw HELCOM (2018 r.)

Kraj	kg N/M x rok	kg P/M x rok
Polska	5,5	0,25
Rosja	10,5	0,43
Szwecja	10,1	0,32
Finlandia	12,2	0,56
Dania	16,2	0,27
Litwa	15,6	0,61
Niemcy	16,7	0,18
Łotwa	39,3	1,35
Estonia	16,9	0,32



Ryc. 2.1-3. Znormalizowane ładunki azotu wprowadzane do Bałtyku Właściwego w 2018 r. oraz w Scenariuszach progностycznych



Ryc. 2.1-4. Znormalizowane ładunki fosforu wprowadzane do Bałtyku Właściwego w 2018 r. oraz w Scenariuszach

2.2 Ładunki metali ciężkich

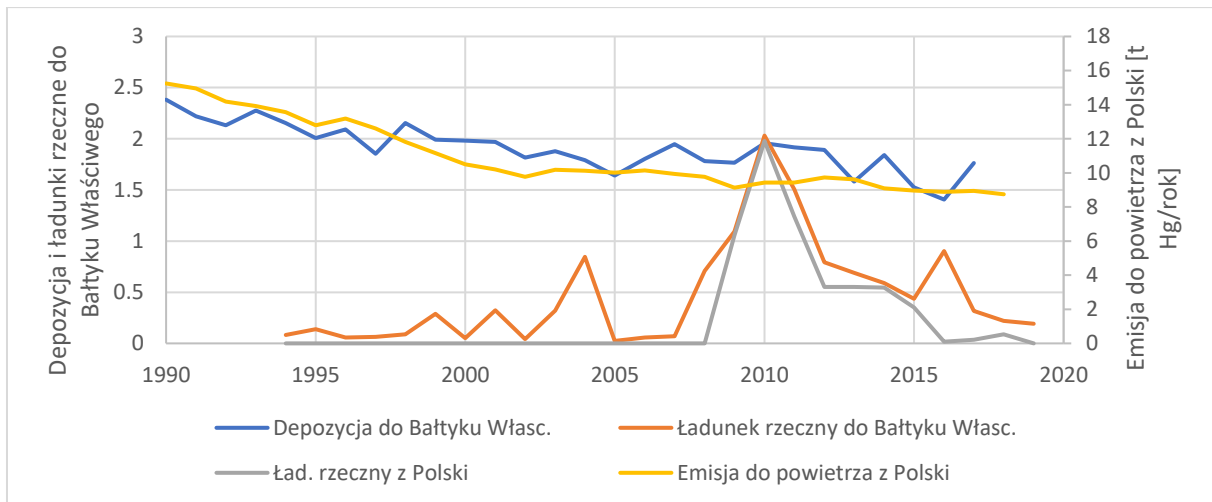
2.2.1 Ładunki rtęci

W Polsce [PK_01, PK_21, PK_23, PK_24] i w regionie Bałtyku [PK_21, PK_22] rtęć do środowiska dostaje się przede wszystkim z emisjami do powietrza, a w znacznie mniejszym stopniu ze ściekami odprowadzanymi do wód. W rezultacie, do Bałtyku rtęć trafia głównie w postaci depozycji atmosferycznej. Ilości trafiające do morza rzekami są znacznie mniejsze, a jakość zgromadzonych danych pozostawia sporo do życzenia z powodu zmieniających się z czasem metod pomiarowych i obliczeniowych. Te podstawowe fakty ilustruje Ryc. 2.2-1. Ładunki do Bałtyku Właściwego z depozycji atmosferycznej wykazują lekki trend spadkowy i obecnie kształtują się na poziomie ok. 1,8 ton Hg/rok. Ładunki te wykazują silną korelację ($r^2 = 0,67$) z wielkościami emisji do powietrza z terytorium Polski.

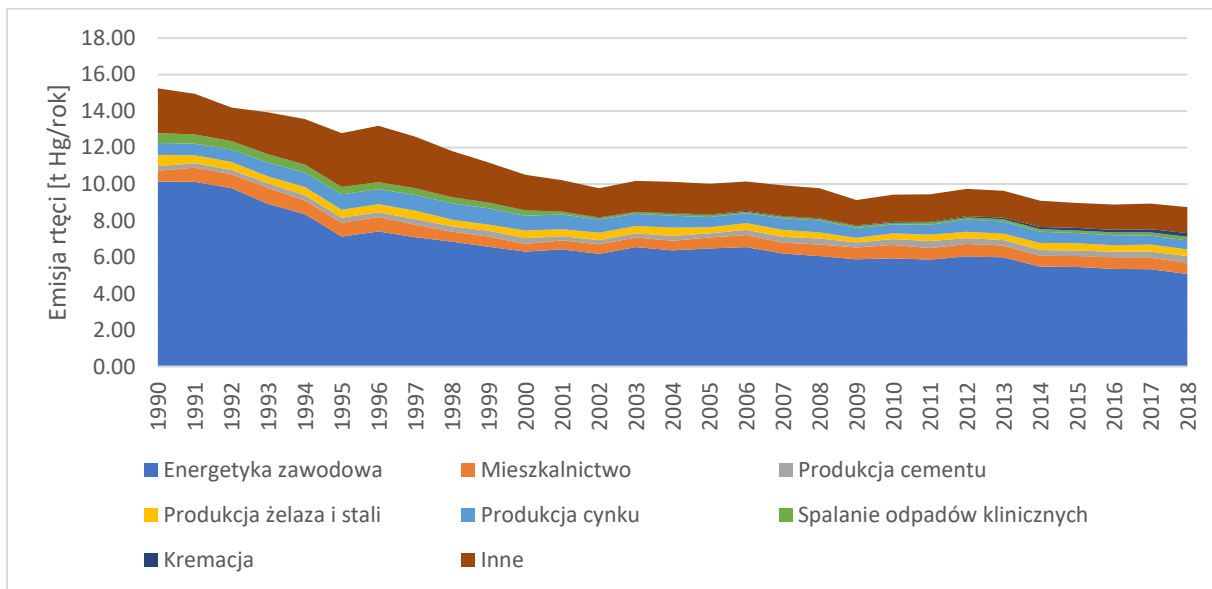
Rejestrowane w bazie HELCOM ładunki rzeczne wykazują bardzo silne wahania z maksimum w 2010 r., gdy osiągnęły poziom ok. 2 ton Hg/rok. Istotną część ładunków rejestrowanych przez HELCOM pochodziło w tym roku z Polski. Przyczyną tak wysokich ładunków w 2010 r. mogła być powódź. Analiza danych przeprowadzona w ramach prac nad bilansem PLC7 [PK_01] wykazała jednak, że ważnym powodem notowania dużych ilości rtęci do około 2014 r. była też sama metodyka obliczeniowa, zgodnie z którą w przypadku stężeń poniżej progu oznaczalności (LOQ) przyjmowano, że stężenie w rzece odpowiada 50% LOQ. Obecnie metodyka obliczeń uległa zmianie, ale problem stężeń poniżej LOQ pozostał pomimo postępu w technikach analitycznych. Wydaje się jednak, że ładunki rzeczne odpowiadają za nie więcej niż 30% ładunków rtęci trafiających do Bałtyku Właściwego.

Podstawowym źródłem emisji rtęci do powietrza w Polsce pozostaje spalanie paliw stałych (Ryc. 2.2-2). Spalanie węgla w energetyce zawodowej i mieszkalnictwie odpowiada za 65% emisji. Inne ważniejsze źródła to procesy spalania związane z produkcją cementu, hutnictwem żelaza, stali i cynku, spalanie odpadów klinicznych, a od pewnego czasu także kremacja zwłok (2%). Po dużych spadkach w latach 90-tych malejący trend emisji wyraźnie osłabł (Ryc. 2.2-3). Notowane w dalszym ciągu niewielkie spadki są rezultatem malejącego zużycia węgla, głównie w wyniku wzrostu efektywności energetycznej budynków, a częściowo także w efekcie przechodzenia na inne paliwa i postępów we wzbogacaniu węgla.

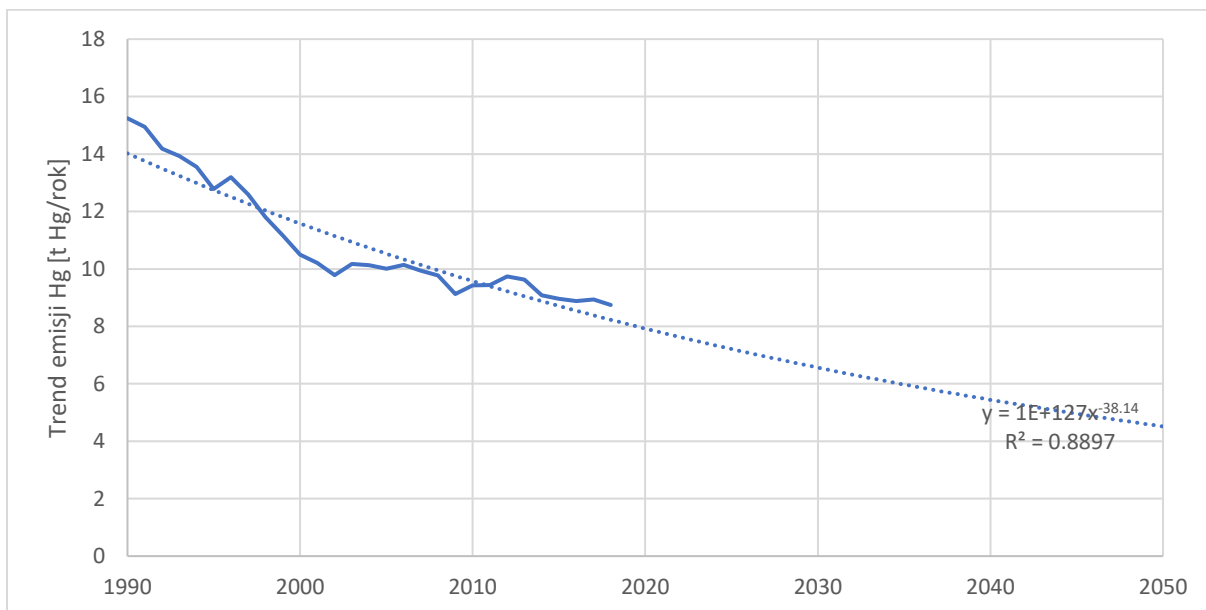
Polska przyjęła w 2021 r. Politykę Energetyczną do 2040 r., jednoznacznie wskazującą cel, jakim ma być energetyka zeroemisyjna. Jednocześnie zawarto porozumienia przewidujące wygaszenie górnictwa węgla kamiennego do 2049 r. (górnictwo węgla brunatnego zostanie wygaszone wcześniej). W związku z tym można się spodziewać, że w nadchodzących dekadach utrzymywać się będą dotychczasowe spadkowe trendy w spalaniu węgla. Ekstrapolacja dotychczasowego trendu pozwala szacować emisje rtęci do powietrza z Polski w 2050 r. na około 4,5 tony Hg/rok w porównaniu z 8,7 ton Hg ton/rok w 2018 r.



Ryc. 2.2-1. Źródła rtęci w Bałtyku Właściwym oraz ładunki rzeczne i emisje rtęci do powietrza z Polski



Ryc. 2.2-2. Zmiany wielkości i struktury emisji rtęci do powietrza z Polski



Ryc. 2.2-3. Przewidywany trend emisji rtęci do powietrza z Polski

Informacje o zrzutach rtęci ze ściekami są niekompletne i nie zawsze wiarygodne. Na podstawie danych z opłat za korzystanie ze środowiska ładunek rtęci odprowadzony w Polsce do wód w 2015 r. oszacowano na rąptem 40 kg [PK_25]. W ramach prac nad bilansem PLC7 ponad 1dziesięciokrotnie większy ładunek (216 kg Hg z oczyszczalni komunalnych i 196 kg Hg z oczyszczalni przemysłowych) oszacowano dla 2018 r. na podstawie [PK_26]. Przy braku wiarygodnych serii czasowych wydaje się, że sensowym założeniem jest przyjęcie, że ładunki rtęci w ściekach będą utrzymywały się na obecnym poziomie. Należy przy tym podkreślić, że znaczna część, przypuszczalnie większość, rtęci ze ścieków nie dociera do morza i jest deponowana w osadach wód śródlądowych.

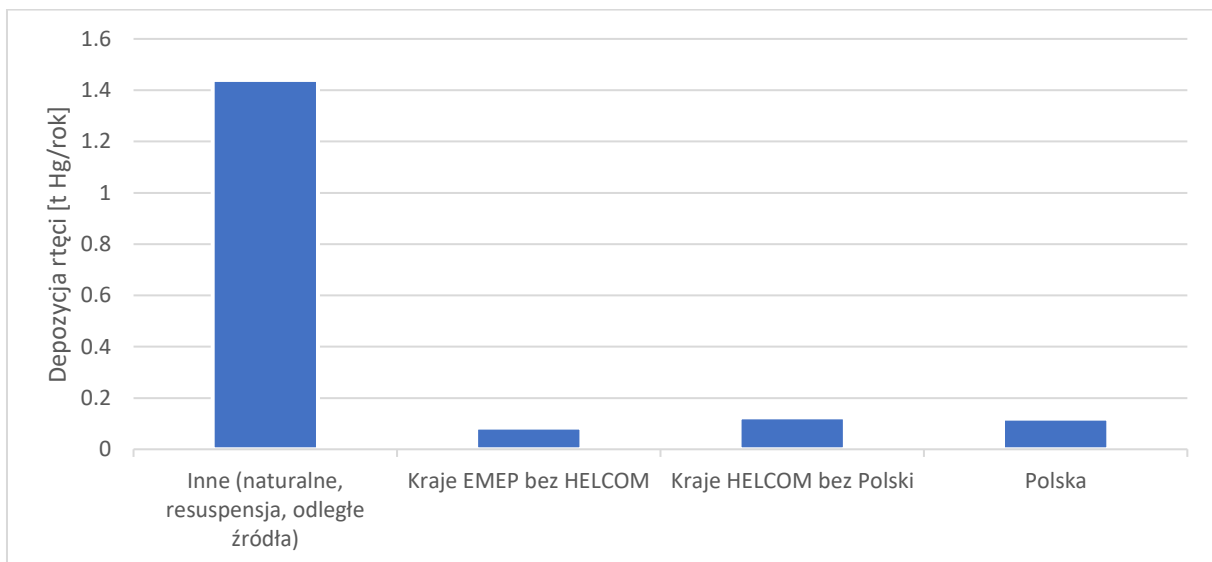
Bardzo ważną okolicznością, jaką należy wziąć pod uwagę rozpatrując przyszły wpływ Polski na zanieczyszczenie Bałtyku rtęcią są dane z modelu EMEP [PK_27, PK_28], zgodnie z którymi ogromna większość rtęci (81%) trafiającej do Bałtyku Właściwego pochodzi ze źródeł innych niż pierwotne emisje antropogeniczne, w tym ze źródeł naturalnych. Niestety, nie ma informacji o tym, jaką część tych 81% stanowią wtórne emisje antropogeniczne, w tym z Polski. Polska jako źródło pierwotnych emisji antropogenicznych odpowiada zaledwie za 7% depozycji, a za kolejne 7% odpowiadają pozostałe kraje HELCOM (Ryc. 2.2-4). Są podstawy, by przypuszczać, że znaczna część ładunku rtęci pochodzi z bardzo odległych źródeł. Należą do nich między innymi kopalnie i huty złota, zwłaszcza te, które polegają na metodach rzemieślniczych i które w skali świata są największym antropogenicznym źródłem rtęci [PK_44]. Poważną rolę w kształtowaniu się światowych poziomów rtęci w środowisku odgrywa tak zwany efekt

globalnej destylacji [PK_45], polegający na tym, że rtęć odparowuje ze środowiska w wysokich temperaturach gorących stref klimatycznych i jest transportowana na wielkie odległości w strefach o chłodniejszym klimacie.

W świetle powyższych informacji można przewidywać, że:

- 1) ładunki rtęci trafiające z Polski do Bałtyku będą do 2050 r. pochodziły głównie z emisji do powietrza związanych ze spalaniem węgla, a w znacznie mniejszym stopniu z odpływu rzeczno;
- 2) łączne ładunki rtęci trafiające z Polski do Bałtyku będą wykazywały powolny trend malejący i do 2050 r. przypuszczalnie spadną do około 55-60% poziomu obecnego;
- 3) w miarę odchodzenia od węgla spadać będą także ładunki ze źródeł sklasyfikowanych przez EMEP jako NSR (natural, re-suspension, remote sources), stanowiące ponad 80% rtęci trafiającej do Bałtyku, ale o tempie tego spadku nie można wyrokować, ponieważ nieznanym jest stosunek źródeł naturalnych do antropogenicznych. Jedyne, czego można być raczej pewnym, to, że spadek będzie znacznie wolniejszy niż tempo odchodzenia od węgla, ponieważ w skali światowej ponad 50% emisji antropogenicznych pochodzi z wydobycia i hutnictwa metali nieżelaznych, w tym głównie złota, [PK_44];

w rezultacie, presja w postaci dopływu rtęci do Bałtyku Właściwego będzie do 2050 r. prawdopodobnie malała powoli. Jeżeli utrzyma się niemal liniowy, słaby trend spadkowy depozycji do Bałtyku Właściwego, przedstawiony na Ryc. 2.2-4 depozycja spadnie do ok. 0,8 tony Hg/rok, tj. do około połowy poziomu obecnego.



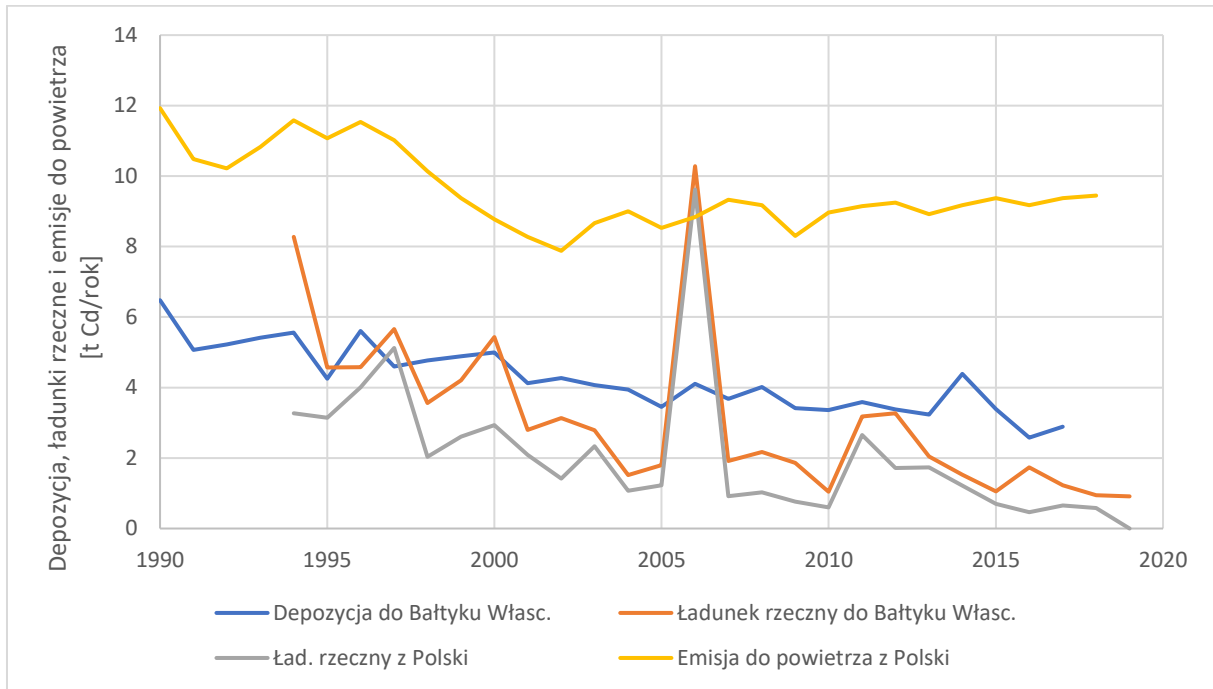
Ryc. 2.2-4. Struktura pochodzenia depozycji atmosferycznej rtęci do Bałtyku Właściwego

2.2.2 Ładunki kadmu

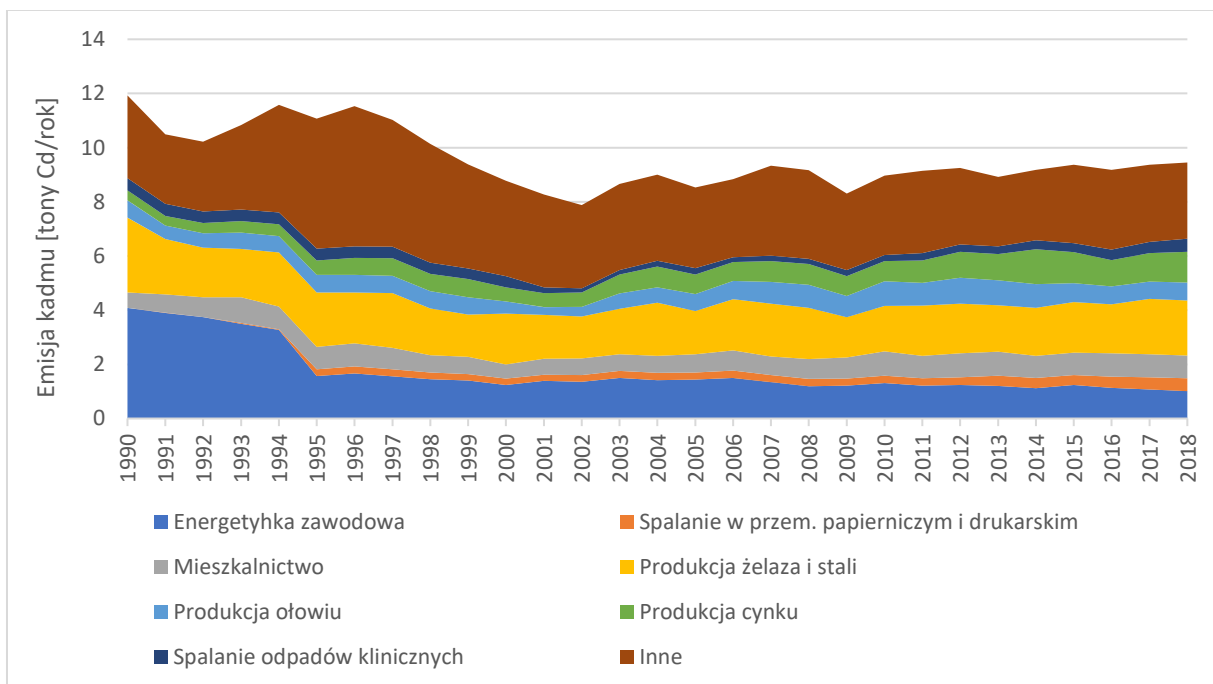
Kadm do Bałtyku Właściwego trafia zarówno z wodami rzek, jak i z depozycją atmosferyczną, przy czym według danych HELCOM i EMEP [PK_21, PK_28], udział ładunków rzecznych sukcesywnie spadał w okresie 1990-2017 z około 60% do około 30%. Ogólny trend obciążenia Bałtyku Właściwego kadmem jest wyraźnie malejący i dotyczy to zarówno depozycji atmosferycznej, jak i ładunków rzecznych. Zdecydowana większość kadmu z rzek pochodzi z Polski, a korelacja między ładunkami rzeczными z Polski a ładunkami rzeczными ogółem jest bardzo silna ($r^2=0,81$). Nieco inaczej od około 2002 r. przedstawia się zależność między depozycją atmosferyczną do Bałtyku Właściwego, która systematycznie maleje, a emisjami kadmu do powietrza z Polski, które od kilkunastu lat wykazują lekki trend wzrostowy. Fakty te ilustruje Ryc. 2.2-5.

Źródła emisji kadmu do powietrza w Polsce są znacznie bardziej zróżnicowane niż źródła rtęci, co ilustruje Ryc. 2.2-6. Spalanie węgla w energetyce i mieszkalnictwie jest ważnym, ale niedominującym elementem bilansu, odpowiadając w sumie za 20% emisji. 41% kadmu pochodzi z hutnictwa żelaza i stali (22%), ołowiu (7%) i cynku (12%). Inne ważne źródła to spalanie odpadów klinicznych (5%) i procesy spalania w przemyśle papierniczym i drukarskim (5%). Za tendencję wzrostową emisji od 2002 r. odpowiada przede wszystkim hutnictwo.

Aktualnie eksploatowane złoża cynku i ołowiu w Polsce są na wyczerpaniu. Istnieją plany eksploatacji kilkakrotnie mniejszych udokumentowanych złóż w ramach tzw. Projektu Olza, ale stoją one pod znakiem zapytania m.in. ze względów środowiskowych. Nawet jeżeli dojdzie do eksploatacji, żywotność złóż będzie dość ograniczona. W związku z tym można się w najbliższych latach spodziewać spadku emisji z hutnictwa cynku i ołowiu, a tym samym wyhamowania lub nawet odwrócenia tendencji wzrostowej emisji kadmu w Polsce.

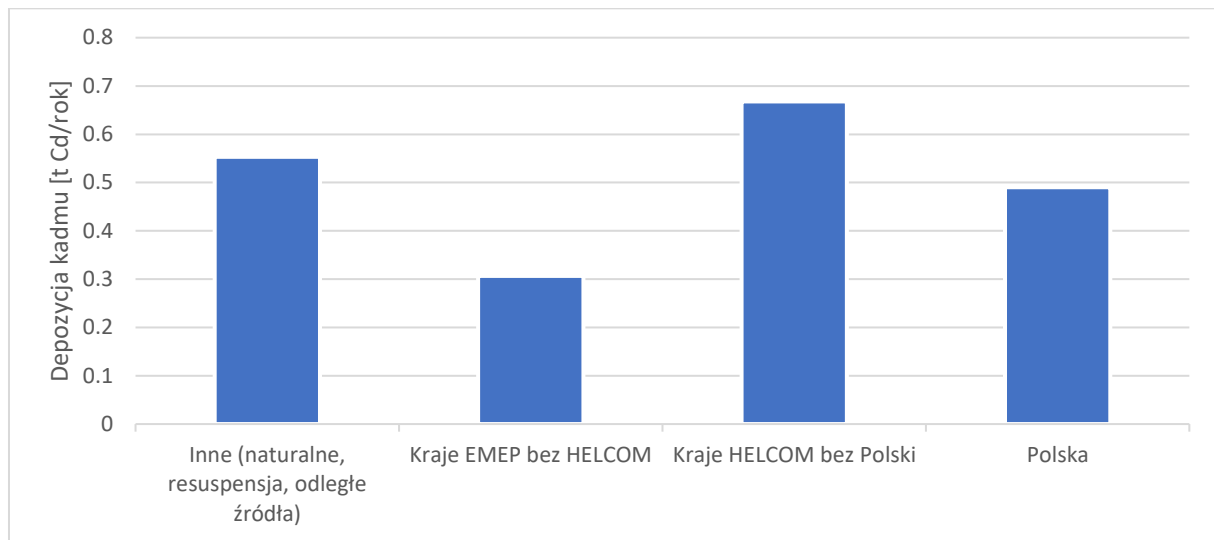


Ryc. 2.2-5. Źródła kadmu w Bałtyku Właściwym oraz ładunki rzeczne i emisje kadmu do powietrza z Polski



Ryc. 2.2-6. Zmiany wielkości i struktury emisji kadmu do powietrza z Polski

Ryc. 2.2-7 przedstawia na podstawie [PK_28] strukturę pochodzenia kadmu deponowanego w Bałtyku. Polska odpowiada za około 24% (0,5 tony Cd w 2017 r.) depozycji z pierwotnych źródeł antropogenicznych.



Ryc. 2.2-7. Struktura pochodzenia depozycji atmosferycznej kadmu do Bałtyku Właściwego

Ewidencjonowane ładunki kadmu w ściekach są znacznie większe niż rtęci. Na podstawie [PK_26] ilość kadmu odprowadzanego do wód ze ściekami w 2018 r. oszacowano na 3,6 ton, w tym 2,0 tony z oczyszczalni komunalnych i 1,6 ton z oczyszczalni przemysłowych. Jest to znacznie więcej niż zarejestrowany ładunek kadmu w rzekach uchodzących do Bałtyku, oszacowany na 0,6 tony [PK_01]. Również w przypadku ładunków rzecznych w nadchodzących dekadach należy się spodziewać raczej spadków, związanych z wygaszaniem górnictwa cynku i ołowiu.

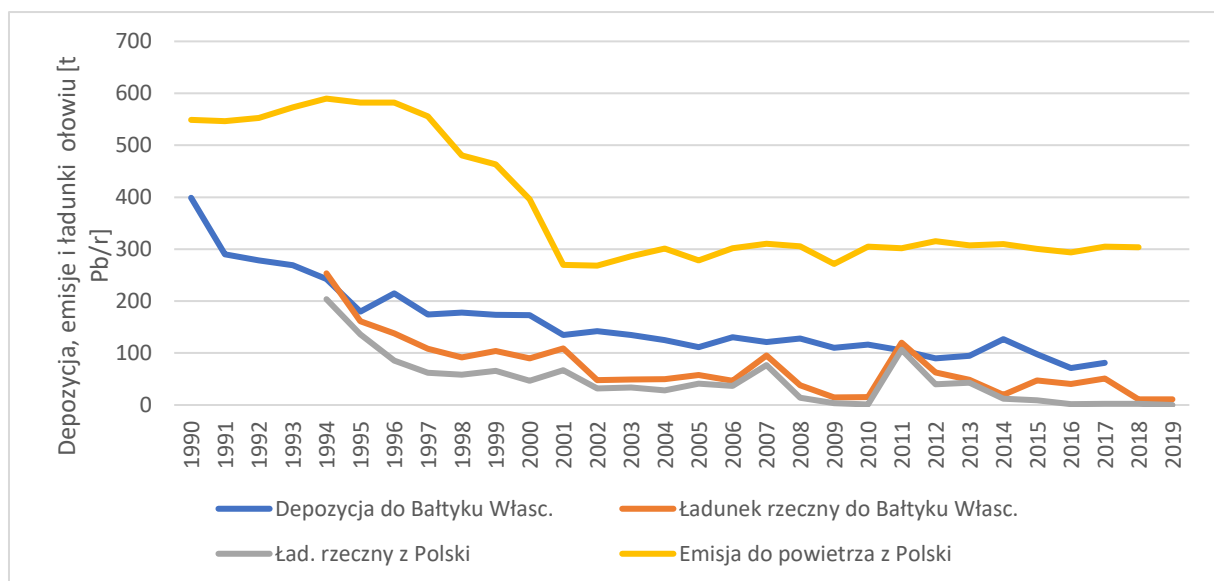
2.2.3 Ładunki ołowiu

Ołów do Bałtyku Właściwego trafia zarówno z wodami rzek, jak i z depozycją atmosferyczną, przy czym według danych HELCOM i EMEP [PK_21, PK_27, PK_28], udział ładunków rzecznych, wahając się w szerokich granicach, wynosi przeciętnie około 30%. Podobnie jak w przypadku rtęci i częściowo kadmu, można mieć spore wątpliwości do wiarygodności danych HELCOM o ładunkach rzecznych, które w dużym stopniu zależały od stosowanych technik analitycznych i procedur obliczeniowych. Ogólny trend obciążenia Bałtyku Właściwego ołowiem z depozycji jest zdecydowanie malejący ($r^2=0,77$). W przypadku ładunków rzecznych trend jest również spadkowy, chociaż mniej wyraźny ($r^2 = 0,48$). Do niedawna zdecydowana większość ołowiu z rzek pochodziła z Polski, a korelacja między ładunkami rzeczными z Polski a ładunkami rzeczными ogółem jest

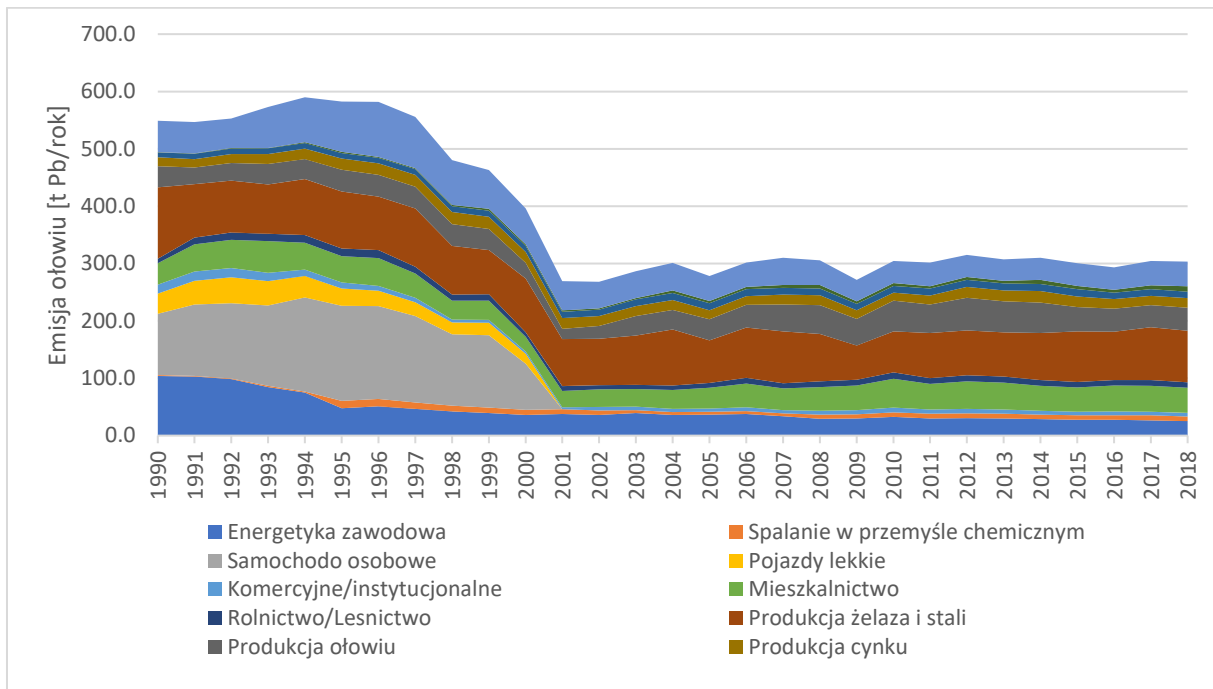
niezwykle silna ($r^2=0,94$). Nieco inaczej od około 2002 r. przedstawia się zależność między depozycją atmosferyczną do Bałtyku Właściwego, która systematycznie maleje, a emisjami ołowiu do powietrza z Polski, które od kilkunastu lat utrzymują się na prawie stałym poziomie. Fakty te ilustruje Ryc. 2.2-8.

Źródła emisji kadmu do powietrza w Polsce są znacznie zróżnicowane, co ilustruje Ryc. 2.2-9. O ile energetyka zawodowa odnotowała od 1990 r. 4-krotny spadek emisji, o tyle spalanie węgla w mieszkalnictwie jest źródłem rosnącym, odpowiedzialnym za 14% emisji. 52% ołowiu pochodzi z hutnictwa żelaza i stali (30%), ołowiu (13%), cynku (5%) i miedzi (4%). Do 2000 r. bardzo ważnym źródłem emisji były pojazdy silnikowe, które w 1990 r. odpowiadały za ok. 25% emitowanego ołowiu. Większość redukcji, jaką udało się osiągnąć w ostatnich 30 latach, to efekt zakazu stosowania benzyn ołowiowych.

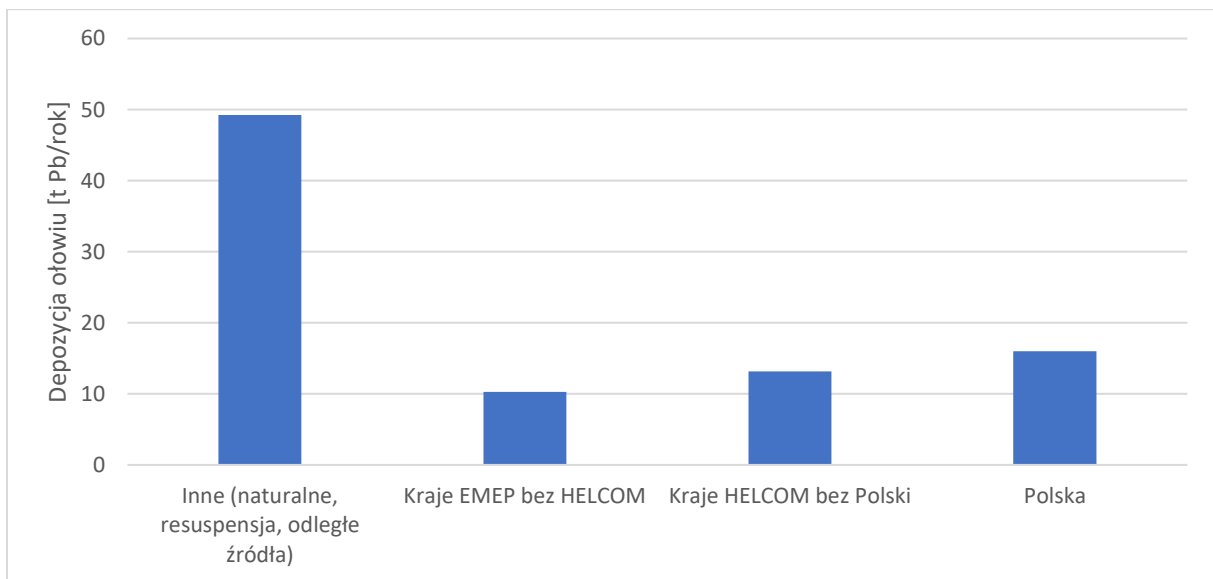
Aktualnie eksploatowane złoża cynku i ołowiu w Polsce są na wyczerpaniu (Ryc. 2.2-10). Istnieją plany eksploatacji kilkakrotnie mniejszych udokumentowanych złóż w ramach tzw. Projektu Olza, ale stoją one pod znakiem zapytania m.in. ze względów środowiskowych. Nawet jeżeli dojdzie do eksploatacji, żywotność złóż będzie dość ograniczona. W związku z tym można się w najbliższych latach spodziewać spadku emisji z hutnictwa cynku i ołowiu, a tym samym pewnego obniżenia (10-15%) emisji ołowiu w Polsce.



Ryc. 2.2-8. Źródła ołowiu w Bałtyku Właściwym oraz ładunki rzeczne i emisje kadmu do powietrza z Polski



Ryc. 2.2-9. Zmiany wielkości i struktury emisji ołowiu do powietrza z Polski



Ryc. 2.2-10. Struktura pochodzenia depozycji atmosferycznej ołowiu do Bałtyku Właściwego

Na podstawie [PK_26] ilość ołowiu odprowadzanego do wód ze ściekami w 2018 r. oszacowano na 9,9 ton, w tym 6,8 tony z oczyszczalni komunalnych i 3,1 ton z oczyszczalni przemysłowych. Jest to znacznie więcej niż zarejestrowany ładunek kadmu w rzekach uchodzących do Bałtyku, oszacowany na 2,5 tony [PK_01]. Stosunek ładunku w ujściach rzek do ładunku w ściekach wydaje się w przypadku ołowiu dość dobrze odzwierciedlać

skalę retencji tego pierwiastka w wodach śródlądowych. Również w przypadku ładunków rzecznych w nadchodzących dekadach należy się spodziewać raczej spadków, związanych z wygaszaniem górnictwa cynku i ołowiu.

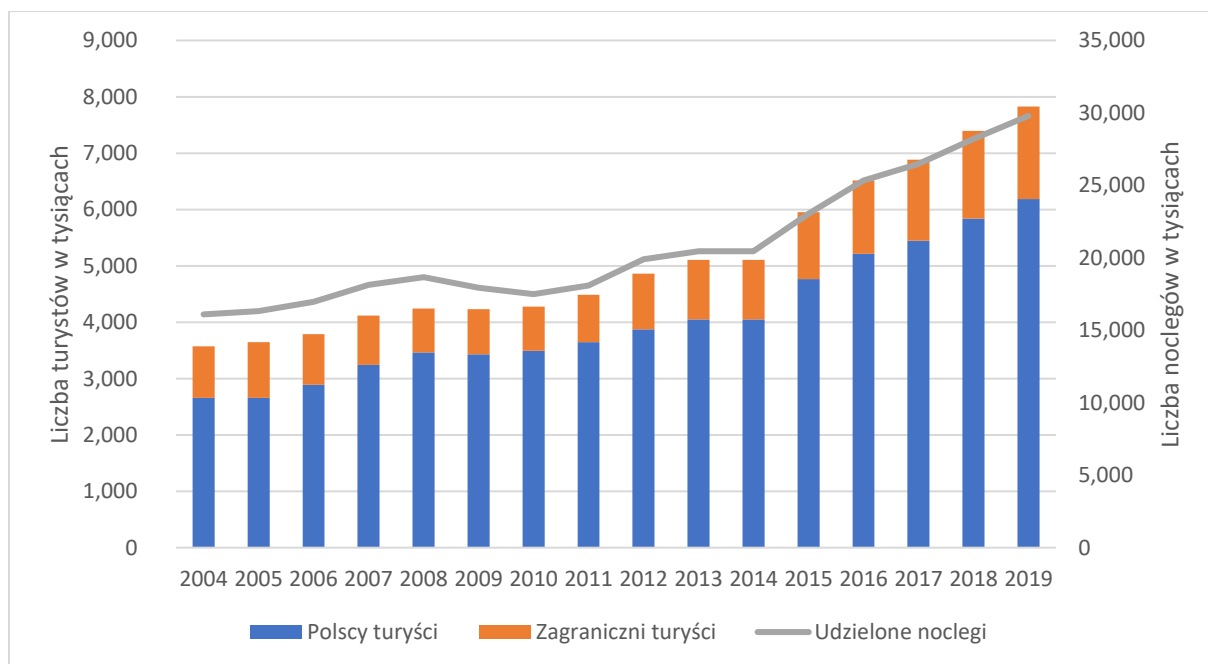
2.3 Penetracja siedlisk ptaków i ssaków

Jedną z istotnych presji antropogenicznych na populacje morskich zwierząt jest penetracja przez ludzi plaż i terenów nadbrzeżnych stanowiących potencjalne siedliska lęgowe ptaków oraz miejsca rozrodu i odpoczynku foki szarej. Przy stabilnych lokalnych populacjach ludzkich, zmiany poziomu penetracji tych siedlisk przez ludzi zależą przede wszystkim od liczebności i zwyczajów turystów. Ryc. -1 przedstawia liczby rejestrowanych turystów i noclegów wg [PK_29] w trzech województwach nadmorskich, tj. zachodniopomorskim, pomorskim i warmińsko-mazurskim w latach 2004-2019. Dane te oczywiście odnoszą się nie wyłącznie do wybrzeża, a do całych województw, ale ponieważ trendy dla całego terytorium Polski są zbliżone (Ryc. -2), można przypuszczać, że w miejscowościach nadmorskich sytuacja zmieniała się podobnie, jak w województwach nadmorskich. Z przedstawionych danych wynika, że dynamika rozwoju turystyki nadmorskiej jest nieco niższa niż krajowej ogółem, co przypuszczalnie wiąże się z wysokim pułapem początkowym, a także, że liczby udzielanych noclegów rosną mniej więcej proporcjonalnie do PKB z zastrzeżeniem, że do 2014 r. wzrost ten, zwłaszcza nad morzem, był nieco wolniejszy niż wzrost PKB, a od 2015 r. jest wyraźnie szybszy. Zjawisko to można wiązać z dużymi transferami socjalnymi w ostatnich latach.

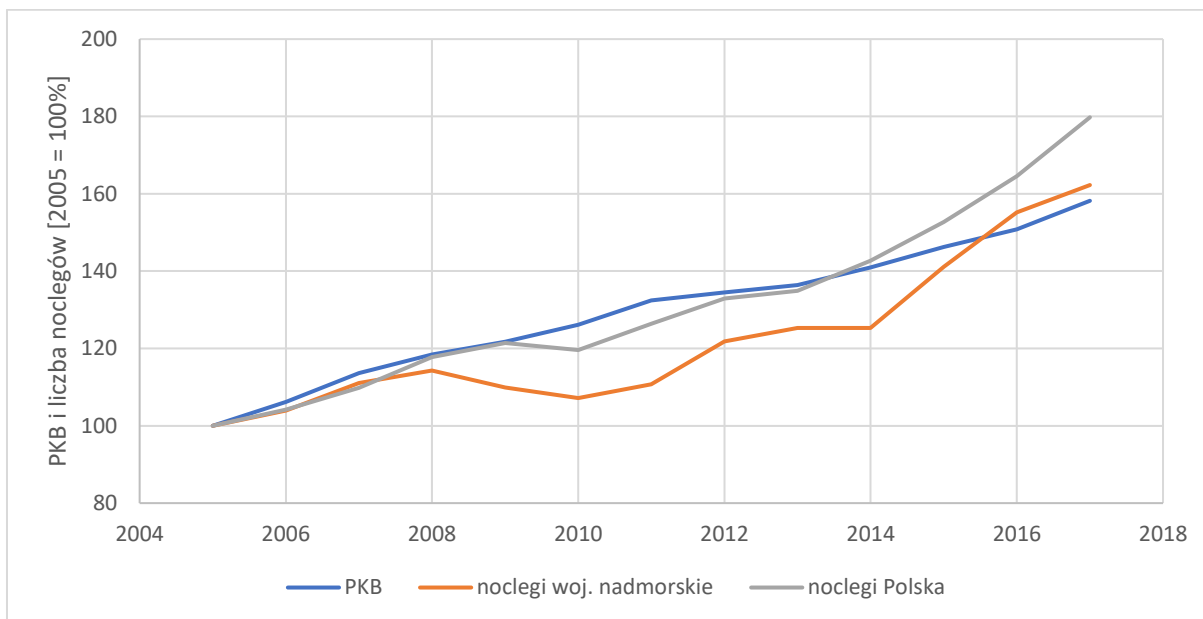
Związane ze wzrostem PKB bogacenie się społeczeństwa będzie niewątpliwie motorem rozwoju turystyki w nadchodzących dekadach. PKB do 2050 r. wzrośnie o 48%. Jednak należy przypuszczać, że przy zaspokojeniu podstawowych potrzeb Polacy (a także odwiedzający Polskę obcokrajowcy) będą coraz większą część budżetów domowych przeznaczać na wyjazdy turystyczne. To oznacza, że można się spodziewać, iż wzrost liczby noclegów nad morzem będzie do 2050 r. szybszy niż wzrost PKB. Ekstrapolacja trendu liniowego z lat 2004-2019 wskazuje, że wzrost ten wyniesie 81%. Dla potrzeb oceny presji antropogenicznych przyjęto, że rzeczywisty wzrost do 2050 r. wyniesie 65%, tj. tyle, ile średnia z prognozy wzrostu PKB i z ekstrapolacji liniowego trendu liczby noclegów z lat 2004-2050.

Turystyka nadmorska jest sektorem od lat ugruntowanym, a jej rozwój skupia się w tradycyjnych, niezmiennych od dawna ośrodkach. Dlatego duże przesunięcia w rozmieszczeniu przestrzennym presji turystycznej są raczej mało prawdopodobne. Warto jednak odnotować, że w ostatnich latach następują coraz wyraźniejsze zmiany w formach, jakie przybiera turystyka nadmorska. Chociaż nadal zdecydowanie

dominującą formą jest odpoczynek na plaży połączony z kąpielami, to jednak wyraźnie rośnie popularność sportów wodnych takich, jak windsurfing, kitesurfing, paddleboarding, nurkowanie. Rośnie też liczba osób uprawiających morskie żeglarstwo jachtowe. Dużym zainteresowaniem cieszy się wędkarstwo, w tym zwłaszcza rekreacyjne połowy z jednostek pływających. Rozwój form turystyki silnie związanych nie tyle z plażą, ile z wodą, oznacza zwiększoną penetrację siedlisk i obszarów, które dla zwykłych plażowiczów są niedostępne. Można przypuszczać, że takie bardziej wyszukane formy turystyki będą rozwijać się w tempie szybszym niż ruch turystyczny jako całość.



Ryc. -1. Podstawowe trendy w ruchu turystycznym w województwach nadmorskich w latach 2004-2019



Ryc. -2. Dynamika liczby noclegów na tle wzrostu PKB w latach 2005-2017

2.4 Presja połowowa

Prognozowanie presji połowowa jest obarczone dużymi niepewnościami wynikającymi ze złożoności czynników ją kształtujących. Połowy głównych morskich gatunków komercyjnych są regulowane na poziomie międzynarodowym na podstawie rekomendacji ICES, które z kolei formułowane są na podstawie dostępnych danych o wielkości i kondycji stad. Praktyka, a dokładniej katastrofalna sytuacja dorsza, największego bałtyckiego drapieznika wśród ryb, pokazuje, że ten system regulacji sam w sobie nie wystarcza do zapewnienia stabilności eksploatowanych stad, a tym samym – całej sieci troficznej ekosystemu.

Wycofywanie się dorsza powodowane jest nie tylko presją połowową, ale pogarszającymi się w wyniku eutrofizacji (deficyty tlenowe) warunkami na tarliskach, a także zmianami klimatu, które nie sprzyjają temu północnemu gatunkowi [PK_56]. W związku z tym należy się liczyć ze scenariuszem, w którym, pomimo limitów, a nawet zakazu połowów tego gatunku, populacje dorsza bałtyckiego będą maleć.

W odpowiedzi na kryzys stad dorsza podejmowane są kroki mające ograniczyć presję połowową na ten gatunek w sposób trwały, poprzez redukcję floty rybackiej.

Powyższe czynniki będą powodowały w długiej perspektywie spadek presji połowowej wobec dorsza.

Wraz z redukcją liczebności obu bałtyckich stad dorsza będzie zanikał główny naturalny czynnik regulujący stada pelagicznych ryb śledziowatych. W związku z tym, na podstawie typowych zależności drapieżnik-ofiara można zakładać, że w długiej perspektywie presja połowowa na te gatunki (śledź, szprot) będzie utrzymywać się na obecnym poziomie lub nawet rosnąć. Jednak z drugiej strony śmiertelność i stan biomasy szprota i śledzia zależy od wielu czynników, nie tylko od liczebności dorsza. Obecnie według aktualnych danych ICES biomasa bałtyckiego stada śledzia centralnego maleje, a nie rośnie. ICES rekomenduje zmniejszenie połowów śledzia z tego stada w Morzu Bałtyckim w 2022 r. w stosunku do 2021 r. (o 45%). Takie podejście zostało również potwierdzone w propozycji Komisji Europejskiej ws. bałtyckich limitów połowowych na 2022 r. [PPr 66].

Jeżeli powyższe przewidywania się sprawdzą, będzie to oznaczało:

- spadek presji związanych z połowami dennymi,
- stabilizację lub ewentualny wzrost presji związanych z połowami pelagicznymi.

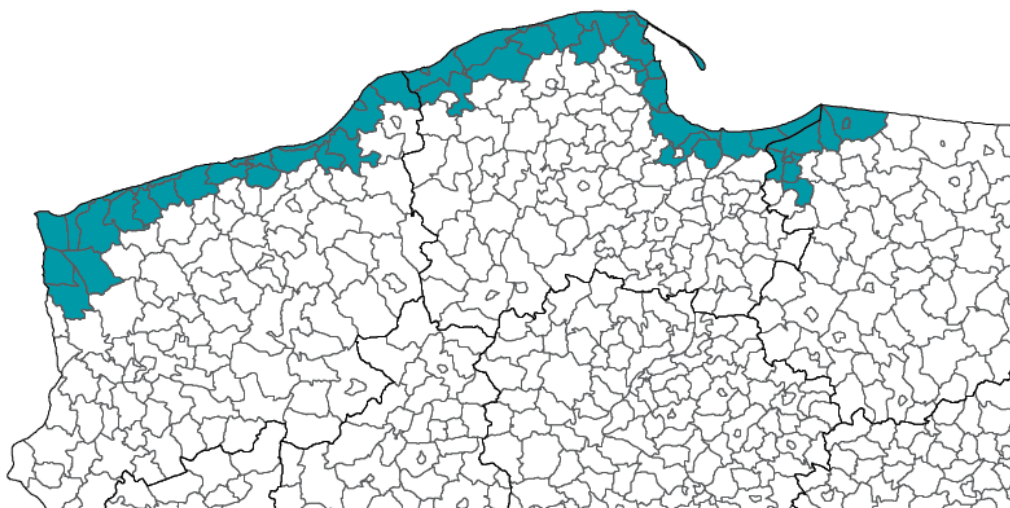
2.5 Wprowadzanie odpadów

2.5.1 Makroodpady

Ruch turystyczny

Zgodnie z dostępnymi opracowaniami naukowymi czynnikami, które przyczyniają się do wzmożonej obecności plastików, w tym mikroplastików w wodach morskich, osadach dennych i na plażach są m.in. turystyka i urbanizacja [ODPADY_1].

Według metodologii Eurostatu, w Polsce do obszarów nadmorskich zaliczonych zostało 55 gmin (Ryc. 2.5-1). Są one usytuowane nad Morzem Bałtyckim lub pozostają w bezpośredniej bliskości morza: 23 gminy położone są w województwie zachodniopomorskim, 26 – w pomorskim oraz 6 – w warmińsko-mazurskim. Obejmują obszar 7,9 tys. km² (2,5% powierzchni Polski) i według stanu w końcu czerwca 2019 r. zamieszkiwało je 1,6 mln osób (tj. 4,1% ogółu ludności kraju).



Ryc. 2.5-1. Obszary nadmorskie wg. Eurostat/GUS, Źródło: [ODPADY_2]

Z obiektów znajdujących się na obszarach nadmorskich w 2018 r. skorzystało prawie 5,0 mln turystów – 14,6% nocujących w obiektach turystycznych na terenie całego kraju (wzrost o 10,3% w porównaniu z 2017 r. – 4,5 mln turystów; 14,1% ogółu turystów). Na każde 1000 osób mieszkających na tych terenach do turystycznych obiektów noclegowych przyjechało średnio 3 152 turystów. W 2018 r. na obszarach nadmorskich udzielono 21,9 mln noclegów (wzrost o 7,7% wobec 2017 r. – 20,3 mln), co stanowi 24,6% wszystkich noclegów turystycznych w Polsce (w 2017 r. – 24,2%). Stopień wykorzystania miejsc noclegowych dla gmin nadmorskich w 2018 r. wyniósł przeciętnie 50,6% (w 2017 r. 49,8%). [ODPADY_3].

W 2019 r. na obszarach nadmorskich funkcjonowało 2 700 turystycznych obiektów noclegowych, które stanowiły 24,0% ogółu obiektów w kraju. W porównaniu z rokiem poprzednim liczba obiektów noclegowych na obszarach nadmorskich zwiększyła się o 76, tj. o 2,9%. Baza noclegowa na obszarach nadmorskich ma charakter typowo sezonowy, znajduje się tu ponad połowa (54%) wszystkich obiektów sezonowych działających w Polsce. W 2019 r. turystyczne obiekty noclegowe położone w gminach nadmorskich dysponowały 225,8 tys. miejsc noclegowych, co stanowiło 27,3% wszystkich miejsc w obiektach noclegowych w Polsce. W odniesieniu do roku poprzedniego liczba miejsc noclegowych wzrosła odpowiednio o 5,3% (11,3 tys.). W obiektach zlokalizowanych na obszarach nadmorskich przebywało w 2019 r. 5,3 mln turystów, czyli 14,8% nocujących w obiektach turystycznych na terenie całego kraju. W porównaniu z rokiem poprzednim liczba turystów była większa o 335,7 tys., tj. o 6,8%. Na każde 1000 osób mieszkających na tych terenach przypadało średnio 3 366 turystów [ODPADY_2].

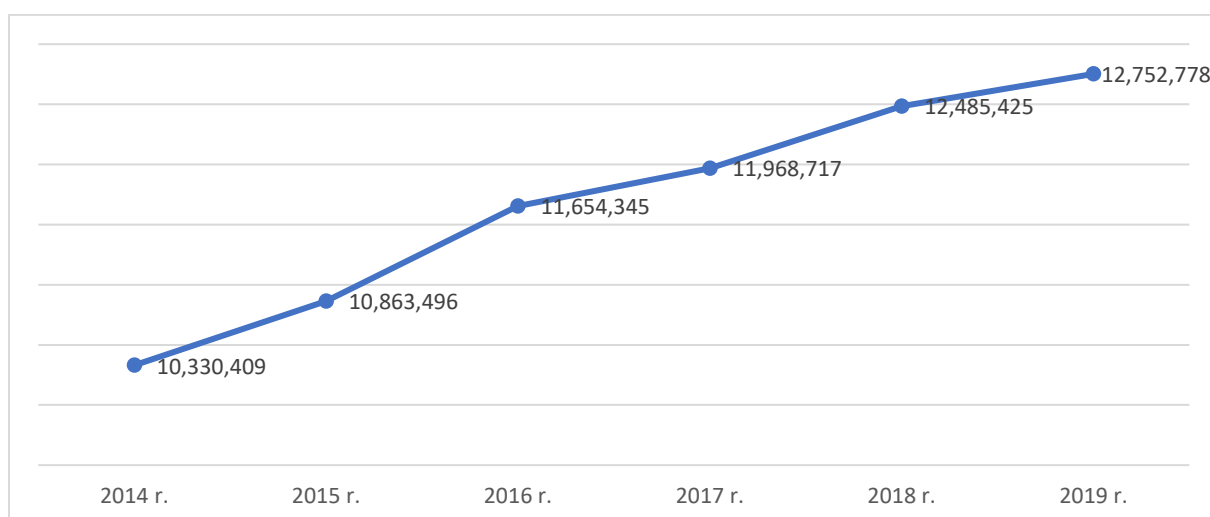
Według dostępnych danych statystycznych (dane GUS) dotyczących ruchu turystycznego w miejscowościach nadmorskich odnotowano znaczny wzrost zarówno ilości miejsc noclegowych, udzielonych noclegów jak również stopnia wykorzystania miejsc noclegowych. W dalszej perspektywie czasowej spodziewany jest dalszy wzrost wyżej wymienionych wskaźników.

Wytwarzanie odpadów komunalnych

Dostępne dane statystyczne Głównego Urzędu Statystycznego [ODPADY_4] dotyczące ilości zebranych odpadów na terenie Polski w latach 2014 – 2019 wykazują wyraźną tendencję wzrostową (Tab. 2.5-1, Ryc. 2.5-2).

Tab. 2.5-1. Odpady komunalne zebrane w Polsce w latach 2014 – 2019 (Mg/rok)

	2014 r.	2015 r.	2016 r.	2017 r.	2018 r.	2019 r.
POLSKA	10 330 409	10 863 496	11 654 345	11 968 717	12 485 425	12 752 778



Ryc. 2.5-2. Odpady komunalne zebrane w Polsce w latach 2014 – 2019 (Mg/rok)

Pomimo prognozowanego spadku liczby ludności Polski, należy spodziewać się w dalszej perspektywie czasowej podtrzymania trendu wzrostu ilości wytwarzanych odpadów. Potwierdzają to prognozy wykonywane obecnie na terenie kraju w ramach przygotowywania aktualizacji wojewódzkich planów gospodarki odpadami (WPGO). Głównymi obszarami zmian w aktualizowanych WPGO są właśnie prognozy zmian ilości zbieranych i odbieranych odpadów komunalnych w latach 2017–2030, ponieważ jak wynika z danych GUS, ilość zbieranych i odbieranych odpadów komunalnych w 2017 r. osiągnęła poziom wytwarzania odpadów komunalnych prognozowany w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami 2022 (KPGO) w tzw. hipotezie „wysokiej” dla 2030 r. Przy tym

w dalszym ciągu poziom wytwarzania odpadów komunalnych ewidencjonowany w 2017 r. wskazywałby, że Polska to kraj z jednym z najniższych wskaźników wytwarzania odpadów przypadającym na jednego mieszkańca w Europie. Poziom ten w Polsce w 2017 r. wynosił 312 kg na mieszkańca, podczas gdy średnia dla krajów UE w wynosiła 483 kg.

Zagubione narzędzia połowowe

W ramach pierwszego międzynarodowego projektu poświęconego zagubionym sieciom rybackim w Morzu Bałtyckim FANTARED II wykonano w okresie od 1 stycznia 1999 r. do 31 grudnia 2001 r. badania obejmujące Bałtyk, Morze Śródziemne oraz Morze Północne. Wyniki badań przeprowadzonych już w tym czasie były niepokojące. Zwrócono uwagę, że Bałtyk, jest jednym z obszarów, w których zagubione narzędzia połowowe mogą stanowić poważne zagrożenie stając się nieselektywnymi pułapkami dla ryb, ssaków i ptaków morskich. Skala wpływu sieci widm na organizmy morskie i ich zasoby nie została określona.

W 2015 r. HELCOM przyjęła regionalny plan działań dotyczący odpadów morskich, obejmujący również zalegające sieci rybackie. Przedstawiciele różnych organizacji z Polski, Estonii, Niemiec i Szwecji podjęli prace nad projektem MARELITT Baltic. W tym czasie działania prowadzone w ramach projektów poświęconych usuwaniu zalegających sieci rybackich w Polsce i w Szwecji, potwierdziły zagrożenia sygnalizowane w ramach projektu FANTARED II. W ramach projektów prowadzonych w Szwecji i w Polsce usunięto w sumie 440 ton różnych zalegających w morzu narzędzi połowowych. Jednakże brak powszechnej wiedzy i wspólnej metodologii uniemożliwił wyciągnięcie wniosków, nawet w przypadku działań podjętych tylko w wodach polskich i szwedzkich. Zarówno geograficzne rozmieszczenie, jak i całkowita liczba zagubionych w Bałtyku sieci pozostały nieokreślone.

Zainicjowany w 2016 r. projekt MARELITT Baltic jest jedną z pierwszych międzynarodowych inicjatyw mających na celu opracowanie praktycznych wskazówek oraz planu działania dla rozwiązania problemu zalegających w morzu sieci rybackich. Wspólne działania lokalnych i krajowych organów rządowych, sektora rybołówstwa, organizacji pozarządowych zajmujących się ochroną środowiska, środowiska nurków oraz instytucji naukowych miały na celu zdobycie wiedzy, opracowanie metodologii oraz narzędzi politycznych w celu ograniczenia wpływu zagubionych narzędzi połowowych w Morzu Bałtyckim. Obejmują one:

- 1) mapowanie,
- 2) usuwanie sieci,
- 3) recykling,

4) działania zapobiegawcze.

W ramach projektu MARELITT Baltic opracowano pierwszą mapę obszarów o największym prawdopodobieństwie występowania zagubionych sieci w Bałtyku, zestaw narzędzi i działań prewencyjnych, jak usuwanie zagubionych sieci z dna morskiego, najlepsze praktyki oraz rekomendacje w zakresie odbioru wyłowionych sieci na lądzie oraz zalecenia, które pozwolą uniknąć problemu zagubionych sieci w przyszłości. Projekt przyczynił się do znacznego wzbogacenia wiedzy koniecznej do ograniczania zagrożenia stwarzanego przez zalegające w Bałtyku sieci rybackie [ODPADY_9].

Zakłada się, że planowane wdrażanie w ciągu kolejnych lat rekomendacji działań prewencyjnych opracowanych w ramach programu MARELITT Baltic mających na celu wsparcie mapowania obszarów o największej koncentracji zalegających sieci rybackich oraz operacji wyławiania sieci rybackich, operacji usuwania sieci rybackich oraz zmniejszenie liczby sieci traconych podczas połowów pozwoli na ograniczenie wpływu odpadów, w tym utraconych narzędzi połowowych na środowisko morskie.

Odpady dopływające z rzek

Zakłada się, że odpady pochodzące z lądu dopływające rzekami stanowią główne źródło zanieczyszczeń tworzywami sztucznymi w morzach [ODPADY_11].

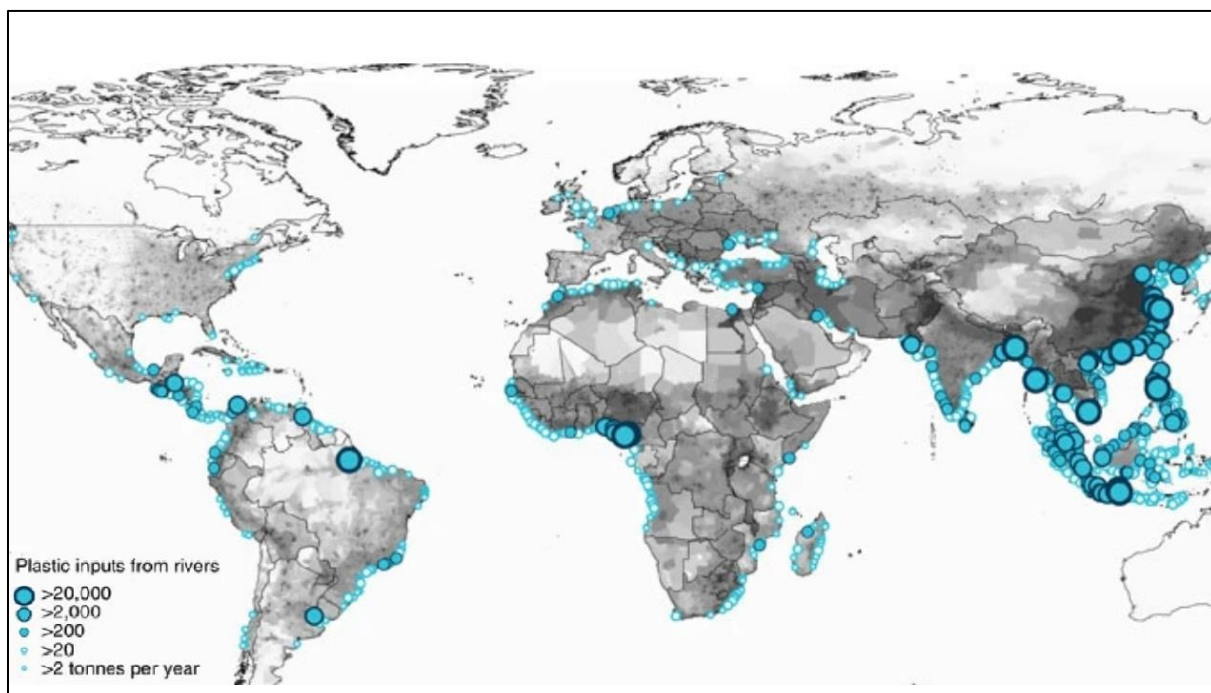
Odpady w tym przede wszystkim odpady z tworzyw sztucznych pochodzące z działalności człowieka na lądzie mogą dostawać się do rzek poprzez spływ powierzchniowy/podpowierzchniowy/kanalizację. Część odpadów, które trafiają do rzek nie dociera do mórz i oceanów wskutek ich sedymentacji, osadzenia wzdłuż brzegów rzek czy połknięcia przez organizmy wodne. Pozostała część, która ostatecznie dociera do mórz i oceanów może być określana jako rzeczny dopływ (Riverine Outflow) [ODPADY_10].

Brak jest szczegółowych informacji odnośnie ilości odpadów dostających się w ten sposób do Bałtyku. Parametr ten jest obecnie przedmiotem badań mających na celu opracowanie metod umożliwiających szacowanie jego wielkości na większą skalę.

Przy użyciu jednego z opracowanych dotąd modeli obliczeniowych opartego na wskaźniku rozwoju społecznego (Human Development Index), wykazującego silną korelację pomiędzy szacunkami modelu a pomiarami w terenie oszacowano, że globalny dopływ tworzyw sztucznych z 1518 głównych rzek mieści się w przedziale 57000–265000 (mediana: 134000) ton w 2018 r. Dla rzek Europy parametr ten wyliczono na 1040–21000 (mediana: 7360) ton rocznie. Ponadto oszacowano, że globalny odpływ tworzyw sztucznych w rzekach osiągnie szczyt w 2028 r. [ODPADY_10].

Zgodnie z innymi wyliczeniami oszacowano, że obecnie co roku z globalnego systemu rzeczego do oceanów wypływa od 1,15 do 2,41 mln ton plastiku z czego z Europy 2310–9320 (mediana:3900) ton rocznie [ODAPDY_12].

Ryc. 2.5-3 przedstawia rozkład emisji plastików z rzek na świecie zgodnie z przedstawionymi powyżej danymi z obliczeń.



Ryc. 2.5-3. Emisja plastiku z rzek, Źródło: [ODPADY_12]

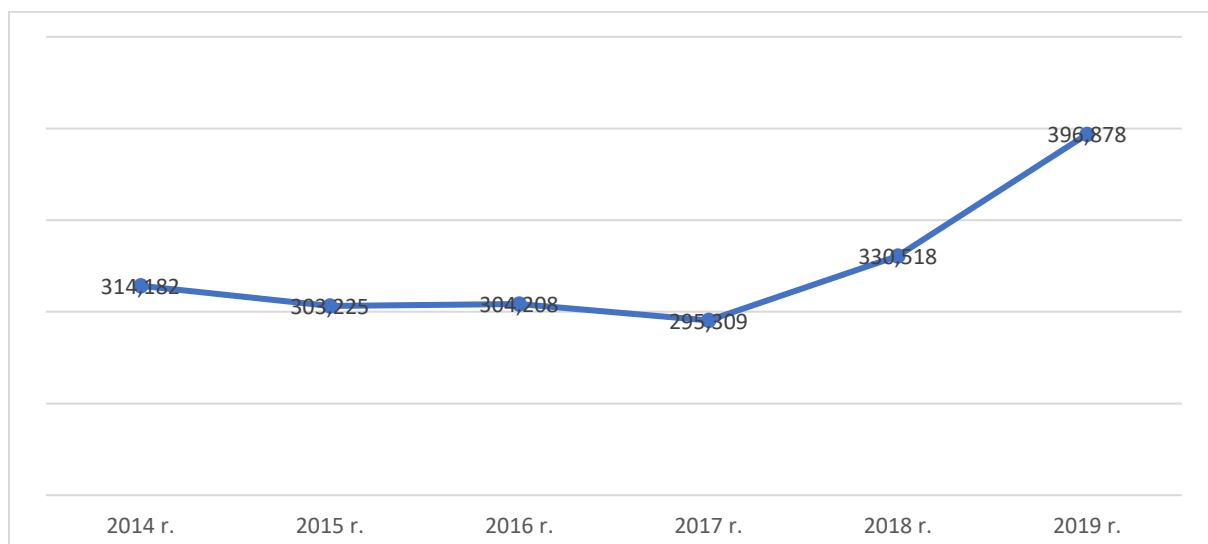
2.5.2 Mikroodpady

Wytwarzanie odpadów z tworzyw sztucznych w Polsce

Dostępne dane statystyczne GUS [ODPADY_5] dotyczące ilości zebranych selektywnie odpadów z tworzyw sztucznych na terenie Polski w latach 2014–2019 wykazują wyraźną tendencję wzrostową (Tab. 2.5-2, Ryc. 2.5-4).

Tab. 2.5-2. Odpady tworzyw sztucznych zebrane w Polsce w latach 2014 – 2019 (Mg/rok)

	2014 r.	2015 r.	2016 r.	2017 r.	2018 r.	2019 r.
POLSKA	314 182	303 225	304 208	295 309	330 518	396 878



Ryc. 2.5-4. Odpady tworzyw sztucznych zebrane w Polsce w latach 2014 – 2019 (Mg/rok)

Podobnie jak w przypadku całości strumienia odpadów komunalnych, pomimo prognozowanego spadku liczby ludności Polski, należy spodziewać się w dalszej perspektywie czasowej podtrzymania trendu wzrostu ilości wytwarzanych odpadów z tworzyw sztucznych. Potwierdzają to prognozy ilości wytwarzanych odpadów wykonywane obecnie na terenie kraju w ramach przygotowywania aktualizacji strategicznych dokumentów w dziedzinie gospodarki odpadami - WPGO.

Zużycie i odzysk opakowań

Zgodnie z danymi Polskiej Izby Opakowań przeciętny mieszkaniec Polski zużywa 160 kg (180 kg w krajach UE) opakowań rocznie i zużycie to będzie nadal rosło. Biorąc pod uwagę strukturę materiałową opakowań, w Polsce dominują opakowania z tworzyw sztucznych (około 40% udziału), które składają się po połowie z opakowań elastycznych (torebki, folie itd.) i opakowań sztywnych (butelki, pudełka itd.). Opakowania z papieru to około 37%, metale lekkie – 12%, a szkło – około 10%. W Polsce głównymi odbiorcami opakowań są producenci żywności, którzy odpowiadają za ponad 60% zużycia opakowań, a następnie branża farmaceutyczna (7% udział) i kosmetyczna (6%). Pozostała część zapotrzebowania na opakowania pochodzi od producentów chemii gospodarczej i innych towarów przemysłowych [ODPADY_6].

Według analiz Polskiej Izby Opakowań prognozuje się zmniejszenie dynamiki rozwoju krajowego rynku opakowań w 2020 r. i następnych. Przewidywany wzrost nie przekroczy 6%, wobec 6,0-6,8% w 2019 r.. Rezultatem zmniejszenia tempa rozwoju gospodarczego (przewidywany wzrost PKB do ok. 3,4% wobec, 4,2% w 2019 r.) spowodowanego w znacznej części spowolnieniem w gospodarce europejskiej oraz pogorszenia warunków

prowadzenia działalności gospodarczej wskutek znaczącego wzrostu kosztów pracy oraz wzrostu kosztów energii, paliw i surowców [ODPADY_7].

Poza ww. warunkami ekonomicznymi czynnikiem, który może w najbliższych latach wpłynąć na spowolnienie wzrostu ilości produkowanych i zużywanych opakowań lub redukcję ich ilości będą nowe regulacje unijne zmierzające do ograniczenia generowania odpadów oraz maksymalizacji odzysku materiałów w europejskich gospodarkach poprzez krajowe przepisy regulujące wdrożenie przepisów wynikających z Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/852 w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych [ODPADY_8]. Oszacowano, że zmiany najmocniej wpłyną na producentów opakowań wykonanych z tworzyw sztucznych.

Nowe regulacje, w tym przepisy pakietu GOZ (gospodarki o obiegu zamkniętym), które weszły w życie w dniu 4 lipca 2018 r. i obejmują m.in. zmianę czterech głównych dyrektyw dotyczących w znacznym zakresie odpadów komunalnych wyznaczają nowe cele dla ponownego użycia i recyklingu odpadów komunalnych. Do 2025 r. kraje UE zobowiązane są zagospodarować w ten sposób 55% odpadów, do roku 2030 - 60%, a do 2035 r. - 65%. Przepisy te zobowiązują obecnie państwa członkowskie do zagospodarowania (recyklingu i ponownego użycia) 50% odpadów. Ponadto zgodnie z nowymi przepisami UE w ramach Rozszerzonej Odpowiedzialności Producenta (ROP) producenci produktów w opakowaniach będą partycypować w kosztach zbierania i zagospodarowania odpadów opakowaniowych w znacznie większym stopniu niż ma to miejsce obecnie.

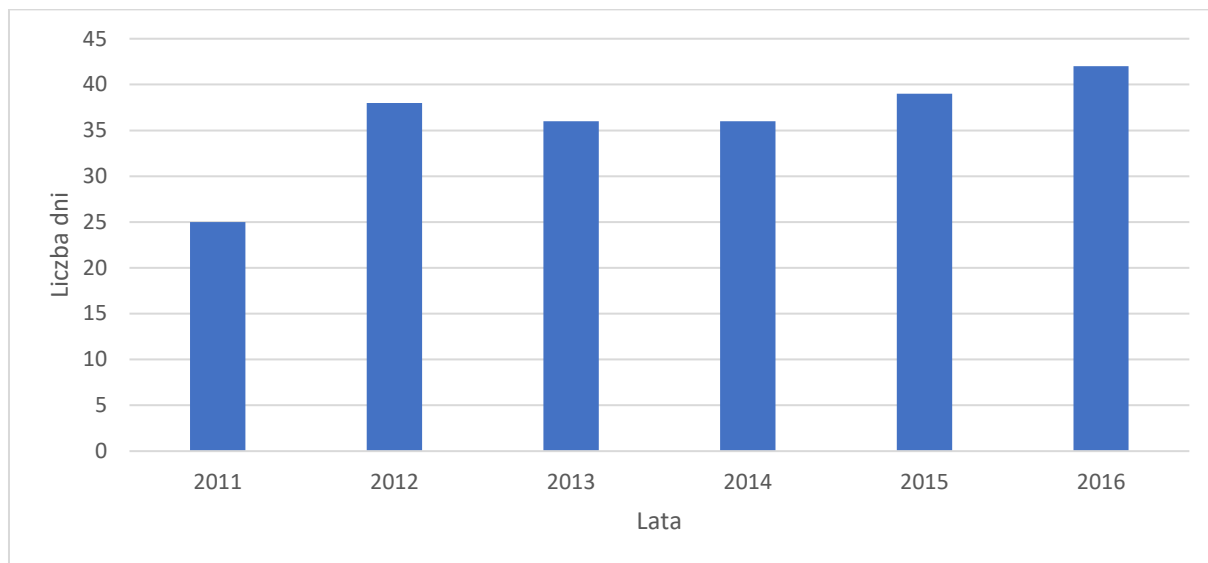
2.6 Hałas podwodny

Poziom hałasu podwodnego w Bałtyku będzie prawdopodobnie wzrastał wraz ze zwiększającą się od ostatnich kilku dziesięcioleci działalnością człowieka na morzu. Antropogeniczne źródła hałasu podwodnego obejmują m.in: transport (statki, łodołamacze i inne pływające pojazdy), prace pogłębiarskie i budowę obiektów (na przykład farm wiatrowych), morskie badania geofizyczne (air-gun), eksplozje (miny, bomby) i sonary [JSK_22].

2.6.1 Hałas impulsowy

Hałas impulsowy to taki, który jest krótkotrwałym zdarzeniem, związanym z dźwiękami o wysokich poziomach. Od 2015 r. istnieje możliwość zgłoszenia aktywności na morzu związanej z powstaniem hałasu impulsowego (eksplozje, palowanie, badania sejsmiczne przy użyciu air-gun, użycie sonarów) poprzez HELCOM i OSPAR, do utworzonej bazy

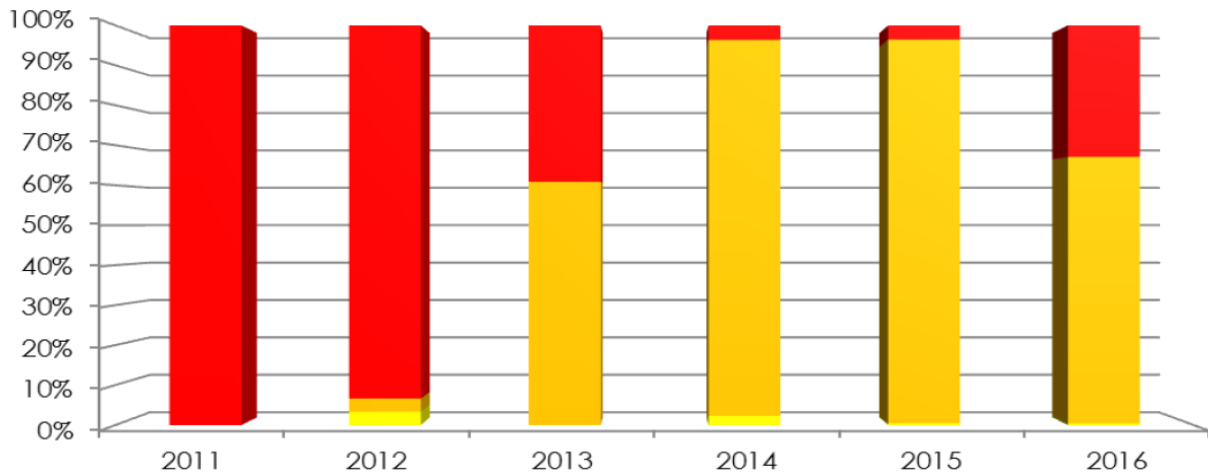
danych przez ICES. Polska dotychczas zgłaszała jedynie dane z eksplozji. W 2011 r. liczba dni z eksplozjami wyniosła 25, a w latach 2012-2016 pomiędzy 36 a 42 (Ryc. 2.6-1).



Ryc. 2.6-1. Eksplozje w POM w latach 2011–2016, zarejestrowane przez HELCOM [JSK_7]

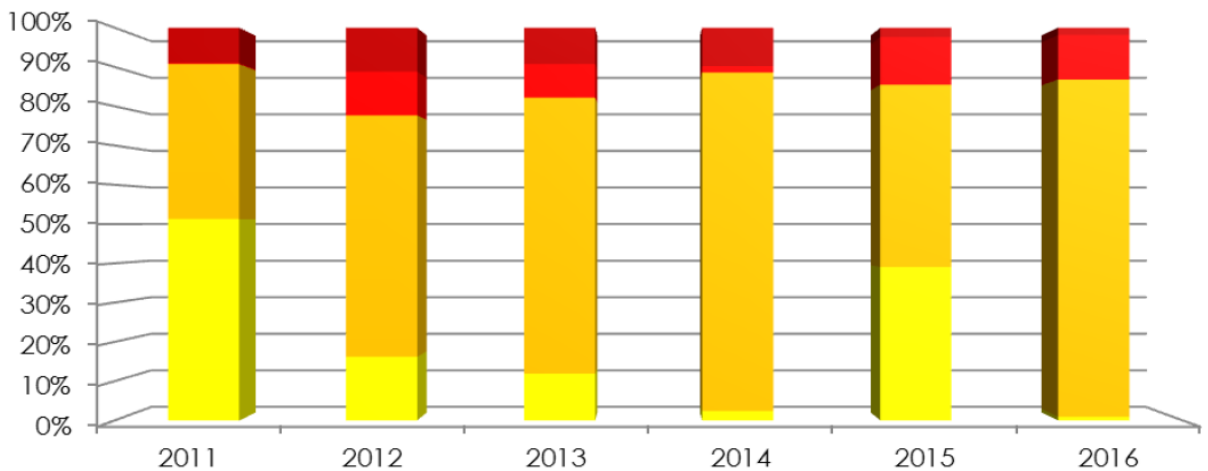
Eksplozje min, torped i bomb podwodnych są częste podczas ćwiczeń wojskowych, rozminowywań oraz działań wojennych. Szczytowe poziomy dźwięku eksplozji podwodnych zależą od masy ładunku. Na przykład dla 45,4 kg trotylu poziom źródła dźwięku jest równy 284 dB re 1 μ Pa z zakresem częstotliwości od 10 do 1000 Hz [JSK_6]. W Aktualizacji wstępnej oceny z 2018 r. wykorzystano dane o wybuchach w POM w latach 2011-2016 pochodzące od MON [JSK_12]. Dane te zawierały informacje o lokalizacji, liczby dni, podczas których przeprowadzano wybuchy, rodzaju oraz wielkości ładunków wybuchowych (w przeliczeniu na TNT), bez informacji odnośnie do konkretnego poziomu generowanego dźwięku.

W latach 2011-2012 w obszarze Basenu Gdańskiego przeważał udział zarejestrowanych wysokich eksplozji (21-210 kg TNT; 244,4–254,2 dB re 1 μ Pa), natomiast w latach 2013-2016 liczba wysokich eksplozji znacznie zmalała, a wzrosła liczba eksplozji o średnim poziomie (2,1-21 kg TNT; 234,2 – 244,4 dB re 1 μ Pa) (Ryc. 2.6-2).



Ryc. 2.6-2. Udział poszczególnych poziomów eksplozji w obszarze Basenu Gdańskiego w latach 2011–2016 (kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnoczerwony – poziom średni, kolor żółty – poziom niski) (źródło danych MON) [JSK_12]

W obszarze Basenu Bornholmskiego w latach 2011-2016 wystąpiły eksplozje o bardzo wysokim poziomie (powyżej 210 kg TNT; > 254,2 dB re 1 μPa). Największy ich udział miał miejsce w 2012 r. i wyniósł 10%. Od 2013 r. widoczny jest powolny spadek udziału tych eksplozji w stosunku do innych typów (Ryc. 2.6-3).

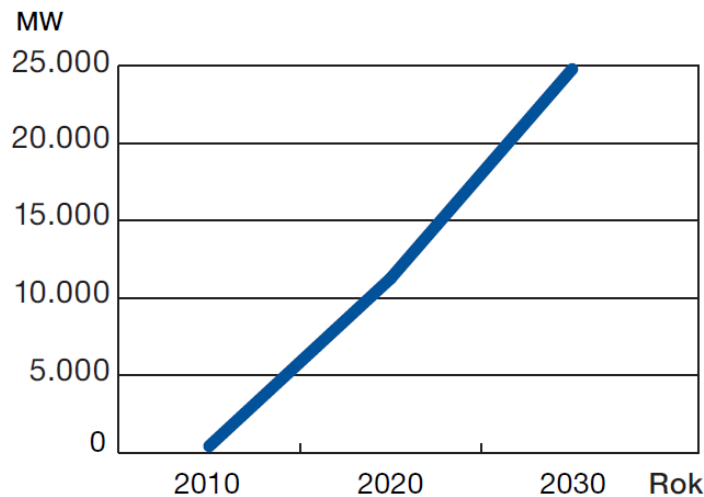


Ryc. 2.6-3. Udział poszczególnych typów siły eksplozji w obszarze Basenu Bornholmskiego w latach 2011–2016 (kolor ciemnoczerwony – poziom bardzo wysoki, kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnoczerwony – poziom średni, kolor żółty – poziom niski) (źródło danych MON) [JSK_12]

Na podstawie danych o wybuchach z HELCOM oraz MON z lat 2011-2016 (Ryc. 2.6-1, Ryc. 2.6-2 i Ryc. 2.6-3) można prognozować dalsze utrzymanie się około 35-45 dni w roku z eksplozjami w POM oraz największego udziału eksplozji o poziomie średnim zarówno w obszarze Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego. Przewiduje się

także zmniejszenie udziału eksplozji bardzo wysokich i wysokich w obszarze Basenu Bornholmskiego.

Kolejnym źródłem dźwięku impulsowego w morzu jest palowanie. Energia akustyczna jest generowana na skutek oddziaływania kofara. Podczas budowy morskich farm wiatrowych w Niemczech szczytowe poziomy emitowanych sygnałów z wbijania pali wynosiły od 183 dB re 1 μ Pa (dla pala o średnicy 1 m) do 200 dB re 1 μ Pa (dla pala o średnicy 4 m) w odległości 750 m od źródła dźwięku. Maksymalna energia podczas wbijania pali była skupiona przy częstotliwościach od 100 Hz do 400 Hz [JSK_17]. Podczas budowy farmy wiatrowej Horns Reef na Morzu Północnym generowano dźwięki impulsowe o szczytowym poziomie źródła dźwięku 235 dB re 1 μ Pa (dla średnicy pala 4 metry) [JSK_28]. Obecnie, w POM planowane jest powstanie wielu farm wiatrowych. W 2010 r. WWF przedstawił raport, w którym zwrócił uwagę na intensywny rozwój sektora energetyki wiatrowej, aż o 6,0%, z około 400 MW do 25 000 MW w 2030 r. (Ryc. 2.6-4) [JSK_30]. Obecnie Polskie Towarzystwo Morskiej Energetyki Wiatrowej prognozuje, że w Polsce do 2050 r. jest szansa osiągnąć 20 000 MW mocy zainstalowanej na morzu. Hałasy z palowań mogą spowodować tymczasowe zwiększenie, do wysokiego poziomu, tła akustycznego. Jednak istnieje wiele metod mitygujących hałas, takich jak np. kurtyna powietrzna, które mogą ograniczyć propagację dźwięku i zminimalizować oddziaływanie hałasu z palowania na organizmy morskie.



Ryc. 2.6-4. Przewidywana produkcja energii elektrycznej w morskich farmach wiatrowych Morza Bałtyckiego w latach 2010-2030 w megawatach (MW) [JSK_30]

Morskie badania sejsmiczne są przeprowadzane w celu wykrycia złóż ropy i gazu (najczęściej za pomocą air-gun). Są one bardzo potężnym antropogenicznym źródłem hałasu podwodnego. Air-guns wytwarzają krótkie impulsy, zwykle emitowane co 10-15 s,

z największą energią przy 10-120 Hz, ale impulsy te zawierają również energię o średnich i wysokich częstotliwościach [JSK_5]. Poziomy źródła air-guns szerokopasmowego obliczono na 256 dB re 1 μ Pa rms [JSK_6]. W innym badaniu studiowano propagację impulsów szerokopasmowych o częstotliwościach od 10 Hz do 120 kHz z air-guns. Poziomy źródła wyniosły 200 re 1 μ Pa dB rms [JSK_11]. W POM Ministerstwo Środowiska RP zezwoliło Grupie LOTOS na prowadzenie prac poszukiwawczo-wydobywczych na obszarze blisko 30 000 km² [JSK_4]. Taka aktywność zwiększa poziom hałasu impulsowego w rejonie badań.

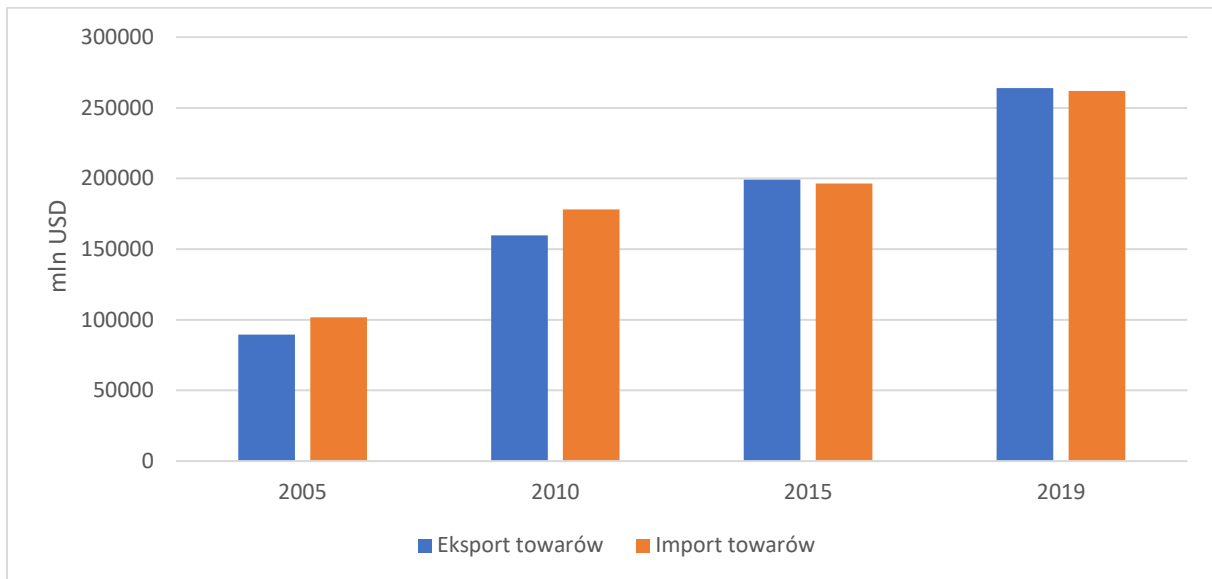
2.6.2 Hałas ciągły

Głównym źródłem hałasu ciągłego w wodach morskich, o niskich częstotliwościach od 5 do 500 Hz, jest ruch statków. W ciągu ostatnich dziesięcioleci żegluga rozwinęła się i oczekuje się, że będzie nadal rosła, a wraz z nią również hałas powodowany przez żeglugę [JSK_19]. Poziom tła akustycznego w północno-wschodnim Pacyfiku wzrósł o 10–12 dB od 1964–1966 do 2003–2004 w zakresie częstotliwości: 30–50 Hz (częstotliwości te związane są z ruchem statków żeglugowych). Ponadto, we wspomnianym okresie podwoiła się liczba statków handlowych [JSK_18].

Również w Bałtyku najważniejszym źródłem antropogenicznego podwodnego hałasu ciągłego jest żegluga [JSK_7]. Dostępne prognozy rozwoju żeglugi morskiej wskazują jednoznacznie na dynamiczny rozwój tej formy transportu w nadchodzących dekadach. Zgodnie z Międzynarodową Organizacją Morską (IMO), fracht w UE wzrósł z 1640 mln ton w 2005 r. do 1780 mln ton w 2018 r. (Ryc. 2.6-5). Zarówno eksport jak i import towarów drogą morską wzrósł w Polsce w latach 2005-2019 (Ryc. 2.6-6).

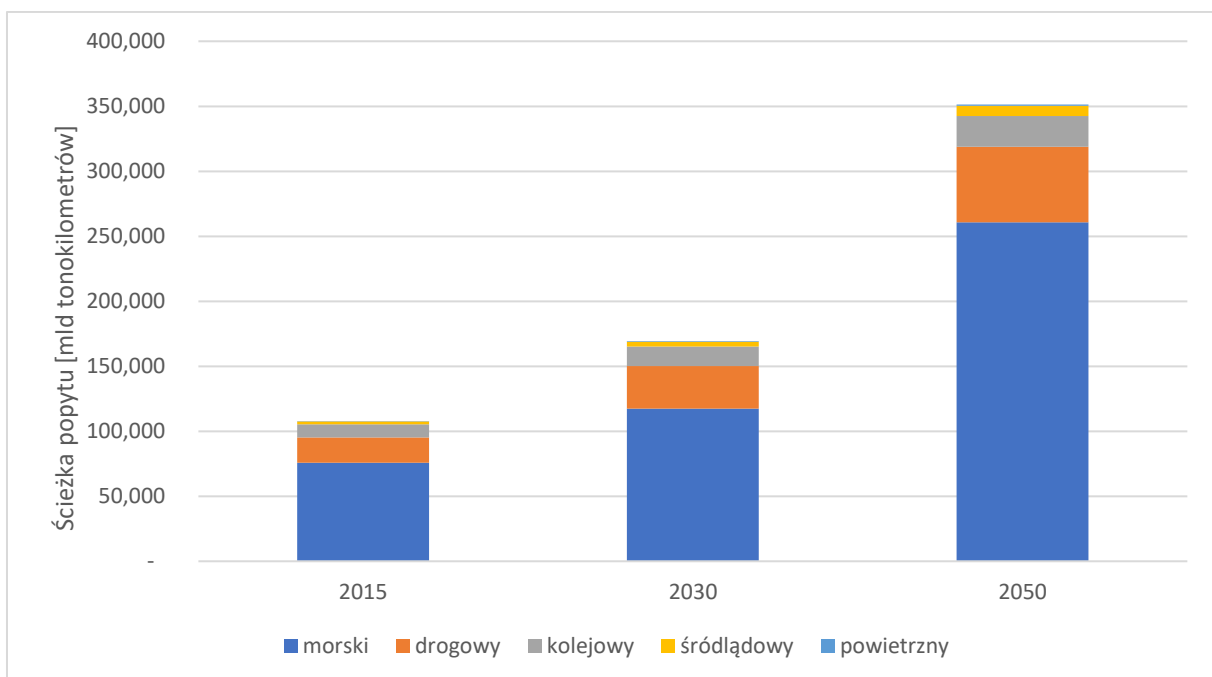


Ryc. 2.6-5. Żegluga Bliskiego Zasięgu towarów w UE w latach 2005-2018 [JSK_14]

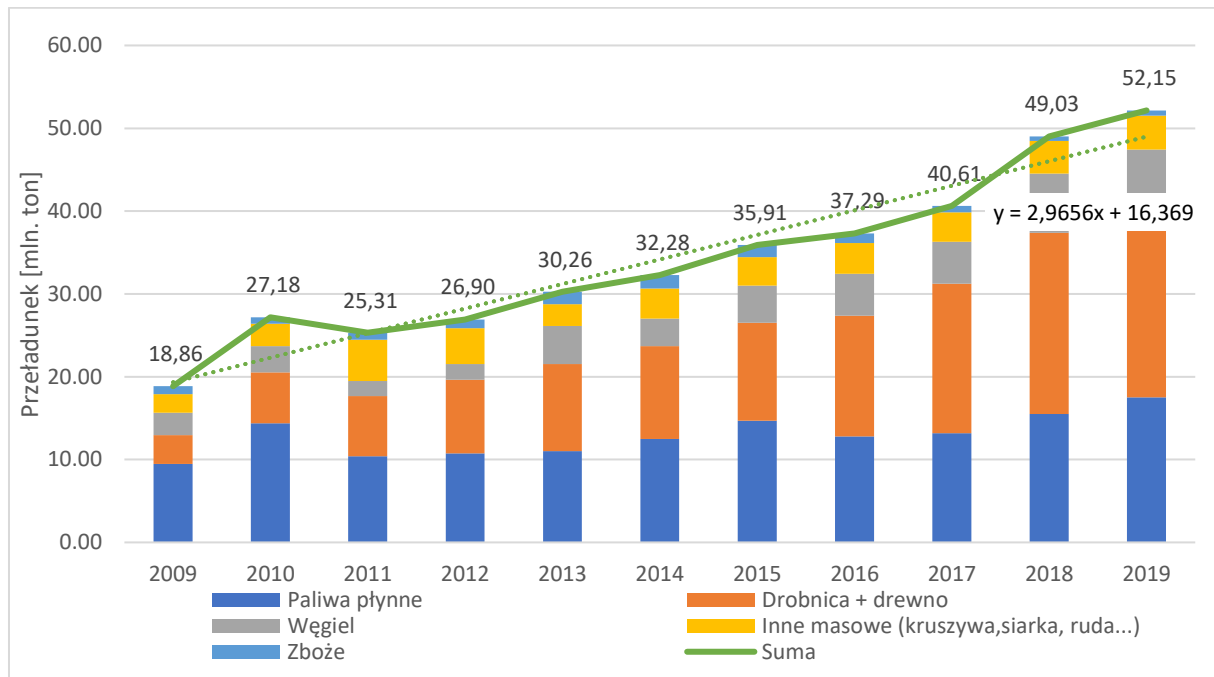


Ryc. 2.6-6. Wartość eksportu i importu morskiego w Polsce w latach 2005-2019 [JSK_14]

Także według najnowszych prognoz OECD światowe zapotrzebowanie na fracht wzrośnie trzykrotnie w latach 2015-2050, w oparciu o obecną ścieżkę popytu (Ryc. 2.6-7) [JSK_16]. Spośród 108 bilionów tonokilometrów przewiezionych na całym świecie w 2015 r. 70% podróżowało drogą morską. Spodziewany wzrost frachtu wyniesie 55% w latach 2015-2030 i aż 244% w latach 2015-2050.



Ryc. 2.6-7. Prognoza światowego transportu na lata 2030 i 2050



Ryc. 2.6-8. Dynamika przeładunków w Gdańsku w latach 2009-2019

Specjaliści są zgodni, że również na Bałtyku należy się spodziewać dynamicznego wzrostu natężenia żeglugi. Jak to zilustrowano na Ryc. 2.6-8, największy polski port Gdańsk w latach 2009-2019 notował nieprzerwany prostoliniowy wzrost przeładunku z 18,9 do 52,2 mln ton [JSK_ 23]. Prognozę dla Bałtyku do 2030 r. przedstawił w 2010 r. WWF [JSK_30]. Wynika z niej, że w latach 2015-2030 nastąpi wzrost liczby statków o ok. 65% przy jednoczesnym znacznym wzroście wielkości statków, co oznacza jeszcze większy przyrost transportu morskiego, mierzonego tonokilometrami. Tak więc, przewidywana przez WWF dynamika rozwoju żeglugi bałtyckiej do 2030 r. jest jeszcze większa niż żeglugi światowej, chociaż znacznie niższa niż faktycznie odnotowana w latach 2009-2019 dynamika przeładunków w Gdańsku. Można przypuszczać, że po 2030 r. tempo wzrostu żeglugi bałtyckiej będzie wolniejsze niż światowej, co będzie się wiązało z generalnym spowolnieniem wzrostu gospodarczego Europy przy utrzymujących się silnych tendencjach wzrostowych w innych częściach świata. Jeżeli jednak żegluga bałtycka będzie rozwijać się do 2050 r. w takim tempie, jak prognozuje to do 2030 r. WWF, to liczba statków na Bałtyku w 2050 r. będzie o ok. 105% większa niż obecnie. Przy nawet umiarkowanym (20%) wzroście tonażu statków będzie to oznaczało wzrost transportu morskiego mierzonego tonokilometrami o około 150% w stosunku do stanu obecnego. Biorąc pod uwagę statystyki z portu gdańskiego, tą prognozę należy uznać za bardzo konserwatywną. Nastąpi również wzrost żeglugi do obsługi budów morskich farm wiatrowych. Jednak będą

to oddziaływania czasowe. Małe, morskie jednostki dostawcze, wytwarzają głównie hałas o częstotliwościach <1 kHz → 10 kHz [JSK_10, JSK_2].

Ponadto, zmiany oddziaływania żeglugi na podwodny klimat akustyczny będą zależały także od szeregu innych czynników. Hałas generowany przez statki jest związany z rozmiarem statku, jego konstrukcją i prędkością, z jaką się porusza [JSK_24]. Duża prędkość statku może wywoływać wzrost hałasu przy wyższych częstotliwościach, nawet tak wysokich, jak sygnały generowane przez morswiny [JSK_10]. Statki wytwarzają dźwięk poprzez: działanie śrub napędowych, pracy urządzeń napędowych (takich jak silniki wysokoprężne, przekładnie), działania sonarów oraz poprzez przepływ hydrauliczny wokół kadłuba. Hałas śruby jest związany z kawitacją, która powoduje zarówno szum szerokopasmowy, jak i dźwięki tonalne. Odpowiada on za 80-85 % całości hałasu emitowanego przez statki. Poszczególne statki emitują unikalne sygnatury [JSK_23]. Małe łodzie wyposażone w silniki zaburtowe emitują hałas na poziomie 175 dB re 1 μPa. Łódź rybacka o długości 12 metrów, z prędkością 7 węzłów wytwarza hałas o częstotliwości 250-1000 Hz przy poziomie źródła 151 dB re 1μPa. Duże statki handlowe i supertankowce emitują hałas o wysokim poziomie dźwięku, głównie przy niskich częstotliwościach [JSK_24].

Kolejnym źródłem hałasu ciągłego jest hałas z operujących farm wiatrowych. Pochodzi on w większości z wibracji wytwarzanych przez generator i przekładnię, przenoszonych przez fundament i/lub konstrukcję wsporczą do wody. Hałas z pracujących turbin wiatrowych składa się głównie z niskich częstotliwości i nie jest zbyt głośny (

Tab. 2.6-1) [JSK_29, JSK_1, JSK_27]. Należy jednak zwrócić uwagę, że emisja hałasu będzie towarzyszyć przez cały okres trwania projektu, który może przekroczyć nawet 20 lat. Wiedza na temat emisji hałasu generowanego podczas eksploatacji morskich farm wiatrowych została podsumowana w

Tab. . Eksploatacja planowanych farm wiatrowych w POM wpłynie na poziom hałasu otoczenia prawdopodobnie w ograniczonym stopniu.

Tab. 2.6-1. Odnotowane poziomy hałasów z eksploatowanych farm wiatrowych

Farma wiatrowa	Znamionowa moc turbiny [MW]	Głębokość wody [m]	Maksymalny poziom szerokopasmowego ciśnienia akustycznego w odległości 25 m [dB re 1 μ Pa]	Maksymalny poziom pasma 1/3 oktawy w odległości 25 m [dB re 1 μ Pa]	Częstotliwość środkowa pasma 1/3 oktawy [Hz]	Odległość pomiaru [m]	Referencje
Vindeby	0,45	4	120	120	125	14	Tougaard i in. [JSK_28]
Bockstigen -Valar	0,5	10	109	106	160	20	Tougaard i in. [JSK_28]
Utgrunden	1,5			118	160	1	Tougaard i in. [JSK_28]
Middelgrunden	2	5	105	102	25	20	Thomsen i in. [JSK_28]

Farma wiatrowa	Znamionowa moc turbiny [MW]	Głębokość wody [m]	Maksymalny poziom szerokopasmowego ciśnienia akustycznego w odległości 25 m [dB re 1 μ Pa]	Maksymalny poziom pasma 1/3 oktawy w odległości 25 m [dB re 1 μ Pa]	Częstotliwość środkowa pasma 1/3 oktawy [Hz]	Odległość pomiaru [m]	Referencje
North Hoyle	2	12	125			w obrębie farmy	Tougaard i in. [JSK_28]
North Hoyle	2	12	117			poza farmą	Nedwell i in. [JSK_20]
Scroby Sands	2	5	127			w obrębie farmy	Nedwell i in. [JSK_20]
Scroby Sands	2	5	129			poza farmą	Nedwell i in. [JSK_20]
Northwind	3	20	135			40	Nedwell i in. [JSK_20]
Northwind	3	20	142			150	Norro i Sigray [JSK_21]
Kentish Flats	3	5	111			w obrębie farmy	Norro i Sigray [JSK_21]
Kentish Flats	3	5	110			poza farmą	Nedwell i in. [JSK_20]
Barrow	3		121			w obrębie farmy	Nedwell i in. [JSK_20]
Barrow	3		119			poza farmą	Nedwell i in. [JSK_20]

Farma wiatrowa	Znamionowa moc turbiny [MW]	Głębokość wody [m]	Maksymalny poziom szerokopasmowego ciśnienia akustycznego w odległości 25 m [dB re 1 µPa]	Maksymalny poziom pasma 1/3 oktawy w odległości 25 m [dB re 1 µPa]	Częstotliwość środkowa pasma 1/3 oktawy [Hz]	Odległość pomiaru [m]	Referencje
Alpha Ventus	5	30		123	90	1	Nedwell i in. [JSK_20]
C-Power	5	25	137			40	Van Radecke i Benesch [JSK_31]
C-Power	5	25	131			60	Norro i Sigray [JSK_21]
C-Power	5	25	131			150	Norro i Sigray [JSK_21]

2.7 Przekształcenia brzegów i dna morskiego

Skala i kierunki przyszłych przekształceń brzegów i dna morskiego będą zależą przede wszystkim od:

- uregulowań prawnych dotyczących ochrony brzegów morskich,
- ustaleń planów zagospodarowania przestrzennego obszarów morskich,
- natężenia prac w zakresie ochrony brzegów, w tym sztucznego zasilania,
- natężenia inwestycji na morzu, w tym zwłaszcza związanych z energetyką wiatrową, poszukiwaniem i eksploatacją złóż oraz żeglugą morską.

Aktualny program ochrony brzegów morskich, przyjęty ustawą z dnia 28 marca 2003 r., o ustanowieniu programu wieloletniego „Program ochrony brzegów morskich” (Dz. U. z. 2016 r., poz. 678) dopuszcza możliwość przekształcania bardzo dużej części brzegów, a mianowicie:

- 29% linii brzegowej Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej,
- 49% linii brzegowej Zatoki Puckiej Zewnętrznej,
- 23% linii brzegowej Zalewu Puckiego,
- 73% linii brzegowej akwenu Półwysep Hel,

- 17% linii brzegowej akwenu Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego,
- 77% linii brzegowej akwenu Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego,
- 41% linii brzegowej akwenu Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej.

Plan zagospodarowania przestrzennego obszarów morskich w skali 1:200 000 niemal zupełnie nie wskazuje obszarów, w których co do zasady niedopuszczalne byłyby trwałe antropogeniczne ingerencje w dno i strefę brzegową. Ochrona brzegów (wiążąca się m.in. z zasilaniem brzegów piaskiem ze strefy przybrzeżnej) jest funkcją podstawową przypisaną obszarom wód przybrzeżnych. Na znacznej powierzchni dna dopuszczalna jest funkcja poszukiwania i eksploatacji kopalin. Podobnie elastyczny jest projekt planu zagospodarowania przestrzennego Zalewu Szczecińskiego.

Powyższe uwarunkowania prawne umożliwiają zatem, przynajmniej teoretycznie, bardzo dużą skalę przekształceń brzegów i dna morskiego.

W świetle:

- planów inwestycyjnych związanych z energetyką wiatrową,
 - perspektyw rozwoju górnictwa morskiego (kruszywa naturalne, węglowodory, a w dalszej perspektywie potencjalnie m.in. minerały ciężkie oraz żelazo i mangan),
 - zmian klimatycznych potęgujących zjawiska erozji brzegów,
 - presji w kierunku zabudowy terenów nadbrzeżnych, wymagającej ochrony brzegów,
- należy się liczyć ze wzrostem zasięgu trwałych przekształceń dna i brzegów morskich.

2.8 Zmiany klimatu

Zmiany klimatu są ważnym czynnikiem wpływającym na zmiany środowiska morskiego. Dotychczasowy i przewidywany wzrost temperatur powoduje zmniejszenie rozpuszczalności tlenu w wodzie, przyspieszenie metabolizmu i obiegu materii w strefach natlenionych, a także zanik zjawisk lodowych, cyrkulacji wód, częstotliwości wlewów z Morza Północnego itd. Skutki zmian klimatycznych mogą przejawiać się w znaczących zmianach w strukturze biocenoz, począwszy od fitoplanktonu po ichtiofaunę.

Wskaźniki o wartościach subGES

3

3 Wskaźniki o wartościach subGES

Poniżej omówiono podejście do analizy luk sygnalizowanych ocenami subGES, jakie w ramach Aktualizacji wstępnej oceny uzyskały (w odniesieniu do całego okresu 2011-2016) poszczególne wskaźniki.

3.1 Stan reprodukcji foki szarej

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D1 Bioróżnorodność (element ekosystemu: Ssaki)

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D1C3

Uwagi wstępne

Foki szare regularnie przebywają na polskim wybrzeżu od początku XXI w., przede wszystkim na stanowiących miejsce odpoczynku (haul-out) piaszczystych łachach u ujścia Wisły. Populacja tego gatunku wykazuje wyraźny trend wzrostowy. Wg danych WWF maksymalna liczba fok szarych na miejscu odpoczynku odnotowanych w 2016 r. wynosiła 290 osobników. Analiza zebranych danych w ramach projektu pn.: „Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015–2018” wykazała utrzymanie się haul-out w rejonie ujścia Wisły Przekop, z liczebnością stada fok szarych na poziomie około 200 osobników w okresie linienia (maj-czerwiec). Foki szare występują w dużych grupach w okresie rozrodu i karmienia szczeniąt (przełom lutego i marca). W zdrowych populacjach fok, dorosła samica rodzi jedno młode. Laktacja trwa 2-3 tygodnie i w tym okresie samice nie oddalają się zbyt od szczeniąt, nawet w poszukiwaniu pokarmu. Po okresie karmienia samice odpływają, a szczenięta zaczynają samodzielnie żyć [JS_11]. Notowany wzrost kolonii foki szarej w rejonie ujścia Wisły jest wg obecnej wiedzy przede wszystkim rezultatem napływu do kolonii nowych osobników z zewnątrz, a nie rozrodu. Przypadki porodów zdarzają się sporadycznie – do 2016 r. zanotowano jedynie dwa.

Wg metodyki HELCOM [JS_16] do oceny wskaźnika „stan reprodukcji foki szarej” obliczany jest roczny wskaźnik ciąży i przewidywany współczynnik urodzeń. Wskaźnik ciąży mierzy się jako odsetek fok w wieku ≥ 6 lat, z zarodkiem / płodem w okresie ciąży. Natomiast wskaźnik urodzeń oblicza się jako odsetek fok w wieku ≥ 7 lat z ciałkami białawymi lub bliźniami / zrostami na macicy po łożysku. Wartość GES ocenia się na podstawie wartości progowej (90%). Współczynniki te oblicza się dla każdego roku w okresie oceny jako odsetek zwierząt ciężarnych lub zwierząt, które urodziły, podzielony przez wartość progową (90%). Współczynniki dla każdego parametru są następnie agregowane poprzez obliczenie średniej wartości i oceniane w stosunku do wartości progowej 1. Jeżeli wartość zagregowanych wskaźników przekracza 1, wskaźnik osiąga wartość progową (tj. stan dobry), a jeśli poniżej 1, wartość progowa nie jest osiągnięta (tj. stan zły). Następnie obliczane są średnie wartości dla całego okresu oceny i ta wartość daje końcową ocenę

stanu. W całym Morzu Bałtyckim w latach 2011-2016 stan reprodukcji foki szarej został oceniony na zły [JS_16].

Ze względu na to, że polskie wybrzeże znajduje się w początkowym stadium kolonizacji, do oceny krajowej przyjęto, że dobry stan środowiska będzie osiągnięty dla tego wskaźnika, gdy liczba szczeniąt lub ciężarnych samic jest większa lub równa 5% liczby osobników [JS_10]. Jednak i ten próg nie został osiągnięty.

Presje i aktywności generujące lukę

Obserwacje innych kolonii foki szarej sugerują, że niska rozrodczość jest zjawiskiem normalnym w nowych koloniach i że dopiero po dłuższym czasie od zajęcia danego obszaru foki szare zaczynają się regularnie rozmnażać. Jednak istnieją i wyjątki, gdzie warunki naturalne mogą być tak bardzo sprzyjające dla zwierząt, że zasiedlają one nowe miejsca i dochodzi tam w krótkim czasie do wysokiego wzrostu rozrodu. Przykładem takiej kolonii jest występująca foka szara na niemieckiej wyspie Helgoland na Morzu Północnym. Od 1997 r., liczba urodzonych młodych fok w Helgoland wzrosła o 35% rocznie, osiągając rekord 53 urodzonych osobników w 2007 r. W innych, sprzyjających dla fok lokalizacjach na morzu Północnym, tempo wzrostu kolonii wynosiło 20–50% rocznie [JS_1]. Istnieją jednak silne dowody, że trwały autochtoniczny wzrost liczby urodzeń foki szarej nie może przekraczać 13% rocznie [JS_5]. Także te wzrosty musiały być związane z imigracją z większych kolonii. Poza tym w Helgoland nowonarodzone foki są bezpieczne od wód powodziowych i zimowych sztormów, co stanowi dla nich duże zagrożenie [JS_1]. Natomiast przy ujściu Wisły pojawiają się silne sztormy, które niszczą m.in. większość ptasich lęgów. Brak sprzyjających warunków pogodowych może nie zachęcać samice fok szarych do rodzenia tam młodych. Jednak w Rødsand – jedynej lokalizacji na Bałtyku, gdzie dochodzi do regularnych urodzeń fok szarych i odnotowuje się od 3 do 10 szczeniąt każdego roku od 2011 r. (kiedy to rozpoczęto monitoring) [JS_9], występują również zimowe sztormy i zalewania mielizny wykorzystywanej przez te zwierzęta. Przez 6 lat w Rødsand tendencja kolonii była wzrostowa i w 2017 r. urodziło się 10 młodych fok. Następnie w latach 2018–2020 zmniejszyła się do 5–6 młodych rocznie [JS_9].

Aby zweryfikować tezę, że niska rozrodczość foki szarej w ujściu Wisły jest zjawiskiem normalnym dla nowej kolonii sprawdzone zostały możliwe związki z następującymi presjami:

- wprowadzanie substancji niebezpiecznych dla fok,
- nieodpowiednia baza pokarmowa w wyniku przetłówienia,
- hałas podwodny,
- niepokojenie zwierząt przez ludzi.

Metoda weryfikacji polegała na porównaniu warunków panujących przy ujściu Wisły z warunkami innej kolonii na Bałtyku, gdzie notuje się regularny rozród.

Ssaki morskie mają skłonność do gromadzenia w swoich tkankach substancji niebezpiecznych, takich jak metale ciężkie i PCB. Substancje te wpływają na ich funkcje rozrodcze. Również brak wystarczającego pożywienia, stres i niepokoje zwierząt przez ludzi (turystyka, przyłowy, zanieczyszczenie hałasem) wpływają na zdrowie reprodukcyjne fok. Poza tym, przypadkowe zdarzenia, np. nieudane zapłodnienie lub wczesne poronienia, zmniejszają roczne wskaźniki ciąży [JS_16].

Zgodnie z przeglądem literatury przez HELCOM [JS_16], średni poziom PCB w tkance tłuszczowej fok z północnego Bałtyku Właściwego wynosił około 450 PPM na początku lat siedemdziesiątych, aż ostatecznie spadł do znacznie niższych wartości zgodnie z niższymi stężeniami w rybach [JS_4, JS_22]. Próbką 225 dorosłych samic foki obrączkowanej wykazała niski wskaźnik ciąży wynoszący 30%, który spadł do 20% w latach 1973-1979 [JS_20]. Niskie wskaźniki reprodukcji wytłumaczono niedrożnością rogów macicy. W tym samym okresie, częstość występowania tej patologicznej zmiany wzrosła z 35% do 59% [JS_20]. Również u fok szarych udokumentowano poważne zaburzenia rozrodczości [JS_2, JS_3]. Skutkiem obecności niektórych toksycznych chlorowanych węglowodorów (PCB, DDT) lub/oraz metali ciężkich (rtęć, kadm i ołów) mogą być zmiany poziomów hormonów płciowych [JS_6].

Substancje niebezpieczne w Morzu Bałtyckim są regularnie monitorowane przez HELCOM [JS_17]. Zintegrowana ocena wskazuje, że we wszystkich częściach Morza Bałtyckiego ich poziom jest wysoki, głównie z powodu wysokiego stężenia polibromowanych eterów difenylowych PBDE i rtęci (Hg) w rybach oraz cezu w wodzie morskiej [JS_15].

Stan rtęci w rejonie ujścia Wisły (Zatoka Gdańska) oraz Rødsand (Zatoka Meklemburska) przyjęto jako niewłaściwy, a kadmu jako dobry. W przypadku ołowiu w Zatoce Gdańskiej stan określono jako dobry, a w rejonie Zatoki Meklemburskiej na niewłaściwy. Zarówno w Zatoce Gdańskiej oraz w Zatoce Meklemburskiej nie oceniono stanu dla związków PCB z powodu braku danych [JS_17]. W polskiej części południowego Bałtyku przeprowadzono monitoring PCB w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) w latach 2012-2016. Wartość stężenia PCB w tkance mięśniowej storni w 2013 r. wyniosła $9,9 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m., a w 2016 r. już tylko ok. $1,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. [JS_21].

Porównując stan rtęci, kadmu oraz ołowiu w rejonie kolonii fok szarych z ujścia Wisły oraz Rødsand nie można stwierdzić, że przyczyną niższej rozrodczości fok przy ujściu Wisły jest większe zanieczyszczenie tymi metalami. Trend spadkowy PCB w Zatoce Gdańskiej jest dobrą prognozą dla rozrodu fok.

Zgodnie z przeglądem literatury przez HELCOM [JS_16], ograniczenie pokarmu jest ważnym zagrożeniem dla całej populacji fok szarych, ponieważ dane dotyczące grubości tłuszczu u bałtyckich fok szarych wskazują na znaczny spadek w ciągu ostatniej dekady [JS_7]. Przewiduje się, że ograniczenie pokarmu doprowadzi do spadku wskaźników ciąży

u wszystkich gatunków [JS_16]. Gdy pokarm jest ograniczony, tempo wzrostu ciała u dorastających fok spada, a czas uzyskania dojrzałości płciowej jest wydłużony. W warunkach słabego odżywiania wiek dojrzałości płciowej u fokowatych może być opóźniony nawet o trzy lub cztery lata [JS_13, JS_24]. Inną odpowiedzią na złe warunki żywieniowe są zbyt niskie zapasy tłuszczu, które sprawiają, że samica nie zachodzi w ciążę w danym roku [JS_24]. Wówczas foki mają zaburzoną implantację (zapłodniona komórka jajowa nie przyczepia się do ściany macicy). Co więcej, jeżeli nawet samica zajdzie w ciążę i urodzi młode to złe warunki żywieniowe mogą skutkować nie przeżyciem szceniąt w okresie zimy [JS_16].

Głównym pożywieniem fok szarych są śledzie oraz szproty [JS_12]. Wskaźniki: śmiertelność połowowa oraz biomasa stada tarłowego wskazują na stan ryb w Morzu Bałtyckim, co ma również wpływ na stan fok, które się nimi żywią. W rejonie jedyne występowania stałego rozrodu foki szarej na Morzu Bałtyckim – w Rødsand (Dania) (ICES 24) śmiertelność stada śledzia oraz biomasę stada tarłowego oceniono na subGES [JS_18]. Natomiast śledź z rejonu Ujścia Wisły, kwalifikujący się do obszaru centralnego Bałtyku (ICES 26) spełnia wymogi GES dla wskaźnika śmiertelności i biomasy. Śmiertelność szprota została oceniona w całym Bałtyku na subGES, a biomasa na GES [JS_18].

Zgodnie ze stanem ryb z ujścia Wisły i Rødsand i reprodukcją fok w tych lokalizacjach, presja pokarmowa prawdopodobnie nie jest przyczyną niższej rozrodczości fok przy ujściu Wisły niż w Rødsand.

Hałas podwodny jest czynnikiem, który wpływa na zachowanie ssaków morskich. Podwyższony poziom hałasu może niepokoić zwierzęta. Kolonia fok szarych w Rødsand jest zlokalizowana na południowy-zachód od Gedster w Danii, około 12 km od głównego szlaku żeglugowego - trasy T („Route T”) i ok. 3 km od portu w Gedser. Natomiast kolonia fok szarych w ujściu Wisły jest oddalona o ok. 20 km od portu w Gdańsku. Dane zebrane z projektu BIAS z 2014 r. ukazują średni poziom hałasu w Bałtyku [JS_8]. Rejony Rødsand charakteryzują się wyższymi poziomami podwodnego hałasu od wód Zatoki Gdańskiej przy ujściu Wisły.

Rozwój turystyki w znaczącym stopniu wpływa na zwiększenie penetracji plaż przez ludzi, używania motorówek i skuterów na polskim wybrzeżu (co wpływa także na wzrost hałasu antropogenicznego). Obecnie latem na Wyspie Sobieszewskiej widnieją ogłoszenia o możliwości obserwowania fok przy ujściu Wisły z łodzi. „Marine mammal safari” jest praktykowane na całym świecie (np. „whale watching”), ale badania naukowe wykazały negatywne oddziaływanie tej formy aktywności na całe populacje ssaków morskich. Jeżeli takie praktyki będą miały miejsce w nowej kolonii fok, to zwierzęta mogą po prostu opuścić dany obszar. Może to być także przyczyną braku regularnego rozrodu przy ujściu Wisły. Rejsy rekreacyjne na foki w ujściu Wisły mają miejsce do 150 m od ich wyleżyska. Brak zakazu zbliżania się do miejsca haul-out, czy też wytycznych dla ruchu jednostek

focze safari (np. prędkość max. 5 węzłów, odległość min. 500 m od granicy strefy ochronnej) mogą powodować stres u zwierząt, który to może opóźniać dojrzałość płciową u fok [JS_16]. Foki jak i inne wolnożyjące zwierzęta potrzebują spokoju z jak najmniejszym udziałem człowieka do optymalnych warunków życia. Brak wprowadzenia jakichkolwiek działań ochronnych, przy tak szybkim rozwoju turystyki [rozdz. 2.3] nie pozwoli na regularny rozród fok w Polsce.

Natomiast obszar kolonii fok w Rødsand jest chroniony przed dostępem publicznym od początku marca do końca września w odległość około 500 m wokół zachodniego krańca ławicy [JS_23]. Wówczas foki nie są nękanie przez ludzi i przepływające tam statki.

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Na obecnym etapie wydaje się, że główną przyczyną stanu subGES jest przyczyna naturalna, tj. młody wiek kolonii. Jednak bardzo ważne jest badanie potencjalnych presji antropogenicznych i zapobieganie tym, które mogą być dodatkową przyczyną braku regularnego rozrodu fok w rejonie ujścia Wisły (np. zły stan zdrowia zwierząt, nękanie fok przez ludzi).

W Polsce prowadzony jest monitoring fok szarych zgodny z metodyką opracowaną przez HELCOM [JS_19]. Loty obserwacyjne są przeprowadzane wraz z wykonywaniem zdjęć w miejscach haul-out na przełomie maja i czerwca (w celu określenia liczebności fok), a także na przełomie lutego i marca (w celu określenia liczby nowonarodzonych szceniąt lub ciężarnych samic) [JS_10]. Dodatkowo w Stacji Morskiej im. Profesora Krzysztofa Skóry Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego w Helu oraz w Instytucie Badań nad Dzikimi Zwierzętami Lądowymi i Morskimi w Büsum będącego jednostką Uniwersytetu Medycyny Weterynaryjnej w Hanowerze w Niemczech, przeprowadzane są sekcje ssaków morskich. W latach 2017-2019 poddano sekcji 78 fok szarych. Podczas sekcji sprawdzane są narządy rodne samic (wg metodyki HELCOM [JS_14]): obecność płodu/zarodka, blizn/zrostów po łożysku w macicy i jej wagę, wymiary i wagę jajników, obecność ciałka żółtego, ciałka białawego, zmiany patologiczne, niedrożność rogów macicy oraz wady rozwojowe. Uzyskane dane pozwalają monitorować stan reprodukcyjny fok. Wyniki sekcji wykazały, że większość osobników była w złej kondycji zdrowotnej (cierpiały m.in. na: zapalenie płuc, żołądka, jelita, wątroby, mięśnia sercowego, gardła, tchawicy czy opon mózgowych, silne zakażenie organizmu wywołane bakteriami paciorkowca i pałeczki okrężnicy, zwapnienie niektórych narządów i tkanek miękkich, ciężką endoparazytozę, obecność pasożytów wewnętrznych w jamie nosowej, przełyku, żołądka, jelicie cienkim, jelicie grubym, płucach oraz sercu, obecność wysoce zjadliwego wirusa ptasiej grypy A [JS_25].

Zarówno monitoring oraz przeprowadzanie sekcji zwłok fok powinny dalej być kontynuowane, ponieważ działania te przyczyniają się do określania stanu reprodukcji fok szarych oraz także identyfikacji pewnych presji antropogenicznych.

Działania ochronne w skali regionalnej (np. spadek zanieczyszczeń metalami ciężkimi w Bałtyku, przełowienia ryb - pokarmu fok, zminimalizowanie przyłowów fok w sieci rybackie - stosowanie „bezpiecznych sieci”) przyczynią się do wzrostu populacji fok w całym Bałtyku. Działania nakierowane bezpośrednio na ochronę kolonii fok mogłyby polegać na ograniczeniu niepokojenia zwierząt przez ludzi i ograniczeniu hałasu podwodnego. Brak wprowadzenia jakichkolwiek działań ochronnych, przy tak szybkim rozwoju turystyki [rozd. 2.3] nie pozwoli na regularny rozród fok w Polsce. Działania takie jak wprowadzenie wytycznych dla rybaków oraz ruchu jednostek przeprowadzających focze safari (np. ograniczenie prędkości, zachowania bezpiecznej odległości od granicy występowania fok), czy też wyznaczenie specjalnych stref ochronnych z zakazem całkowitego zbliżania się do ważnych dla tego gatunku obszarach występowania (np. Ujście Wisły oraz potencjalnie Cypel Helski i Ryf Mew) mogą przyczynić się do polepszenia warunków reprodukcyjnych fok.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

Na obecnym etapie skwantyfikowanie luki tak, by można było w wiarygodny sposób przewidywać ilościowo reakcję gatunku na działania ochronne jest niemożliwe.

Jednak bardzo ważne jest kontynuowanie monitoringu fok, aby określić rozmieszczenie czasowe i przestrzenne tych ssaków w POM i wskazać inne potencjalne miejsca haul-out na polskim wybrzeżu. Istotne jest również przeprowadzanie sekcji zwłok tych zwierząt, które pozwolą określić możliwe przyczyny przedwczesnej śmierci tych ssaków. Działania te przyczyniają się do wypełnienia luk w wiedzy dotyczącej stanu reprodukcji foki szarej. Prawdopodobnie niska rozrodczość foki szarej na piaszczystych łąkach u ujścia Wisły jest zjawiskiem naturalnym dla nowej kolonii. Jednak należy ją wciąż badać oraz starać się stworzyć bardziej sprzyjające warunki do reprodukcji fok w ujściu Wisły oraz potencjalnie na Cyplu Helskim i Ryfie Mew (ograniczyć niepokojenie zwierząt przez ludzi).

W ramach HELCOM [JS_16], w nawiązaniu do wskaźnika reprodukcji foki szarej, opracowywany jest obecnie nowy wskaźnik „zdrowie fok”, który dostarczy szczegółowe informacje na temat zdrowia reprodukcyjnego fok (tj. występowanie chorób, substancji niebezpiecznych, czy braku dostępności do pożywienia), a tym samym połączy przyczyny i skutki trendów poziomu populacji foki szarej w stanie rozrodczym. Długoterminowym celem HELCOM jest osiągnięcie takiego stanu zdrowia fok szarych, który zapewni ich przyszłe przetrwanie w Bałtyku. Tempo reprodukcji jest ważnym aspektem stanu populacji, wpływającym na tempo wzrostu populacji.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

Wdrożenie działań w ramach aPOWM ukierunkowanych na zapewnienie spokojnego miejsca rozrodu fok szarych w rejonie ujścia Wisły przyniesie efekt dopiero w dłuższej perspektywie czasu. Nie jest spodziewane osiągnięcie GES w perspektywie 2022 r. oraz jest ono mało prawdopodobne do 2027 r. Wynika to z długiego cyklu rozwojowego oraz niskiej płodności tych ssaków morskich, które w efekcie prowadzą do powolnego odbudowywania się populacji. Ograniczenie presji w postaci niepokojenia fok przez ludzi i emisji hałasu antropogenicznego przyczyni się do powolnej odbudowy kolonii w rejonie ujścia Wisły, a osiągnięcie dobrego stanu środowiska dla wskaźnika „stan reprodukcji foki szarej” w POM jest bardzo prawdopodobne w perspektywie 2050 r.

3.2 Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D1 Bioróżnorodność, D4 Łańcuchy pokarmowe

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D1C2, D1C3, D1C4, D4C1, D4C2, D4C4

Uwagi wstępne

Stan GES w Drugiej Holistycznej Ocenie Stanu Morza Bałtyckiego HELCOM [LIK_0] dla wskaźnika zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych jest obliczany na podstawie monitoringu liczebności 29 gatunków przynależących do 5 grup podzielonych ze względu na sposób żerowania. Najmniejszą terytorialną jednostką oceny jest podakwen, bez wyróżniania części należących do poszczególnych państw, w związku z czym w kontekście POM istotne akweny to Basen Bornholmski i Basen Gotlandzki. Ocena wykazała, że trendy populacji lęgowych ptaków wodnych odpowiadają stanowi subGES we wszystkich pięciu grupach i w obu podakwenach, z wyjątkiem ptaków roślinożernych w Basenie Bornholmskim i ptaków pelagicznych w Basenie Gotlandzkim.

Tab. 3.2-1. Gatunki lęgowe uwzględniane we wskaźniku zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych z uwzględnieniem oceny HELCOM, liczebności w Polsce i trendu populacji w Polsce. Kolor zielony oznacza pozytywną ocenę wskaźnika, kolor czerwony – negatywną

Wskaźnik dla lat 2011-2016 (State of the Baltic Sea Second HELCOM holistic assessment 2011-2016*)					Status zagrożenia gatunku według czerwonej listy HELCOM	Kategoria liczebności i osobników w lęgowych w Polsce**	Trend w Polsce (populacji lęgowych) ***
Grupa gatunków	Gatunek	Cały Bałtyk	Basen Borholmski	Basen Gotlandzki			
roślinożerne	Łabędź niemy Cygnus olor					nieliczny	stabilny
	Gęgawa Anser anser					nieliczny	silny wzrost
bentosowe	Czernica Aythya fuligula				Near Threatened	nieliczny	nieokreślony
	Ogorzałka Aythya marila				Vulnerable	NIE	-
	Edredon Somateria mollissima				Vulnerable	skrajnie nieliczny	brak trendu
	Uhła Melanitta fusca				Vulnerable	NIE	-
pelagiczne	Nurogęs Mergus merganser					bardzo nieliczny	brak trendu
	Szlachar Mergus serrator					NIE	-
	Perkoz dwuczuby Podiceps cristatus					nieliczny	silny wzrost
	Kormoran Phalacrocorax carbo					nieliczny	stabilny
	Alka Alca torda					NIE	-

Wskaźnik dla lat 2011-2016 (State of the Baltic Sea Second HELCOM holistic assessment 2011-2016*)					Status zagrożenia gatunku według czerwonej listy HELCOM	Kategoria liczebności osobników w lęgowych w Polsce**	Trend w Polsce (populacji lęgowych)***
	Nurzyk Uria aalge					NIE	-
	Nurnik Cepphus grylle				Near Threatened	NIE	-
powierzchniowe	Wydrzyk ostroster ny Stercorarius parasiticus					NIE	-
	Mewa siwa Larus canus					bardzo nieliczny	silny spadek
	Mewa siodłata Larus marinus					NIE	-
	Mewa srebrzysta Larus argentatus					bardzo nieliczny	brak trendu
	Mewa żółtonoga Larus fuscus				Vulnerable	skrajnie nieliczny	brak trendu
	Rybitwa białoczelna Sternula albifrons					bardzo nieliczny	brak trendu
	Rybitwa rzeczna Sterna hirundo					nieliczny	stabilny
	Rybitwa popielata Sterna paradisaea					NIE	-

Wskaźnik dla lat 2011-2016 (State of the Baltic Sea Second HELCOM holistic assessment 2011-2016*)					Status zagrożenia gatunku według czerwonej listy HELCOM	Kategoria liczebności osobników w lęgowych w Polsce**	Trend w Polsce (populacji lęgowych)***
	Rybitwa wielkodzioba Hydroprogne caspia				Vulnerable	NIE	-
	Rybitwa czubata Thalasseus sandvicensis					bardzo nieliczny	silny wzrost
brodzące	Ohar Tadorna tadorna					skrajnie nieliczny	brak trendu
	Szablodziób Recurvirostra avosetta					skrajnie nieliczny	brak trendu
	Sieweczka obrożna Charadrius hiaticula				Near Threatened	skrajnie nieliczny	brak trendu
	Kamusznik Arenaria interpres				Vulnerable	NIE	-
	Biegus zmienny Calidris alpina				Endangered	skrajnie nieliczny	krytycznie zagrożony/ wymarły

* [LIK_0]

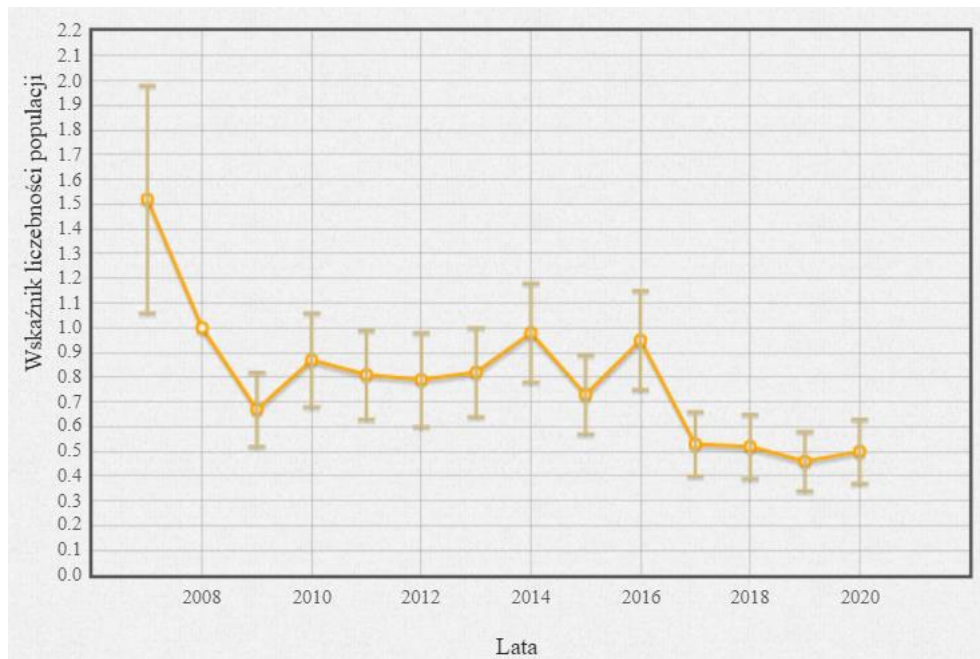
** [LIK_1]

***[LIK_2]

Spośród monitorowanych gatunków pięć (łabędź niemy, gęgawa, czernica, perkoz dwuczuby i kormoran) gniazduje w Polsce nielicznie (3 000 do 30 000 par), następnie pięć gatunków (nurogęś, mewa siwa, rybitwa białoczarna, mewa srebrzysta, rybitwa czubata) gniazduje bardzo nielicznie (300 do 3 000 par). W kategorii gatunków skrajnie nielicznie lęgowych w Polsce należą edredon, mewa żółtonoga, ohar, szablodziób, sieweczka

obrotna i biegus zmienny). Udział w populacjach europejskich tych gatunków przeważnie wynosi poniżej 1% [LIK_1].

1. Czernica



Ryc. 3.2-1. Wskaźnik liczebności populacji czernicy w Polsce. Źródło: Monitoring Ptaków Mokradeł, GIOŚ

Czernica skolonizowała obszar Polski relatywnie niedawno, pod koniec XIX wieku, przy czym jej ekspansja trwała do lat 90. I wówczas obserwowane jej największe liczebności. Spadek liczebności lęgowej obserwowany jest w całej Polsce. W rejonie wybrzeża znajduje się mało siedlisk odpowiednich dla czernicy (stawy, jeziora, oczka wodne etc.). Na Pomorzu monitorowane były dwa stanowiska w ramach Monitoringu Ptaków Mokradeł: Renuszowe (powiat Gdańsk), ostatni raz przeprowadzony w 2016 r. (brak ptaków), oraz powiat Gryficki: Wybrzeże Trzebiatowskie (prowadzone do 2020 r., brak ptaków na przestrzeni badań w latach 2007-2020) (Ryc. 3.2-1).

Należy podkreślić, że trend w Polsce odbiega od sytuacji czernicy w pozostałych krajach Europy (kategoria według IUCN dla Europy: Near Threatened – bliska zagrożenia, HELCOM: Vulnerable – narażony, tylko dla Finlandii) (IUCN 2021, HELCOM 2013).

Za główną przyczynę tego stanu uważa się nasilające się drapieżnictwo (lisy, norki itp.), a za pośrednią, zanikanie kolonii śmieszki, w których czernica gniazduje korzystając z obecności śmieszek jako dodatkowej ochrony przed drapieżnikami [LIK_2]. Duże znaczenie mają również niezmienione od ponad 20 lat przepisy dotyczące rozpoczęcia polowań na kaczki. Odstrzał rozpoczyna się w połowie sierpnia, a w tym czasie kilka gatunków kaczek wciąż opiekuje się nielotnymi pisklętami (30% samic podgorzałki, 75%

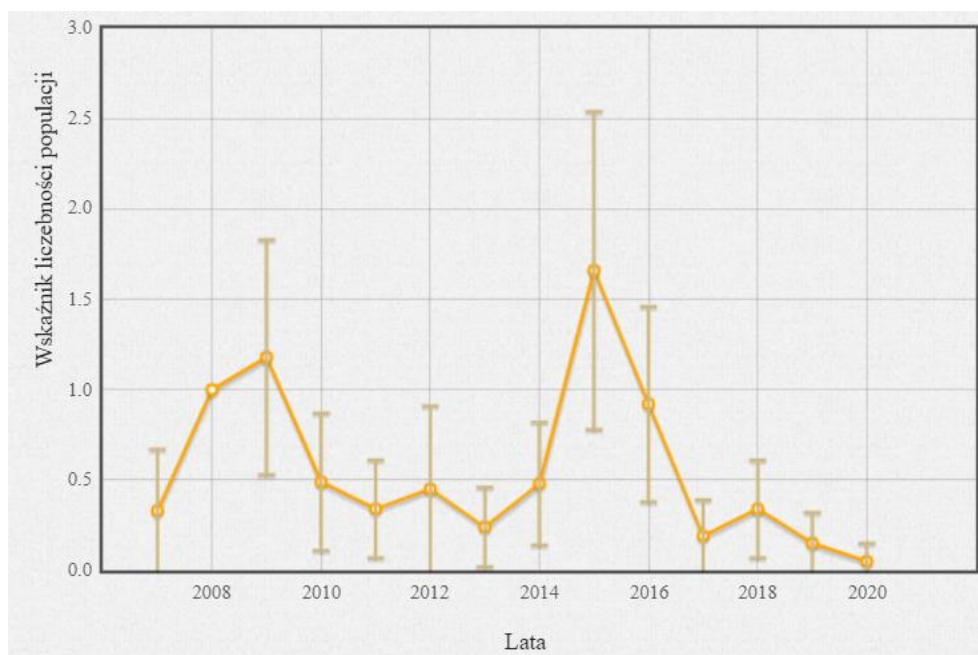
samic czernicy i 30% samic głowienki, a nawet 10% samic krzyżówki [BIULETYN MONITORINGU PRZYRODY nr 20 (2019/2)].

Działania:

W osobnym dokumencie.

2. Mewa siwa

Przedmiot Monitoringu Ptaków Wybrzeży i Rzek od 2020 r., na Pomorzu obecna na jednym stanowisku – Ostoja w Ujściu Wisły.



Ryc. 3.2-1. Wskaźnik liczebności populacji mewy siwej w Polsce. Źródło: Monitoring Ptaków Mokrądeł, GIOŚ

Mewa siwa zakłada lęgi na wyspach i mieliznach rzecznych, często również gniazduje w siedliskach antropogenicznych (konstrukcje portowe). W latach 2007-2016 wykazano silny spadek liczebności mewy siwej (13% rocznie) (Ryc. 3.2-1). Główną przyczyną spadku populacji jest drapieżnictwo norki amerykańskiej i lisa oraz (w rejonie środkowej Wisły) masowe pojawianie się meszek atakujących zarówno ptaki dorosłe jak i młode. Nasilająca się presja człowieka, intensywna penetracja siedlisk lęgowych przez turystów i wędkarzy jest również wymieniana jako przyczyna spadku liczebności mewy siwej. Wskazywana jest potrzeba czynnej ochrony tego gatunku na terenie Polski.

3. Mewa srebrzysta

Populacja lęgowa nie podlega monitoringowi. Szacuje się, że populacja wynosi 2700-3000 par (dane z 2012 r.). Obecnie większość populacji lęgowej nie gniazduje w naturalnych

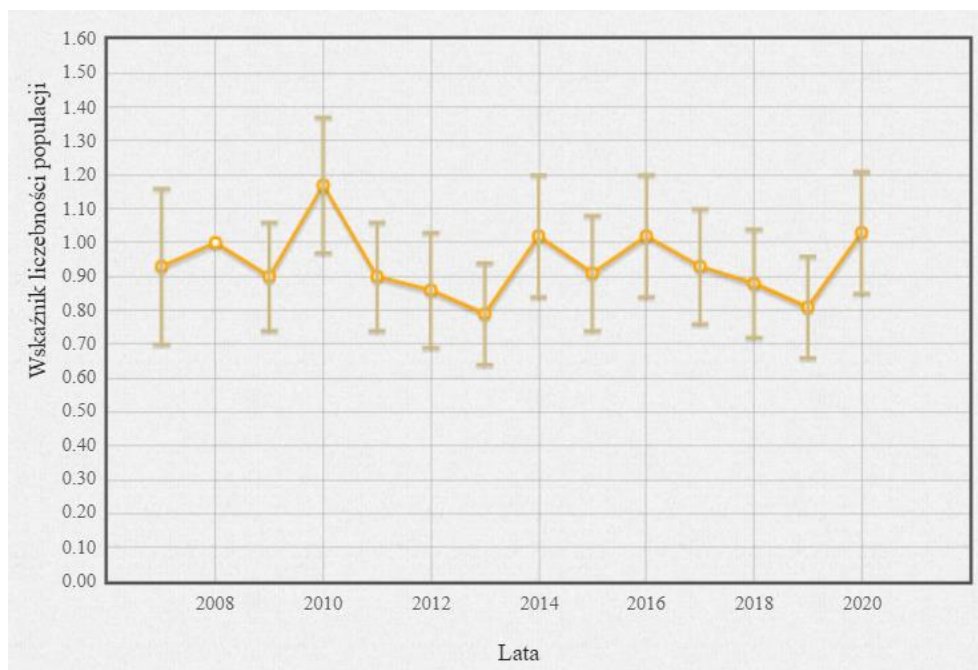
siedliskach na rzecz płaskich dachów budynków portowych i bloków mieszkalnych. Populacja wydaje się być stabilna. Wdg oceny stanu Bałtyku HELCOM HOLAS II stan dla mewy srebrzystej jest dobry, a trend stabilny (na lata 1991-2016). Niemniej jednak zalecane byłoby wprowadzenie monitoringu populacji lęgowej tego gatunku.

4. Mewa żółtonoga

Lęgi mewy żółtonogiej w Polsce są skrajnie nieliczne, na poziomie kilku par co jest nieistotne dla stanu populacji bałtyckiej. Przyjmuje się, że nieliczne lęgi są wynikiem powolnej kolonizacji wybrzeży Polski jak i Niemiec (tam również lęgi ograniczają się do kilku par). Pierwszy potwierdzony lęg mewy żółtonogiej w Polsce miał miejsce w 1987 roku. Według oceny HELCOM HOLAS II stan gatunku dla całego Bałtyku jest dobry, a trend stabilny.

5. Rybitwa rzeczna

Rybitwa rzeczna jest gatunkiem dość rozpowszechnionym w Polsce (6-8 tysięcy par, co plasuje ją w kategorii nielicznych ptaków lęgowych) Najliczniej występuje na środkowym odcinku Wisły (ok. 30-40% krajowej populacji). Rybitwa rzeczna jest ptakiem gniazdującym w koloniach zakładającym gniazda na wyspach rzecznych (LIK_20). Gniazda narażone są na liczne ataki drapieżników, do których należą między innymi ptaki drapieżne, czaple i ślepowrony, a także lisy, koty czy norki amerykańskie. Straty w lęgach powodowane są również przez człowieka. W wyniku niepokojenia przez ludzi, dorosłe ptaki mogą zostać zmuszone do opuszczenia kolonii i porzucenia gniazd.

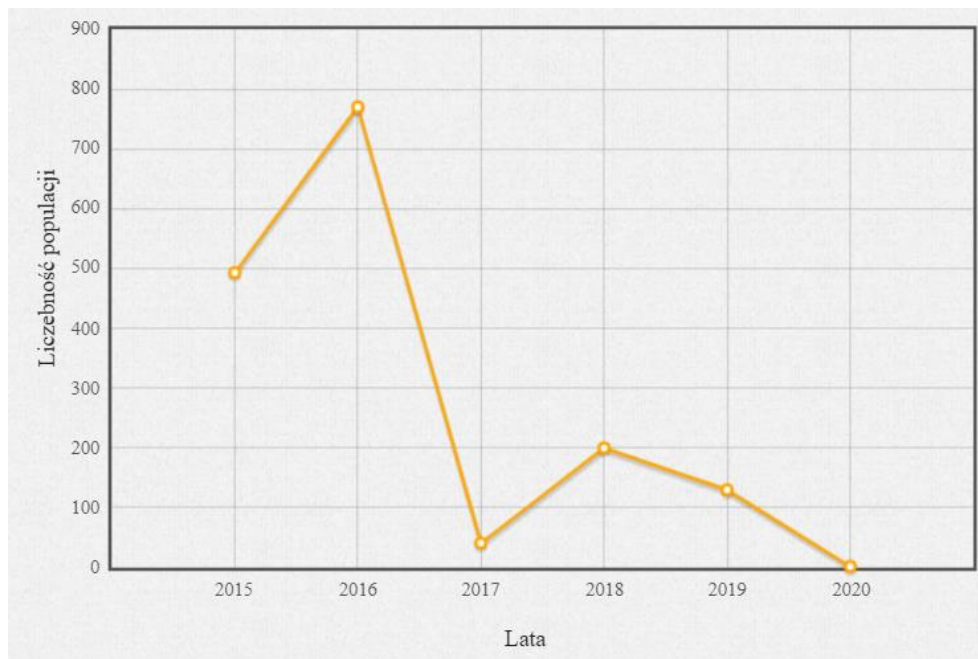


Ryc. 3.2-2. Wskaźnik liczebności populacji rybitwy rzecznej w Polsce. Źródło: Monitoring Ptaków Mokradeł, GIOŚ

Trend populacji rybitwy rzecznej jest stabilny (na podstawie MPM, GIOŚ) (Ryc. 3.2-2). Brak luki.

6. Rybitwa czubata

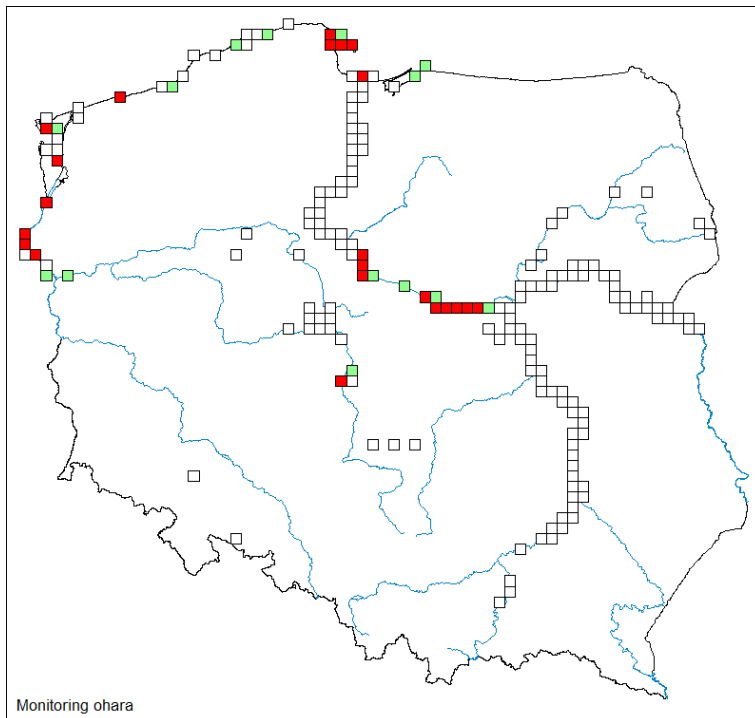
Rybitwa czubata jest gatunkiem lęgowym bardzo nielicznym, a bardzo duże fluktuacje pomiędzy sezonami zależne są głównie od obecności odpowiedniego siedliska do prowadzenia lęgów – wyspy, łachy, czy jak miało to miejsce w 2006 r., falochron w porcie w Gdyni, czy w 2017 r. i 2019 r. w Porcie Północnym w Gdańsku. Brak odpowiednich siedlisk, presja turystów, oraz presja drapieżników to główne przyczyny zmniejszające prawdopodobieństwo lęgów mewy czubatej (Ryc. 3.2-3).



Ryc. 3.2-3. Wskaźnik liczebności populacji rybitwy czubatej w Polsce. Źródło: Monitorng Rybitwy Czubatej, GIOŚ

7. Ohar

Wdg HELCOM polska populacja jest stabilna, choć nieliczna. Stan subGES dotyczy Basenu Gotlandzkiego – w tej części odpowiadającej polskiemu wybrzeżu stanowisk ohara jest niewiele, większość znajduje się na wybrzeżu należącym do Basenu Borholmskiego. Siedliska lęgowe Ohara to głównie osłonięte wybrzeża, ujścia rzek, tereny podmokłe z wyspami (Ryc. 3.2-4). Od 2020 r. ohar jest przedmiotem Monitoringu Ptaków Wybrzeża i Rzek [MPWR].



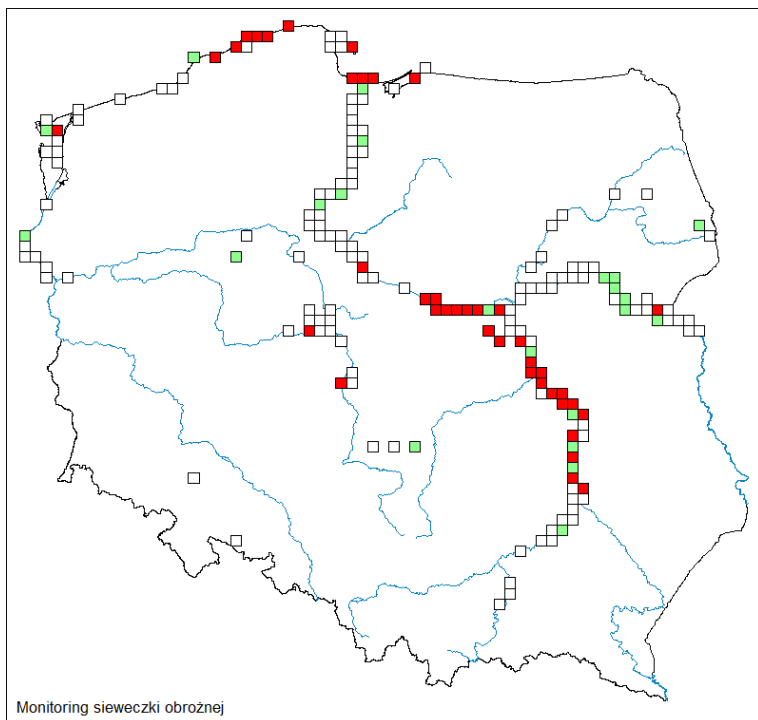
Ryc. 3.2-4. Monitoring ohara. Kwadraty: czerwone - więcej niż 1 para, zielone - 1 para, obrys - brak stwierdzeń. Źródło: MONITORING PTAKÓW WYBRZEŻA I RZEK, GIOŚ

8. Szablodziób

Sytuacja jak u mewy żółtonogiej – skrajnie nieliczne lęgi: 0-2 gniazda, nie jest możliwe wyznaczenie trendów a tym samym ocenić stanu populacji u gatunków tak sporadycznie gniazdujących na terenie Polski.

9. Sieweczka obrożna

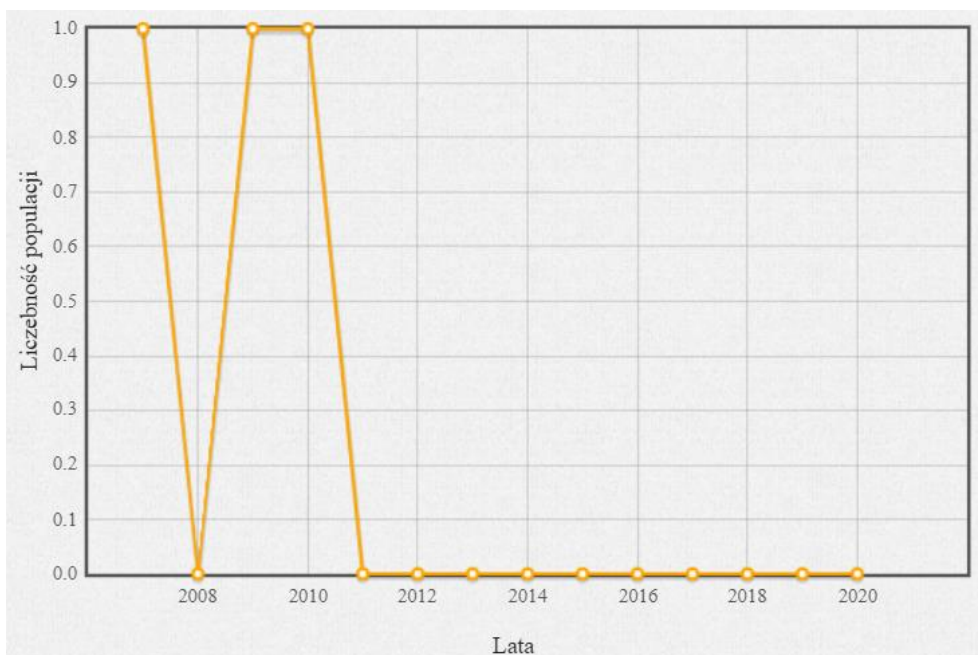
Polska populacja sieweczki maleje z każdym rokiem z powodu utraty naturalnych siedlisk, czynników antropogenicznych i drapieżników. Populacja krajowa nie przekracza obecnie 180-220 par lęgowych, a pomorska, dzięki ostatnim kilkuletnim staraniom zwiększyła się z 40 do aktualnie ok. 70 par (LIK_21).



Ryc. 3.2-5. Monitoring sieweczki obroźnej. Kwadraty: czerwone - więcej niż 1 para, zielone - 1 para, obrys - brak stwierdzeń. Źródło: MONITORING PTAKÓW WYBRZEŻA I RZEK, GIOŚ

Według czerwonej listy gatunków HELCOM w Polsce trend liczebności uznawany jest za spadkowy. Zagrożenia to głównie zarastanie siedlisk, płoszenie przez ludzi, wzmożone drapieżnictwo, inwestycje budowlane w rejonie siedlisk (Ryc. 3.2-5).

10. Biegus zmienny



Ryc. 3.2-6. Wskaźnik liczebności populacji biegusa zmiennego w Polsce. Źródło: MONITORING BIEGUSA ZMIENNEGO (MBZ), GIOŚ

Gatunek nie gniazdujący w Polsce, w zależności od źródeł, uznawany za wymarły. Jest to gatunek łąkowy, największym zagrożeniem jest zanik i zarastanie odpowiednich siedlisk (brak wypasania, zarastanie łąk) (Ryc. 3.2-6).

Rok 2020 był ostatnim, w którym realizowano Monitoring Biegusa Zmiennego. Wskutek wymarcia gatunku w Polsce, dalsze prowadzenie monitoringu nie znajduje uzasadnienia (patrz: Biuletyn Monitoringu Przyrody nr 17/2018/2 – str. 20).

11. Edredon

Lęgowy w wyjątkowych przypadkach, ostatni stwierdzony lęg w 1997 r.

Presje i aktywności generujące lukę

Wymienione wyżej gatunki są zróżnicowane pod względem wymagań siedliskowych, zarówno jeśli chodzi o lęgowiska, jak i żerowiska. Analiza luk powinna być przeprowadzona odrębnie dla każdego z nich z uwzględnieniem tych różnic oraz dotychczasowej historii obecności gatunków na polskim wybrzeżu, wiedzy o konkretnych rejonach gniazdowania i znanych lub możliwych zagrożeniach. Wstępnie przewiduje się, że analiza powinna objąć następujące presje, z których nie wszystkie wymienione są w Załączniku III RDSM:

- niepokojenie gatunków spowodowane obecnością człowieka (przede wszystkim na faktycznych i potencjalnych lęgowiskach, dotyczy wszystkich gatunków),
- antropogeniczna śmiertelność (niszczenie lęgów: dotyczy wszystkich gatunków przyłów: gatunki nurkujące bentosowe, polowania: kaczki, gęsi),
- ekspansja zabudowy i infrastruktury (trwałe niszczenie faktycznych i potencjalnych siedlisk lęgowych, dotyczy wszystkich gatunków),
- zmiany sposobu użytkowania terenów rolniczych (dotyczy przede wszystkim biegusa zmiennego, ohara),
- eutrofizacja (skutkująca zmianami struktury sieci troficznej, a w konsekwencji potencjalnie niekorzystnymi zmianami w bazie pokarmowej, szczególnie dotyczy grupy brodzącej, żerującej w kidzinie),
- zmiany poziomu wody w Wiśle (np. związane z gospodarowaniem wodą na zaporze we Włocławku, dotyczy szczególnie gatunków mew, rybitw oraz sieweczki obrożnej),
- presja drapieżników będących gatunkami obcymi (przede wszystkim jenot, norka amerykańska: dotyczy wszystkich gatunków).

Identyfikacja nowych działań mogących zlikwidować lukę

Osobny dokument

12. Ogorzałka

Rok ostatniego stwierdzonego lęgu ogorzałki to 1977 (LIK_1), natomiast trend rosnący wykazuje zimująca populacja ogorzałki w rejonie polskich wód terytorialnych według Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych i Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych. Siedliska lęgowe ogorzałki to mokradła, jeziora oraz bagna. Główne zagrożenia dla lęgowych populacji to drapieżnictwo i niepokojenie przez człowieka.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

W związku z tym, że polskie nadbałtyckie populacje edredona, mewy żółtonogiej, ohara i szablodzioba stanowią niewielki lub znikomy odsetek populacji w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim, nawet znacząca poprawa ich sytuacji w na polskim wybrzeżu nie wpłynie istotnie na ich status w podakwenach. W przypadku biegusa zmiennego mamy do czynienia ze niekorzystną sytuacją zarówno w okresie lęgowym jak i na zimowiskach, zatem działania mające na celu polepszenie sytuacji tego gatunku powinny mieć zakres nie tylko lokalny (np. polskie wybrzeże) i regionalny (basen Morza Bałtyckiego), ale globalny (ujmujący również lęgowiska na wschodzie, na Syberii, N-E Azji, na trasach znanych migracji i zimowisk).

W przypadku pozostałych gatunków lęgowych, dla których zidentyfikowano lukę (czernica, mewa siwa, rybitwa czubata, ohar, mewa srebrzysta, sieweczka obrożna) zaproponowano działania mające pomóc zlikwidować lukę (osobny dokument).

3.3 Indeks wielkich ryb LFI1

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D1 Bioróżnorodność, D4 Łańcuchy pokarmowe, D3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i bezkręgowców,

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D1C3, D3C1, D3C3, D4C3

Uwagi wstępne

Wartość wskaźnika LFI1 wyraża odsetek całkowitej biomasy ryb o długości > 30 cm w ogólnej biomasy odławianych ryb przydennych. Wskaźnik ten obejmuje 5 gatunków ryb dennych: (dorsz, witlinek, stornia, gładzica, skarp) z wyłączeniem ryb pelagicznych, a osiągnięcie odpowiedniej proporcji wielkich ryb zostało wskazane jako jeden z celów środowiskowych dla wód morskich POM [PPr_38, 55]. Generalnie, wskaźniki typu LFI są uznawane za miarę presji połowowej na ichtiofaunę, ponieważ połowy narzędziami sieciowymi selektywnie usuwają z populacji osobniki duże, tym samym zaburzając strukturę wielkościową i wiekową populacji oraz zdolność reprodukcji gatunków, jeżeli w ramach presji połowowej usuwana jest większość osobników dojrzałych płciowo. W morzu Bałtyckim gatunkiem praktycznie decydującym o wartości indeksu LFI jest dorsz, ponieważ stanowi on najliczniejszy gatunek ryb przydennych osiągający większe. Badania prowadzone w POM w podobszarach ICES 25 i 26 wykazały, że populacja dorsza, silnie

zareagowała na wprowadzenie od 2009 r. zredukowanych kwot połowowych, co skutkowało zmniejszaniem śmiertelności połowowej tego gatunku. Przejawiło się to bardzo dużym wzrostem LFI1 w latach 2009-2012. Na podstawie różnicy między wartością LFI1 przed (lata 2000-2008) i po wprowadzeniu ograniczeń połowów (lata 2009-2011) ustalono progi GES dla podobszarów ICES 25 i 26 na odpowiednio 0,8 i 0,7. W latach 2013-2016 średnie wartości LFI1 w obu podobszarach spadły poniżej GES, przy czym spadek ten był gwałtowny w podobszarze zachodnim – nr 25 (do wartości 0,45 w 2016 r.), zaś nieco bardziej umiarkowany w podobszarze wschodnim – nr 26 (do wartości około 0,6) [PPr_2]. Należy podkreślić, że w podobszarze ICES 25 w latach 2013-2016 obserwowano również znaczny spadek wartości indeksu LFI1 obliczonego bez uwzględnienia dorsza (od wartości 0,42 w 2012 r. do wartości 0,1 w 2016 r.). Oznacza to, że również udział gatunków ryb płaskich (w tym głównie storni) o długości powyżej 30 cm znacznie zmalał. W podobszarze ICES 26 również obserwowano w latach 2013-2016 obniżenie indeksu LFI1 obliczonego bez uwzględnienia dorsza jednak spadek ten był nieco mniejszy niż w podobszarze ICES 25 – z wartości 0,32 w 2012 r. do 0,14 w 2016 r..

Presje i aktywności generujące lukę

Analiza luk obejmuje przede wszystkim presję „Eksploracja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań)”. Wzięto pod uwagę jednak także inne niż połowy potencjalne przyczyny obniżania się wartości wskaźnika LFI1. Do takich dodatkowych możliwych przyczyn należą między innymi:

- zmiany genetyczne w populacji (będące nieodwracalnym skutkiem długotrwałego przełowienia) – w tym obniżenie wielkości osobników osiągających dojrzałość i przystępujących do tarła,
- wzrost presji drapieżniczej (rosnąca populacja fok),
- malejąca bioróżnorodność i obfitość bazy pokarmowej gatunków dennych, w tym dorsza (generalnie rezultat eutrofizacji),
- pogarszające się warunki abiotyczne środowiska dorsza (powiększające się obszary beztlenowe przy dnie, zanik optymalnych obszarów tarliskowych, kumulacja zanieczyszczeń w łańcuchu pokarmowym).

Wszystkie wymienione czynniki były w ostatnich latach przedmiotem badań naukowych, które sugerują, że czynniki te mogą faktycznie odgrywać istotną rolę w kształtowaniu struktury wielkościowej populacji dorsza bałtyckiego.

Wpływ eksploatacji i związanej z nią śmiertelności połowowej (szczególnie w odniesieniu do dorsza) został wykazany w dotychczasowych badaniach [PPr_2]. Częściowe ograniczenie połowów tego gatunku w 2009 r. [PPr_34] przyniosło zauważalny efekt w postaci wzrostu wartości wskaźnika LFI1 w kolejnych latach (2009-2012). Jednak dalsza znacząca eksploatacja dorsza w kolejnych latach, spowodowała spadek wskaźnika LFI1

w podobszarach ICES 25 i 26 do wartości poniżej GES już w 2013 r. i jego utrzymywanie na niskim poziomie w kolejnych latach – do 2016 r. [PPr_2]. Pogarszający się stan zasobów dorsza skłonił KE do wprowadzenia w połowie 2019 r. i Radę UE na 2020 r. całkowitego zakazu ukierunkowanych połowów w obszarach 25-32 i częściowego zakazu ukierunkowanych połowów dorsza w obszarze 24, które zostały utrzymane na 2021 r.

Obserwacje te wskazują na synergiczne oddziaływanie czynników związanych z presją połowową oraz z pogorszeniem warunków środowiskowych w strefie przydennej, w tym w wyniku rzadszego występowania wlewów zasolonych wód z Morza Północnego w ostatnich dekadach oraz postępującego procesu eutrofizacji i zwiększania stref beztlenowych.

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Podstawowym działaniem mogącym zlikwidować lukę jest ograniczenie połowów i monitorowanie zmian w stanie stad dorsza w kolejnych latach. Uzyskanie znaczącego wpływu na inne czynniki, głównie poprzez przeciwdziałanie eutrofizacji, możliwe jest jedynie w przypadku najbardziej korzystnego scenariusza 3, zakładającego wdrożenie BSAP oraz zredukowania przez wszystkie kraje bałtyckie ładunków substancji biogenych do poziomu NIC/MAI do 2036 r. Efekty te będą obserwowane w odległej perspektywie czasowej (co najmniej do 2050 r.), i są obecnie praktycznie niemożliwe do kwantyfikacji. Należy jednak podkreślić, że postępujące zmiany klimatyczne, w tym ograniczenie częstości i skali wlewów wód słonych przez cieśniny duńskie mogą spowodować brak poprawy ogólnego stanu ekosystemu Bałtyku i siedlisk dorsza, co będzie obniżać efektywność działań polegających na ograniczeniu eksploatacji połowowej. Może to doprowadzić do ponownego pogorszenia stanu wskaźnika do subGES w przyszłości.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

Dostępne dane wskazują na utrzymywanie się stanu subGES dla wskaźnika LFI1 w podobszarach ICES 25 i 26 od 2013 r. do 2016 r., przy czym za obniżenie wartości wskaźnika wynikało zarówno ze zmniejszenia udziału ryb płaskich o długości powyżej 30 cm, jak i ze spadku liczebności dużych osobników dorsza (szczególnie w 2016 r) [PPr_2]. Dane za 2016 r. obejmowały dla podobszaru 25 wartość LFI1 0,45 (56% progu GES), zaś dla podobszaru 26 – wartość 0,60 (85% progu GES). Wskazuje to na gorszy stan środowiska pod względem udziału biomasy dużych ryb w podobszarze 25 niż 26.

Przeprowadzono analizę scenariuszy zakładających realizację aktualnych zaleceń ICES/WPRyB w najbliższych latach oraz wyników symulowania efektu określonych wielkości eksploatacji stad dorsza w kolejnych latach [PPr_18, 28, 30, 31]. Biorąc pod uwagę złożoność zagadnienia, w tym coroczne ustalanie wartości TAC dla poszczególnych gatunków i stad oraz zależność wskaźnika LFI1 od czynników innych niż presja połowowa,

należy się liczyć z tym, że jakiegokolwiek wyniki obejmujące dłuższy horyzont czasowy cechowałyby się niską wiarygodnością.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

W terminie wskazanym w Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. U. poz. 568) (r.p.a.z.w.) [PPr_55], tj. do 2020 r. GES w zakresie wskaźnika LFI1 nie został osiągnięty w wodach POM. Biorąc pod uwagę aktualny stan populacji kluczowych gatunków ryb w Morzu Bałtyckim, w tym szczególnie dorsza, który wywiera największy wpływ na wartość wskaźnika LFI1, osiągnięcie GES do 2022 r. oraz 2027 r. w podobszarach ICES 25 i 26 jest praktycznie niemożliwe. Natomiast w perspektywie 2050 r. osiągnięcie GES jest w tych podobszarach mało prawdopodobne. W odniesieniu do podobszaru ICES 24 prognozowanie określono jako skrajnie niepewne.

3.4 Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D1 Bioróżnorodność, D2. Gatunki obce, D3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i bezkręgowców, D4 Łańcuchy pokarmowe

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D1C2, D1C3, D2C1, D2C2, D3C2, D3C3, D4C1

Uwagi wstępne

Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych to złożony z szeregu wskaźników cząstkowych indeks podsumowujący takie cechy zespołu ichtiofauny, jak różnorodność gatunkowa, udział drapieżników, udział ryb dużych, udział gatunków kluczowych i struktura wiekowa [PPr_38, 55]. Zestaw wskaźników cząstkowych został dobrany i wyskalowany indywidualnie dla każdej JCWP. Wszystkie 9 JCWP przejściowych, oceniono w latach 2018-2019 wskaźnikiem SI, przy czym 7 z nich uzyskało ocenę subGES, a 2 spełniły kryteria GES.

Presje i aktywności generujące lukę

W analizie uwzględniono dwie podstawowe presje kształtujące zespoły ichtiofauny w wodach przejściowych, tj.:

- presję połowową,
- eutrofizację.

Dodatkowo wzięto pod uwagę oddziaływania antropogenicznych przekształceń strefy brzegowej.

Presja połowów komercyjnych i rekreacyjnych, poprzez selektywny odłów osobników większych i przedstawicieli tzw. cennych gatunków (często drapieżników) powoduje nie

tylko zmiany w strukturze wielkościowej i gatunkowej ichtiofauny, ale w całej sieci troficznej, zmieniając stosunki w zooplanktonie, zoobentosie i fitoplanktonie. Zmiany te mogą przyczyniać się do intensyfikacji procesu eutrofizacji. Dane za lata 2011-2016 [PPr_2] wskazują na obniżanie się wskaźników cząstkowych: „CPUE drapieżniki” oraz „CPUE duże ryby” ryb we wskaźniku SI obliczonym dla JCWP wód przejściowych, co potwierdza oddziaływanie presji połowowej ukierunkowanej na gatunki drapieżne i większe osobniki. W Etapie I Projektu zidentyfikowano potencjalne źródła danych o wielkości odłowów komercyjnych w wodach przejściowych i wystąpiono o ich przekazanie – analiza będzie zatem możliwa w Etapie II projektu.

Eutrofizacja, poprzez zmiany warunków abiotycznych wyklucza jedne gatunki (np. siejowate, szczupak), a promuje inne (np. jazgarz, sandacz, leszcz, krąp). Z kolei przekształcenia strefy brzegowej, powodują m.in. zmiany dostępności tarlisk. Na przykład, usuwanie roślinności wodnej i urządzanie plaż ograniczają dostępność tarlisk ryb fitofilnych (np. szczupak, wzdregą, lin), a promuje psammofilne (np. kiełb) oraz ubikwistyczne, nie wykazujące ścisłych preferencji do substratu tarłowego (np. płoć, obce gatunki z rodziny babkowatych).

Uprawdopodobnienie roli poszczególnych presji w kształtowaniu niekorzystnego stanu ichtiofauny będzie wymagało szczegółowej analizy wyników monitoringu GIOŚ na poziomie wskaźników cząstkowych w powiązaniu z dostępnymi danymi o presjach (monitoring wskaźników eutrofizacji, zooplanktonu, zoobentosu, fitoplanktonu, dane o połowach i zarybieniach, o ile zostaną udostępnione, analiza przekształceń linii brzegowych i litoralu).

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Wstępnie przewiduje się, że działania mające na celu likwidację luk mogą obejmować:

- ograniczenia w połowach komercyjnych i/lub rekreacyjnych,
- działania przeciwdziałające eutrofizacji: z uwagi na zwykle wielki zasięg zlewni zasilających wody przejściowe będą to działania obejmujące większość terytorium kraju, ponadto działania te należy rozpatrywać w dłuższym horyzoncie czasowym – do 2050 r.,
- zarybienia ukierunkowane na gatunki kluczowe dla sieci troficznej, podlegające intensywnej presji połowowej (głównie drapieżne) jak również zarybienia rzek gatunkami dwuśrodowiskowymi – głównie trocią wędrowną, łososiem atlantyckim i jesiotrem ostronosym oraz węgorzem,
- działania ograniczające dalsze przekształcenia brzegów.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

Wysoki stopień złożoności wskaźnika SI w powiązaniu ze złożonością powiązań wskaźnika z praktycznie całym spektrum uwarunkowań dotyczących danego zbiornika oznacza, że w najlepszym wypadku charakterystyka luk może stanowić ostrożną charakterystykę ilościową.

Wskaźnik stanu ichtiofauny SI badano w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w latach 2018-2019 [PPr_10] we wszystkich 9 JCWP wód przejściowych (Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Zalew Wiślany, Ujście Świny, Ujście Dziwny, Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński). Dwie z części wód: Ujście Wisły Przekop – oceniona w klasie 2 (dobry potencjał ekologiczny) oraz Ujście Dziwny – oceniona w klasie 1 (maksymalny potencjał ekologiczny) osiągnęły GES. Natomiast pozostałe JCWP oceniono poniżej GES (4 – w klasie III oraz 3 – w klasie IV stanu lub potencjału ekologicznego). Wyniki te przekładają się na osiągnięcie GES w 1 z 7 wyznaczonych aJCWP, ponieważ JCWP Ujście Dziwny nie występuje w nowym podziale na jednolite części wód.

Ponadto w projekcie „Analiza znaczących oddziaływań antropogenicznych wraz z oceną ich wpływu na stan wód oraz ryzykiem nieosiągnięcia celów środowiskowych” [PPr_53] zrealizowanym w 2020 r. na zlecenie KZGW – PGW WP wskazano w oparciu o dane PMŚ dotyczące wskaźnika SI następujący poziom presji na ichtiofaunę aJCWP wyznaczonych dla wód przejściowych:

- 1 – brak presji/presja nieznacząca: 1 aJCWP o kodzie TW20005WB7 Ujście Wisły Przekop,
- 2 – presja znacząca umiarkowana: 3 aJCWP: TW20001WB1 Zalew Wiślany, TW60001WB2 Zalew Szczeciński, TW60001WB3 Zalew Kamieński,
- 3 – presja znacząca silna: 3 aJCWP: TW20002WB4 Zalew Pucki, TW20003WB Zatoka Pucka Zewnętrzna, TW20004WB6 Zatoka Gdańska Wewnętrzna.

Dla aJCWP wód przybrzeżnych nie określono presji w odniesieniu do ichtiofauny, ponieważ obecnie nie podlega ona badaniom w ramach PMŚ. Wszystkie aJCWP przejściowych i przybrzeżnych wskazano w cytowanym projekcie jako zagrożone ryzykiem nieosiągnięcia celów środowiskowych.

Wskazuje to na istnienie luki w działaniach służących osiągnięciu GES, szczególnie w przypadku JCWP zlokalizowanych w rejonie Zatoki Puckiej i Zatoki Gdańskiej (ocena indeksu SI na poziomie słabym). Należy jednak podkreślić, że ogólna ocena stanu lub potencjału ekologicznego omawianych JCWP przejściowych wykazała stan poniżej GES dla wszystkich części wód. Wskazuje to na oddziaływanie obok presji połowowej wywieranej na ichtiofaunę znaczących presji związanych z eutrofizacją i zaburzeniami dna morskiego, ponieważ pozostałe elementy biologiczne, które w kilku JCWP zostały ocenione niżej niż ichtiofauna, nie podlegają presji połowowej. Ponadto zagrożenie stawi ekspansja

gatunków obcych. W badaniach wykonanych w ramach projektu „Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015–2018” [PPr_35] odnotowano występowanie 7 obcych gatunków ryb. Najliczniej występowała babka śniadogłowa (bycza) *Neogobius melanostomus*. Gatunki te stanowią konkurencję dla rodzimych ryb oraz mogą zmieniać proporcje gatunków w odłowach przyczyniając co wpływa na oceny wskaźnika SI.

Na podstawie zgromadzonych dotychczas danych z PMŚ można przewidywać, że w Scenariuszu 1 (BaU) nastąpi dalsze stopniowe pogorszenie wskaźnika SI w wodach przejściowych. W Scenariuszu aPOWM_1 wskaźnik SI będzie prawdopodobnie utrzymywał się na aktualnym poziomie. W Scenariuszu MAI/NIC można przewidywać stopniową poprawę wskaźnika i osiągnięcie poziomu GES w perspektywie kilku dekad w tych akwenach, gdzie presja utrzymuje się obecnie na umiarkowanym poziomie (2).

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

Aktualnie GES w zakresie wskaźnika SI nie został osiągnięty w większości ocenianych akwenów wód przejściowych POM. GES stwierdzono tylko w JCWP Ujście Wisły Przekop. Dla tego akwenu wskazano, że utrzymanie GES do 2022 r. (tj. w terminie wskazanym w r.p.a.z.w. [PPr_55]) i do 2027 r. jest bardzo prawdopodobne, a do 2050 r. – niemal pewne. Biorąc pod uwagę aktualny ogólny stan środowiska pozostałych badanych akwenów należy wskazać, że uzyskanie GES do 2022 r. i 2027 r. jest: dość prawdopodobne (Zalewy: Kamieński, Szczeciński i Wiślany) oraz praktycznie niemożliwe (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna i Zatoka Gdańska Wewnętrzna). Natomiast w perspektywie 2050 r. osiągnięcie GES jest bardzo prawdopodobne Zalewy: Kamieński, Szczeciński i Wiślany), natomiast dla pozostałych JCWP (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna i Zatoka Gdańska Wewnętrzna) – mało prawdopodobne. W odniesieniu do wód przybrzeżnych oceny nie przeprowadzono, ponieważ wskaźnik SI nie stosowany do tych kategorii wód, ocena taka będzie w przyszłości możliwa przy zastosowaniu wskaźnika PMFI (wskaźnik PMFI został zaakceptowany przez KE).

3.5 Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu B

Deskrytor, do którego odnosi się wskaźnik: D1 Bioróżnorodność, D4 Łańcuchy pokarmowe, D6 integralność dna morskiego

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D1C6, D4C1

Uwagi wstępne

Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu B odzwierciedla stan ekologiczny miękkiego dna morskiego (zarówno powyżej, jak i poniżej halokliny), na podstawie analizy zespołu makrozoobentosu uwzględniającej udział poszczególnych gatunków w zespole

(dominanty >10%), influenty (5-10%) i gatunki/taksony akcesoryczne (<5%) oraz ich wrażliwości na antropogeniczną kumulację materii organicznej w osadach (gatunki/taksony wrażliwe, pośrednie i odporne na wysoką zawartość materii organicznej w osadach). W latach 2011-2016 uśredniony dla tego przedziału czasowego wskaźnik B uzyskał wartości odpowiadające GES jedynie w 4 spośród 22 obszarów POM (dawne podakweny wód przybrzeżnych Półwysep Hel, Władysławowo – Jastrzębia Góra, Jastrzębia Góra – Rowy, Rowy – Jarosławiec Zachód) [PK_30].

Presje i aktywności generujące lukę

Podstawową presją oddziałującą negatywnie na zespoły makrobentosu jest nadmierny dopływ substancji biogennych do ekosystemu, przy czym dotyczy to przede wszystkim stanowisk głębszych, w których silniej zaznaczają się antropogeniczne deficyty tlenowe.

Odrębnym, istotnym zagadnieniem jest oddziaływanie połowów dennych. Włoki powodują poważne zmiany mechaniczne i chemiczne (usuwanie i resuspensja osadów, wzrost zużycia tlenu, uwalnianie biogenów) w powierzchniowych warstwach dna, a szereg badań wskazuje na to, że powodują znaczące zmiany w zespołach bentosowych, polegające na przykład na eliminacji długo żyjących osobników małży i zwiększaniu dominacji krótko żyjących przedstawicieli wieloszczetów bytujących w osadach [PK_46, PK_47, PK_48].

Na pewnych odcinkach strefy litoralu silne negatywne oddziaływania na makrozoobentos mogą się wiązać z pracami związanymi z ochroną brzegów, w tym zwłaszcza ze sztucznym zasilaniem brzegów.

Inne presje, które mogą wpływać na stan makrozoobentosu, ale których oddziaływanie ma generalnie znaczenie drugorzędne, to wprowadzanie substancji organicznych i wprowadzanie substancji niebezpiecznych. Pierwsza z wymienionych presji może mieć ściśle lokalne znaczenie w okolicach zrzutów ścieków i ujść rzek, natomiast drugą można brać pod uwagę w akwenach, gdzie notuje się przekroczenia progu GES substancji niebezpiecznych, zwłaszcza w organizmach żywych.

Analiza będąca podstawą wskaźnika B klasyfikacji taksonów wg wrażliwości sugeruje, że jest on prawdopodobnie znacznie bardziej czuły na presję eutrofizacyjną niż na presję związaną z zakłóceniami dna w wyniku trałowania.

Identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

W ramach aPOWM podstawowymi działaniami będą działania mające na celu zmniejszenie dopływu biogenów do morza. Innym kierunkiem działań będą działania mające na celu zakazanie lub ograniczenie połowów dennych na najcenniejszych siedliskach (ławice, rafy) oraz powiększenie wiedzy na temat oddziaływania połowów dennych na bentos i możliwych sposobów ograniczania tego oddziaływania.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych, w perspektywie do 2022, 2027 i 2050 r.

Dość wyraźna zależność między wskaźnikiem B a wskaźnikami eutrofizacji pozwala ostrożnie prognozować wartości B w zależności od poziomu presji eutrofizacyjnej.

Z danych przedstawionych w [PK_30] wynika, że najlepszym prognostykiem wskaźnika B jest stężenie azotu ogólnego przy dnie z miesięcy letnich. Zależność między TNVI-IX a B jest bardzo silna ($r^2 = 0,82$) dla strefy głębokowodnej i mniej wyraźna, ale również istotna statystycznie dla strefy płytkowodnej [PK_30].

Prognoza stanu wskaźnika B została sporządzona metodą ekspercką z uwzględnieniem wyników dotychczasowego monitoringu, przewidywanych zmian obciążenia biogenami oraz spodziewanych zmian zasobności materii organicznej przy dnie i warunków tlenowych. Przeanalizowano dwa horyzonty czasowe, tj. do 2027 r. (koniec cyklu planistycznego) i do 2050 r. (15 lat po osiągnięciu pełnej planowanej w scenariuszach redukcji biogenów). Założono przy tym, że zmiany obciążenia POM biogenami do 2027 r. będą stanowiły 10% zmian prognozowanych na 2036 r. Wyniki przedstawiono w Tab. 3.5-1.

Przewiduje się, że do 2027 r. we wszystkich scenariuszach zmiany decydujące o stanie makrobentosu będą zbyt małe, by móc istotnie wpłynąć na prawdopodobieństwo osiągnięcia GES. Ocenia się, że w siedmiu akwenach osiągnięcie GES do 2027 r. będzie praktycznie niemożliwe, w pięciu akwenach – mało prawdopodobne, a w dwóch akwenach, już obecnie oscylujących na granicy GES – dość prawdopodobne. W 2050 r. wyraźnej poprawy należy oczekiwać jedynie w scenariuszach aPOWM_2 i MAI/NIC. Jednak i w tych scenariuszach za bardzo prawdopodobne uznano osiągnięcie GES jedynie w dwóch akwenach (Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego i Półwysep Hel, w sześciu – za dość prawdopodobne, a w pozostałych sześciu – za mało prawdopodobne lub praktycznie niemożliwe).

Tab. 3.5-1. Prawdopodobieństwo osiągnięcia przez wskaźnik B wartości GES w horyzontach czasowych 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250				
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES										
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES										
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES										
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES										
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	subGES										
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES										
Półwysep Hel	GES										
Zalew Kamieński	subGES										
Zalew Szczeciński	subGES										
Zalew Pucki	subGES										
Zatoka Pucka Zewnętrzna	subGES										
Ujście Wisły Przekop	subGES										
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	subGES										
Zalew Wiślany	subGES										

Legenda

Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe

Osiągnięcie GES mało prawdopodobne

Osiągnięcie GES dość prawdopodobne

Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne

Osiągnięcie GES niemal pewne



3.6 Wskaźnik stanu makrofitów SM1

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D1 Bioróżnorodność, D6 integralność dna morskiego

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D6C5

Uwagi wstępne

Wskaźnik SM1 posłużył wspólnie ze wskaźnikiem B do oceny siedlisk dna miękkiego oraz samodzielnie do oceny siedlisk dna twardego i mieszanego w wodach otwartych, przybrzeżnych i przejściowych poza estuariami. Wskaźnik wyraża stosunek biomasy tzw. taksonów pozytywnych do ogólnej biomasy makrofitów, przy czym „taksony pozytywne” to w większości te, których spektrum ekologiczne ogranicza się do wód mało zmienionych

przez eutrofizację. Spośród czterech podakwenów, wobec których zastosowano wskaźnik SM1, tylko jeden (Basen Bornholmski (Ławica Słupska)), oceniono na GES, a pozostałe trzy (Rowy – Jarosławiec Wschód (Głazowisko Rowy), Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna) uzyskały ocenę subGES [PK_30].

Presje i aktywności generujące lukę

Bezspornie najważniejszą presją jest wnoszenie biogenów do ekosystemu.

Wstępna analiza map aktywności połowowej z użyciem narzędzi dennych [PK_31] wskazuje na to, że oddziaływanie trałowania na makrofity jest znacznie słabsze niż na zoobentos ze względu na fakt, że obszary intensywnego trałowania skupiają się w rejonach, gdzie dno jest pozbawione makrofitów z powodu braku światła. Ocenia się, że inne presje albo nie występują, albo mają charakter marginalny.

Identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

W ramach aPWOM podstawowym sposobem ograniczania luki jest ograniczanie dopływu biogenów do morza. Ponadto, planuje się wprowadzenie zakazu lub ograniczeń trałowania dennego na ławicy Słupskiej (pozostałe obszary występowania makrofitów poza estuariami są objęte zakazami już obowiązującymi)

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych, w perspektywie do 2022, 2027 i 2050 r.

Prognoza stanu wskaźnika SM1 została sporządzona metodą ekspercką z uwzględnieniem wyników dotychczasowego monitoringu oraz przewidywanych zmian obciążenia biogenami i przezroczystości wody. Przeanalizowano dwa horyzonty czasowe, tj. o 2027 r. i 2050 r.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 r. (koniec cyklu planistycznego) i do i 2050 r. (15 lat po osiągnięciu pełnej planowanej w scenariuszach redukcji biogenów). Założono przy tym, że zmiany obciążenia POM biogenami do 2027 r. będą stanowiły 10% zmian prognozowanych na 2036 r. Wyniki przedstawiono w **Tab. 3.6-1**.

Przewiduje się, że do 2027 r. we wszystkich scenariuszach zmiany decydujące o stanie makrofitów będą zbyt małe, by móc istotnie wpłynąć na prawdopodobieństwo osiągnięcia GES. Ocenia się, że w trzech akwenach osiągnięcie GES do 2027 r. będzie mało prawdopodobne, a w jednym, obecnie oscylującym nieco powyżej granicy GES – dość prawdopodobne. W 2050 r. wyraźnej poprawy należy oczekiwać w scenariuszach POWM_2 i MAI, w których osiągnięcie GES wydaje się bardzo prawdopodobne na trzech stanowiskach i dość prawdopodobne na stanowisku w Zalewie Puckim.

Tab. 3.6-1. Prawdopodobieństwo osiągnięcia przez wskaźnik SM1 wartości GES w horyzontach czasowych 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250					
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego (Ławica Słupska)	GES	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Green	Green
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (Głazowisko Rowy)	subGES	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Yellow	Green	Green
Zalew Pucki	subGES	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Red	Red	Orange	Yellow	Yellow	Yellow
Zatoka Pucka Zewnętrzna	subGES	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Yellow	Green	Green

Legenda

- Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe
- Osiągnięcie GES mało prawdopodobne
- Osiągnięcie GES dość prawdopodobne
- Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne
- Osiągnięcie GES niemal pewne
- Prognozowanie skrajnie niepewne
- Wskaźnik nie dotyczy podakwenu



3.7 Makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach ESMIz

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D1 Bioróżnorodność, D5 Eutrofizacja, D6 Integralność dna morskiego

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D6C5

Uwagi wstępne

Wskaźnik ESMIz jest wskaźnikiem syntetycznym (multimetriks), uzależnionym od liczby zbiorowisk roślinnych, ich wzajemnych proporcji ilościowych oraz od stopnia zasiedlenia płytkich partii zbiornika przez roślinność. Stanowi on modyfikację wskaźnika ESMI stosowanego do oceny jezior i został wykorzystany do oceny przybrzeżnych zalewów (siedlisko 1150 wg Dyrektywy Siedliskowej). Wszystkie wody (Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Zalew Wiślany), w których oceniono makrofity za pomocą wskaźnika ESMIz uzyskały ocenę subGES [PK_30].

Presje i aktywności generujące luki

Prace rozwojowe nad wskaźnikiem ESMI były ukierunkowane na opracowanie takiej oceny makrofitów, która możliwie dobrze korelowałaby z takimi podstawowymi wskaźnikami presji eutrofizacyjnej, jak przezroczystość, chlorofil a i fosfor ogólny [PK_30]. Cel ten został osiągnięty. W konsekwencji, podstawową presją, jaką należy uwzględnić w analizie luki,

jest presja eutrofizacyjna, wyrażona zarówno wskaźnikami mierzonymi w ekosystemie (związek bardziej bezpośredni), jak i wielkościami wprowadzanych do ekosystemu ładunków (związek pośredni).

Ponieważ jednak wskaźnik ESMIz (jak i jego protoplasta, tj. ESMI), uwzględnia parametr stopnia zasiedlenia dna przez makrofity, to poza eutrofizacją konieczne jest uwzględnienie także presji związanych z przekształceniami dna (trwałe straty fizyczne dna, odwracalne zaburzenia dna). Do działań będących źródłami takich presji na zalewach należą m.in. zabudowa brzegów, usuwanie roślinności pod kąpieliska i niszczenie roślinności przez użytkowników wód (wędkarze, kąpiący, żeglarze).

Identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

W ramach aPOWM podstawową kategorią działań mogących skutkować poprawą wskaźnika ESMIz będą działania nakierowane na zmniejszenie presji eutrofizacyjnej poprzez redukcję zewnętrznych ładunków biogenów. Ze względu na położenie zalewów działania te obejmą większość terytorium kraju. Działaniami wspomagającymi będą działania mające na celu zahamowanie dalszych antropogenicznych przekształceń brzegów i dna litoralu.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych, w perspektywie do 2022, 2027 i 2050 r.

Prognoza stanu wskaźnika ESMIz została sporządzona metodą ekspercką z uwzględnieniem wyników dotychczasowego monitoringu oraz przewidywanych zmian obciążenia biogenami i przezroczystości wody. Przeanalizowano dwa horyzonty czasowe, tj. do 2027 r. (koniec cyklu planistycznego) i do 2050 r. (15 lat po osiągnięciu pełnej planowanej w scenariuszach redukcji biogenów). Założono przy tym, że zmiany obciążenia POM biogenami do 2027 r. będą stanowiły 10% zmian prognozowanych na 2036 r. Wyniki przedstawiono w Tab. 3.7-1.

Przewiduje się, że do 2027 r. we wszystkich scenariuszach zmiany decydujące o stanie makrofitów będą zbyt małe, by móc istotnie wpłynąć na prawdopodobieństwo osiągnięcia GES. We wszystkich trzech akwenach obecne wartości wskaźnika ESMIz są na tyle niskie, że osiągnięcie GES do 2027 r. jest zupełnie nieprawdopodobne. W wyniku realizacji scenariuszy aPOWM_2 i MAI we wszystkich trzech zalewach nastąpi bardzo duży spadek presji eutrofizacyjnej, skutkujący bardzo obniżonymi stężeniami fosforu i znaczną poprawą kluczowej dla makrofitów widzialności. Co więcej, w związku z krótkimi czasami wymiany wód w tych akwenach, zmiany te powinny zajść nawet na kilkanaście lat przed 2050 r., dając zbiorowiskom makrofitów sporo czasu na reakcję. W związku z tym, mimo bardzo złego stanu początkowego, uznano, że osiągnięcie GES w scenariuszu MAI jest dość prawdopodobne. Należy jednak podkreślić, że dane literaturowe wskazują na to, iż

czas pełnej regeneracji zbiorowisk makrofitów po redukcji presji eutrofizacyjnej często liczony jest w dziesięcioleciach, a kierunki zmian nie zawsze są oczywiste.

Tab. 3.7-1. Prawdopodobieństwo osiągnięcia przez wskaźnik SM1 wartości GES w horyzontach czasowych 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250				
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1
Zalew Kamieński	subGES										
Zalew Szczeciński	subGES										
Zalew Wiślany	subGES										

3.8 Wskaźnik CyaBI-indeks zakwitu sinic

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D1 Bioróżnorodność, D5 Eutrofizacja

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik:

Uwagi wstępne

Wskaźnik CyaBI składa się z dwóch parametrów, tj. wskaźnika CSA (Cyanobacterial Surface Accumulations) i wskaźnika biomasy sinic. Wartość wskaźnika CSA jest badana na podstawie analizy danych satelitarnych. Dane te cechują się m.in. dużą rozdzielczością czasową, pozwalającą z dużą dokładnością uchwycić rozkład czasowy i przestrzenny zakwitów, co ze względu na ich wysoką dynamikę byłoby praktycznie niemożliwe, gdyby posługiwać się wyłącznie danymi zbieranymi na miejscu. Drugi parametr, tj. biomasa sinic w górnej warstwie 10 m słupa wody, jest określany na podstawie analizy prób pobieranych w ramach klasycznego monitoringu. Parametry zostały skalibrowane na podstawie danych z wielolecia, przy czym za progi GES przyjęto wartości notowane w okresach najniższej częstotliwości zakwitów, zidentyfikowanych statystycznymi metodami detekcji skokowych zmian środowiskowych (regime shift detection), a w przypadku braku takich okresów – metodą analizy kwartyli. Wartości parametrów są normalizowane w skali od 0 do 1. Wartość progowa GES wskaźnika CyaBI to średnia wartość progowa dwóch rozpatrywanych parametrów. Wskaźnik CyaBI zastosowano do podakwenów otwartego morza. Wszystkie podakweny oceniono na subGES [PK_30].

Presje i aktywności generujące lukę

Występowanie zakwitów sinic jest uwarunkowane z jednej strony odpowiednio wysokimi stężeniami biogenów w wodzie, a z drugiej strony temperaturą i nasłonecznieniem.

Zakłada się, że podstawową presją, jaką w ramach aPOWM należy ograniczać, by przeciwdziałać zakwitom, jest zewnętrzny dopływ ładunków azotu i fosforu do ekosystemu. Jednak w przypadku sinic zmiany klimatyczne będą odgrywały szczególną rolę, ponieważ optimum temperaturowe rozwoju tych organizmów znajduje się wyraźnie powyżej optimum dla innych głównych grup obecnych w fitoplanktonie. Niektóre badania wskazują, że wiąże się to nie tyle z szybszym tempem wzrostu sinic niż innych glonów w wysokich temperaturach, ile z ich większą wypornością, która pozwala im utrzymywać się w toni przy obniżonych gęstościach wody, podczas gdy inne grupy są eliminowane przez sedymentację. Tak, czy inaczej, można być pewnym, że bez skutecznych na rzecz ochrony klimatu walka z zakwitami sinic wyłącznie na drodze redukcji ładunków biogenów będzie znacznie utrudniona.

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Podstawowymi działaniami będą działania mające na celu zmniejszenie dopływu biogenów do morza.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych, w perspektywie do 2022, 2027 i 2050 r.

Wskaźnik CyaBI ma w ramach HELCOM status wskaźnika wstępnego. Wyniki podane w Aktualizacji wstępnej oceny pochodzą z prac grupy HELCOM PEG i obejmują lata 2011-2015. Według Aktualizacji wstępnej oceny wyniki te należy uznać za niejednoznaczne, a ich wiarygodność nie została potwierdzona w ramach HOLAS II. Na te trudności nakłada się fakt, że rozwojowi sinic sprzyjają zmiany klimatyczne. W rezultacie uznano, że prognozowanie przyszłych wartości wskaźnika byłoby obarczone zbyt dużą niepewnością. Należy jednak podkreślić, że wyniki modelowania sugerują, iż planowane redukcje ładunków do MAI niekoniecznie będą oznaczały osiągnięcie GES w zakresie wskaźnika CyaBI, a spadek stężeń chlorofilu będzie się odbywał głównie kosztem innych taksonów fitoplanktonu.

3.9 Trendy w pojawianiu się nowych gatunków

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D2 Gatunki obce

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D2C1, D2C2, D2C3

Uwagi wstępne

Wskaźnik Trendy w pojawianiu się nowych gatunków składa się z trzech parametrów, tj.:

- introdukcja nowych gatunków obcych (liczba nowych obcych gatunków w obszarze w danym okresie),
- parametr inwentaryzacyjny (zmiana liczby gatunków obcych w obszarze w danym okresie),

- rozprzestrzenianie gatunków nierodzimych (parametr pomocniczy, liczony dla każdego gatunku osobno jako zmiana odsetka stacji monitoringu, na których stwierdzono dany gatunek w danym obszarze).

W ocenie zintegrowanej uwzględniono tylko pierwsze dwa parametry, stosując zasadę, że ocena wskaźnika odpowiada najgorszej z ocen poszczególnych parametrów.

W ocenianym okresie 2011-2016 wszystkie ocenione obszary w POM (wody otwarte, Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany) uzyskały ocenę subGES.

Presje i aktywności generujące luke

Cech D2 jest sam w sobie deskryptorem presji, opisanej w Załączniku III RDSM jako „wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych”. Choć w niezwykle zmienionym przez człowieka świecie niekiedy trudno jest dokonywać rozróżnień między naturalną ekspansją gatunków a ekspansją antropogeniczną, to zdecydowana większość znanych introdukcji gatunków obcych do Bałtyku ma charakter antropogeniczny.

Do podstawowych wektorów introdukcji obcych gatunków należą:

- roznoszenie przez statki (organizmy przyłączone do kadłubów lub pobrane z wodami balastowymi),
- ucieczki organizmów z hodowli komercyjnych i hobbystycznych (zarówno gatunków będących obiektami hodowli, jak i gatunków towarzyszących, jak np. pasożyty),
- celowe introdukcje.

Ocenia się, że żegluga odpowiada za 49% dotychczasowych inwazji, akwakultura za 16%, celowe introdukcje za 14%, a pozostałe rozpoznane wektory za 5%. Około 20% gatunków z listy ma status gatunków kryptogenicznych, tj. takich, co do których nie wiadomo, czy w Bałtyku znalazły się w sposób naturalny, czy w wyniku działalności człowieka [PK_32].

Około 29% obcych gatunków w Bałtyku pochodzi z regionu ponto-kaspijskiego, 23% z Ameryki Północnej, 18% z Indo-Pacyfiku, 3% z Morza Śródziemnego. W przypadku 27% gatunków nie ustalono regionu, z którego przywędrowały [PK_32].

Coraz częstszym zjawiskiem jest zasiedlanie Bałtyku w drodze naturalnej migracji przez gatunki wcześniej introdukowane w Morzu Północnym [PK_33].

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować luke

Podstawowym kierunkiem działań powinno być pełne i skuteczne wdrożenie Konwencji o kontroli i postępowaniu ze statkowymi wodami balastowymi i osadami (Konwencja BMW). Konwencja ta nie obejmuje jednak kwestii przenoszenia organizmów na powierzchni kadłubów. Istnieją doniesienia, że introdukcje tym sposobem są liczniejsze

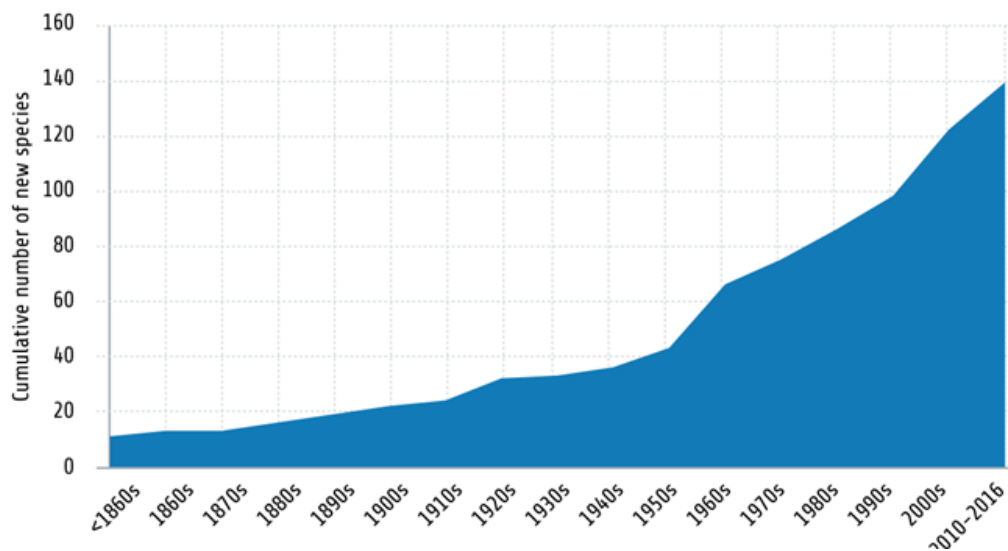
niż introdukcje z wodami balastowymi [PK_34]. Dlatego w ramach aPOWM przewidziano także działanie polegające na wdrożeniu przez Polskę wytycznych IMO w zakresie postępowania z organizmami porośłowymi.

Zakłada się, że niezbędne będzie także opracowanie pakietu działań prawnych, organizacyjnych i edukacyjnych mających na celu radykalne zmniejszenie zagrożenia przypadkowymi introdukcjami z hodowli komercyjnych i hobbystycznych.

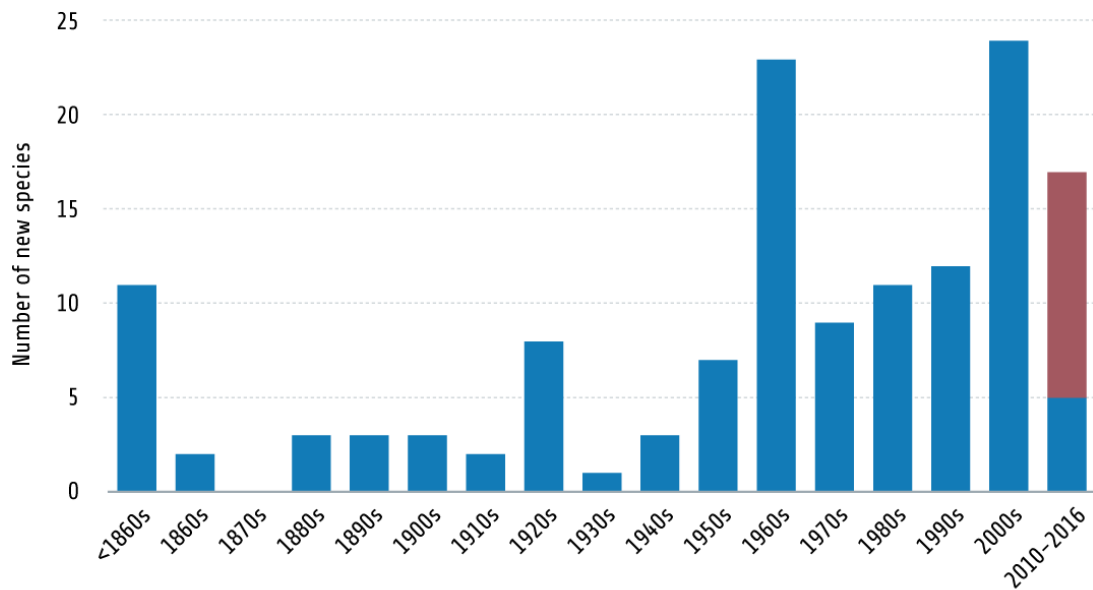
Całkowite wyeliminowanie gatunków, które już dokonały inwazji w naszych wodach jest niewykonalne. W większości przypadków nie ma skutecznych sposobów czynnego ograniczania ich liczebności. Wyjątkiem mogą być ryby, które w przyszłości, w przypadku których, przy silnej ekspansji, będzie można rozważyć ukierunkowane połowy komercyjne, jak to ma miejsce m.in. w krajach bałtyckich z babką byczą. Technicznie wykonalna może być też kontrola populacji inwazyjnych skorupiaków w zalewach. Pilotażowe działania idące w tym kierunku zaproponowano w aPOWM.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych, w perspektywie do 2022, 2027 i 2050 r.

Dane historyczne [PK_35] wskazują nie tylko na rosnącą z czasem ogólną liczbę gatunków obcych w Bałtyku, ale także generalnie rosnące tempo nowych introdukcji (Ryc. 3.9-1 i Ryc. 3.9-2).

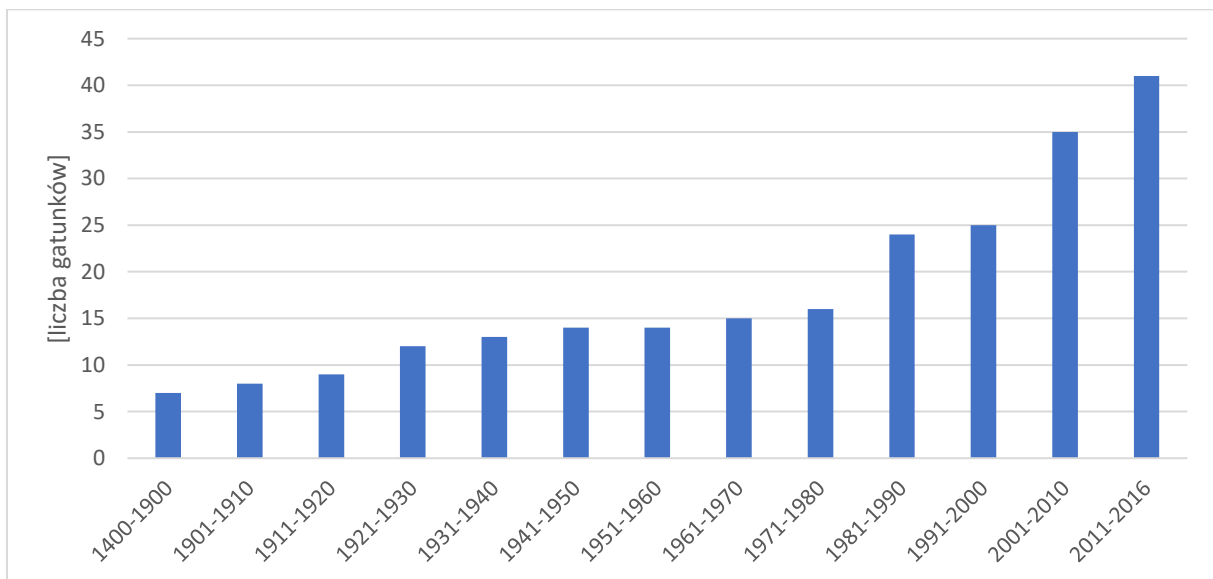


Ryc. 3.9-1. Skumulowana liczba gatunków obcych w Bałtyku wg danych HELCOM (źródło: [PK_35])

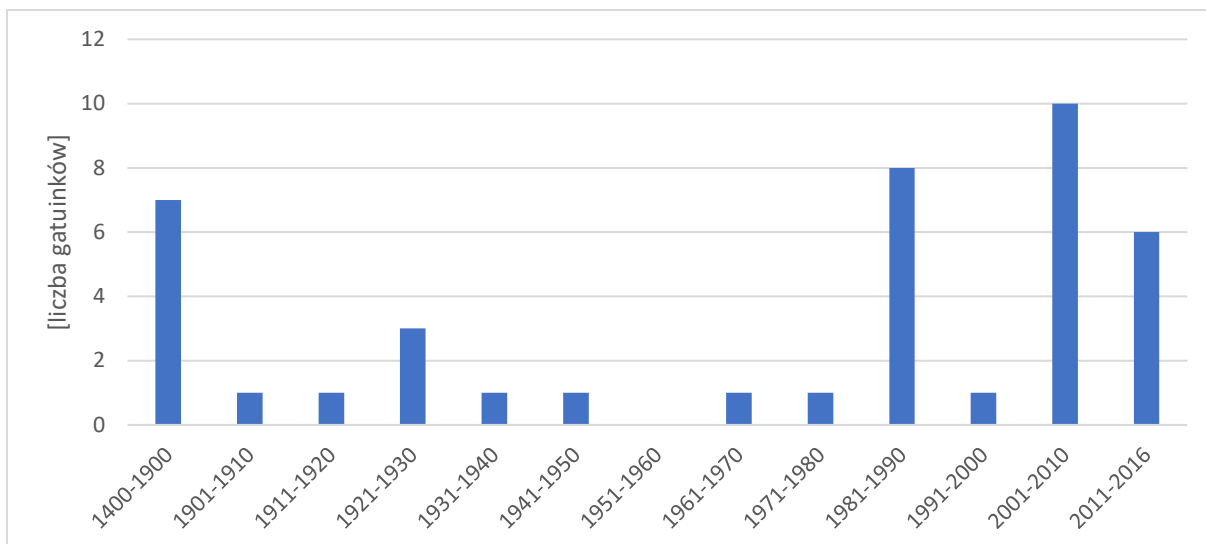


Ryc. 3.9-2. Stwierdzenia nowych gatunków obcych w Bałtyku wg danych HELCOM (źródło: [PK_35])

Analogiczne dane dla POM przedstawiono, na podstawie różnych źródeł [PK_30, PK_33, PK_36, PK_37, PK_38] na rysunkach poniżej (Ryc. 3.9-3 i Ryc. 3.9-4). Znaczna większość gatunków obcych trafiła do naszych wód w ostatnich 40 latach. W pierwszym cyklu planistycznym w polskim Bałtyku odnotowano 6 nowych obcych gatunków i nie stwierdzono wycofania się żadnego. Z wyjątkiem Zalewu Wiślanego, liczba stacji monitoringu, na których stwierdzano poszczególne obce gatunki wzrosła. W makrozoobentosie gatunki obce już obecnie stanowią bardzo ważny pod względem liczebności i biomasy, a miejscami wręcz dominujący element [PK_30].



Ryc. 3.9-3. Skumulowana liczba gatunków obcych w POM



Ryc. 3.9-4. Nowe stwierdzenia gatunków obcych w POM

Przewiduje się, że poziom presji ze strony gatunków obcych będzie w nadchodzących dziesięcioleciach rósł. Składają się na to między innymi następujące okoliczności:

- ogólna liczba gatunków obcych w Bałtyku znacznie przekracza ich liczbę w polskich wodach, co oznacza, że będą one pojawiać się w POM w wyniku nie dających się kontrolować naturalnych procesów migracyjnych,
- szereg gatunków obcych obecnych w polskich wodach śródlądowych i potencjalnie inwazyjnych w wodach słonawych stoi dopiero u progu inwazji na polskie wody przejściowe i przybrzeżne (są to m.in. ryby z rodziny babkowatych),
- do Bałtyku stale docierają w drodze naturalnych migracji obce gatunki wcześniej introdukowane w Morzu Północnym, które pod tym względem jest jednym z najbardziej zdegradowanych mórz świata [PK_34],
- natężenie żeglugi na Bałtyku będzie dynamicznie rosło (por. punkt 2.6.2).

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

Zdecydowane działania zapobiegawcze, w tym ratyfikacja i wdrożenie konwencji o wodach balastowych nie tylko w Polsce, ale także w Wielkiej Brytanii oraz powszechne stosowanie wytycznych IMO w sprawie organizmów poroślowych, mogą rosnący trend natężenia presji osłabić, a w najlepszym razie w bardzo odległej - zatrzymać. Los już introdukowanych gatunków, być może z nielicznymi wyjątkami, nadal będzie pozostawał praktycznie poza kontrolą człowieka. Gatunki te, w tym dzisiaj występujące w Bałtyku poza POM lub w Morzu Północnym, będą w przyszłości z pewnością przenikać do polskich wód, co będzie skutkowało stanami subGES. Z punktu widzenia prognozowania istotne jest także to, że zdarzenia decydujące o wartości wskaźnika „Trendy w pojawianiu się nowych gatunków” w skali akwenów, zwłaszcza małych, niekoniecznie są częste. Z tego powodu uznano, że we wszystkich pięciu ocenianych w latach 2011-2016 akwenach osiągnięcie

GES w kolejnych cyklach planistycznych nie jest niemożliwe, a jedynie mało prawdopodobne (por. Tab. 3.9-1).

Tab. 3.9-1. Prawdopodobieństwo osiągnięcia przez wskaźnik „Trendy w pojawianiu się nowych gatunków” wartości GES w horyzontach czasowych 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027 r.					Do 2050 r.					
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2
Basen Bornholmski	subGES											
Basen Gotlandzki	subGES											
Basen Gdański	subGES											
Zalew Szczeciński	subGES											
Zalew Wiślany	subGES											

3.10 Śmiertelność połowowa, Stosunek połowu do wskaźnika biomasy

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D3 - Ryby i skorupiaki eksploatowane w celach komercyjnych

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D3C1

Uwagi wstępne

Podstawowym zagadnieniem w zrównoważonym rybołówstwie jest utrzymanie równowagi pomiędzy połowami a przyrostem eksploatowanego stada. Wskaźnikiem obrazującym poziom eksploatacji jest śmiertelność połowowa F , stanowiąca stosunek masy połowów do masy eksploatowanego stada [PPr_17, 37]. Dopuszczalne wartości wskaźnika F ustala ICES na podstawie danych empirycznych (w tym danych z połowów komercyjnych i badawczych) oraz modeli matematycznych pozwalających szacować śmiertelność połowową, rekrutację (tj. napływ nowych pokoleń do stada) oraz całkowitą biomasę stada. Jednym z celów badań śmiertelności połowowej jest określenie wartości F_{MSY} – to jest poziomu śmiertelności połowowej zapewniającego utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu w długiej perspektywie czasowej [PPr_17]. Jeżeli informacje zgromadzone na temat danego stada nie są wystarczające do wyznaczenia F_{MSY} , stosuje się następujące wskaźniki śmiertelności połowowej:

- F_{lim} – maksymalny poziom śmiertelności połowowej, którego przekraczanie w dłuższym czasie powoduje ograniczenie liczebności do poziomu, w którym następuje redukcja zdolności reprodukcyjnych stada,

- F_{pa} – przezorna wartość śmiertelności połowowej, która uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów wynikający z jakości danych, lub ograniczonej znajomości badanych procesów. mająca zapobiec przekroczeniu F_{lim} ,
- F_{max} – poziom śmiertelności połowowej maksymalizujący średni wieloletni połów z rekruta – tj. frakcji ryb, która w danym roku po raz pierwszy wchodzi w skład stada eksploatowanego przy użyciu standardowego narzędzia połowowego), różniący się od F_{MSY} , brakiem uwzględniania zależności stado-rekrutacja,
- $F_{0.1}$ – niższy (bardziej konserwatywny) poziom śmiertelności połowowej niż F_{max} , również oparty na średnim wieloletnim połowie z rekruta, stosowany, gdy F_{max} nie jest dobrze zdefiniowane.

Wartości przedziałów docelowej śmiertelności połowowej (minimalnego oraz dopuszczalnego przy zachowaniu odpowiednio wysokiej biomasy stada tarłowego), spójnej z osiągnięciem maksymalnego zrównoważonego połowu dla podstawowych stad ryb w Morzu Bałtyckim w odniesieniu do stad dorsza, śledzia i szprota w Morzu Bałtyckim oraz połowów eksploatujących te stada ustala się w ramach wieloletniego planu ustanowionego Rozporządzeniem 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 (Dz. Urz. UE L 191 z 15.07.2016, str. 1–15 z późn. zm.) [PPr_60] w oparciu o doradztwo ICES. W czasie, gdy sporządzana była Aktualizacja wstępnej oceny, dane ICES nie pozwalały na jednoznaczne określenie podstawowych parametrów stada dorsza bałtyckiego w obszarach 24-32, dotyczących zarówno presji rybołówstwa (F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim}) jak i wielkości stada ($B_{trigger}$, B_{pa} , B_{lim}), stąd też w ramach Aktualizacji wstępnej oceny uznano, nie było podstaw do oceny stada dorsza. Również w ww. rozporządzeniu nie ustalono tych wartości dla stada dorsza we wschodniej części Morza Bałtyckiego. Z drugiej strony, w opublikowanym w 2018 r. raporcie HOLAS II [PPr_14] na podstawie tych samych danych uznano, że śmiertelność połowowa dorsza w całym Bałtyku przekracza F_{MSY} i odpowiada stanowi subGES. W związku z tym w ww. raporcie ogólna ocena stanu populacji dorsza została określona jako subGES. W 2019 r. ICES pomimo braku pełnej ilościowej oceny presji połowowej zaleciła całkowite wstrzymanie połowów dorsza w obszarach 24-32 w 2020 r., a w 2020 r. wydała identyczne zalecenie w 2021 r. [PPr_5, 25, 28, 29, 31]. Raport HOLAS II śmiertelność stada śledzia w obszarze 24 ocenił na subGES (obszar ten, obejmujący m.in. polską część Basenu Bornholmskiego, nie był ujęty w Aktualizacji wstępnej oceny, natomiast śmiertelność połowowa śledzia w centralnym Bałtyku (obszary 25-29, 32) została określona jako nie przekraczająca wartości F_{MSY} i spełniająca wymogi GES.

Zarówno Aktualizacja wstępnej oceny, jak i raport HOLAS II [PPr_2, 14] oceniają śmiertelność połowową stada szprota w całym Morzu Bałtyckim na subGES, co jest spójne z ustaleniami ICES z 2016 r.

W odniesieniu do stad storni Aktualizacja wstępnej oceny oraz raport HOLAS II [PPr_2, 14] ocenia śmiertelność połowową ($F_{MSYproxy}$ – przybliżona ocena na podstawie stosunku średniej długości osobników w połowie do średniej długości osobników przy założeniu wyłącznie śmiertelności naturalnej L_{sr} do $L_{F=M}$) jako spełniającą wymogi GES w obszarach 24 i 25, natomiast obszarach 26 i 28 status i wartości graniczne nie zostały określone.

Dla gatunków dwuśrodowiskowych (łosoś atlantycki, troć wędrowna oraz węgorz) w raporcie HOLAS II [PPr_14] nie wyznaczono statusu i wartości granicznych dla śmiertelności połowowej.

Presje i aktywności generujące lukę

Wskaźnik śmiertelności połowowej jest bezpośrednią miarą presji „Eksploracja lub śmiertelność/ szkody w obrębie dzikich gatunków”. Formy działalności, jakie zostały uwzględnione w analizie to połowy komercyjne i rekreacyjne. Podjęto starania o pozyskanie z Głównego Inspektoratu Rybołówstwa Morskiego z siedzibą w Słupsku oraz CMR w Gdyni maksymalnie aktualnych danych o wysokości połowów poszczególnych gatunków ryb za lata 2011-2020 – analiza tych danych zostanie wykonana w II Etapie Projektu. Wykorzystane zostaną również dostępne zbiorcze dane o skali połowów rybackich w POM [PPr_40, 41, 42].

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Ochrona stad eksploatowanych komercyjnie wymaga pełnej synchronizacji działań państw nadbałtyckich. Dlatego podstawowym działaniem będzie realizacja zaleceń ICES i ustaleń WPRyb UE w zakresie kwot połowowych. Należy jednak podkreślić, że długofalowe utrzymanie eksploatowanych stad we właściwym stanie wymaga powstrzymania lub cofnięcia procesów eutrofizacji. Dotyczy to zwłaszcza dorsza, którego stada bałtyckie w wyniku ekspansji stref beztlenowych tracą tarliska. Niewykluczone, że stres związany z niedotlenieniem oraz ograniczeniem bazy pokarmowej jest również przyczyną drastycznie spadających przyrostów osobniczych tego gatunku. Dlatego wszelkie skuteczne działania na rzecz zmniejszenia trofii Bałtyku będą również działaniami na rzecz ochrony eksploatowanych stad – ich wdrożenie jest niezbędne dla osiągnięcia długookresowej poprawy wskaźnika obejmującego stosunek śmiertelności połowowej do biomasy, jednak spodziewane w maksymalnie skutecznych scenariuszach (aPOWM_2, MAI/NIC) efekty, polegające na obniżeniu trofii Bałtyku, wystąpią w odległej perspektywie czasowej (około 2050 r., a w przypadku głębszych warstw – jeszcze później) i mogą być ograniczone przez zachodzące równoległe zmiany klimatyczne.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

W krótkim horyzoncie czasowym najprostszym sposobem kwantyfikacji luki jest porównanie wielkości połowów z ustalonymi przez ICES/UE kwotami połowowymi.

Przeprowadzono analizę scenariuszy zakładających realizację aktualnych zaleceń ICES/WPRyb na najbliższe lata [PPr_31]. Biorąc pod uwagę złożoność zagadnienia, w tym coroczne ustalanie wartości TAC dla poszczególnych gatunków i stad oraz zależność LFI od czynników innych niż presja połowowa, należy się liczyć z tym, że jakiegokolwiek wyniki obejmujące dłuższy horyzont czasowy cechowałyby się niską wiarygodnością.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

W terminie wskazanym w rozporządzeniu ministra infrastruktury w sprawie przyjęcia r.p.a.z.w. [PPr_55], tj. do 2020 r. GES w zakresie wskaźnika śmiertelności połowowej F_{MSY} nie został osiągnięty w wodach POM. Biorąc pod uwagę aktualny stan populacji kluczowych gatunków ryb w morzu Bałtyckim, w tym szczególnie dorsza, osiągnięcie GES do 2022 r. oraz 2027 r. w podobszarach ICES 24, 25 i 26 jest praktycznie niemożliwe. Natomiast w perspektywie 2050 r. osiągnięcie GES jest w tych podobszarach mało prawdopodobne.

3.11 Biomasa stada tarłowego SSB

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D3 - Ryby i skorupiaki eksploatowane w celach komercyjnych

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D3C2, D3C3

Uwagi wstępne

Biomasa stada tarłowego SSB (Spawning Stock Biomass) to ta część biomasy stada, która osiągnęła dojrzałość płciową i przystępuje do tarła. Utrzymanie wskaźnika SSB na odpowiednio wysokim poziomie jest drugim, obok odpowiednio niskiego wskaźnika śmiertelności połowowej F , podstawowym warunkiem zapewnienia trwałości eksploatowanych zasobów ryb [PPr_38, 55]. W celu zagwarantowania zdolności stad ryb do odtwarzania eksploatowanych zasobów wyznacza się wartości biomasy stada tarłowego $B_{MSYtrigger}$ [PPr_17]. Jest to wartość referencyjna biomasy stada tarłowego, wyznaczana na podstawie analizy zmian SSB_{MSY} – czyli poziomu biomasy stada tarłowego zapewniającego długoterminowe utrzymanie maksymalnego zrównoważonego połowu (F_{MSY}). 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. Wyznaczenie $B_{MSYtrigger}$ wymaga dostępności danych z co najmniej kilku lat, w których połowy danego stada przeprowadzane były na poziomie F_{MSY} , tak aby móc zaobserwować zakres fluktuacji SSB.

Niestety często nie istnieje wystarczająca liczba danych, toteż stosuje się 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} – parametr stosowany zamiennie dla $B_{MSYtrigger}$, uwzględniający 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} .

Dopuszczalne wartości wskaźnika SSB ustala ICES na podstawie danych empirycznych (w tym danych z połowów komercyjnych i badawczych) oraz modeli matematycznych pozwalających szacować śmiertelność połowową, rekrutację (tj. napływ nowych pokoleń do stada) oraz całkowitą biomasę stada [PPr_23, 24, 26, 28]. Zasady określania wartości minimalnego punktu odniesienia biomasy stada tarłowego (w tonach) MSY $B_{trigger}$ oraz B_{lim} dla podstawowych stad ryb w Morzu Bałtyckim ustalono w Rozporządzeniu 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 (Dz. Urz. UE L 191 z 15.07.2016, str. 1–15, z późn. zm.). Jeżeli w doradztwie naukowym zostanie wykazane, że biomasa stada tarłowego któregośkolwiek z tych stad spadła poniżej minimalnego punktu odniesienia biomasy MSY $B_{trigger}$, podejmuje się środki zaradcze w celu zapewnienia szybkiego przywrócenia przedmiotowego stada do poziomów przekraczających poziom umożliwiający osiągnięcie MSY. W szczególności uprawnienia do połowów przedmiotowego stada ustala się na poziomie spójnym ze śmiertelnością połowową zredukowaną do poziomu poniżej przedziału określonego w kolumnie B Załącznika I do ww. rozporządzenia, z uwzględnieniem spadku biomasy tego stada. Jeżeli wykazany zostanie spadek SSB poniżej wartości B_{lim} – dodatkowe środki zaradcze, mogą obejmować zawieszenie ukierunkowanych połowów przedmiotowego stada i odpowiednie zmniejszenie uprawnień do połowów.

W czasie, gdy sporządzana była Aktualizacja wstępnej oceny, dane ICES nie pozwalały na jednoznaczne określenie podstawowych parametrów stada dorsza bałtyckiego w obszarach 24-32, dotyczących zarówno presji rybołówstwa (F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim}) jak i wielkości stada ($B_{trigger}$, B_{pa} , B_{lim}), stąd też w ramach Aktualizacji wstępnej oceny uznano, nie było podstaw do oceny stada dorsza. Z drugiej strony, w opublikowanym w 2018 r. raporcie HOLASII [PPr_14] na podstawie tych samych danych uznano, że śmiertelność połowowa dorsza w obszarach ICES 22-24 (na zachód od Bornholmu) odpowiada stanowi subGES, natomiast biomasa stada tarłowego SSB – spełnia kryteria GES. W 2019 r. ICES pomimo braku pełnej ilościowej oceny presji połowowej i biomasy stada tarłowego $B_{trigger}$ zaleciła

całkowite wstrzymanie połowów dorsza w obszarach 24-32 w 2020 r., a w 2020 r. wydała identyczne zalecenie w 2021 r., wskazując na przekroczenie wartości B_{pa} i B_{lim} [PPr_26, 28]

Raport HOLASII [PPr 14] biomasa stada tarłowego śledzia w obszarze 24 ocenił na subGES (obszar ten, obejmujący m.in. polską część Basenu Bornholmskiego, nie był ujęty w Aktualizacji wstępnej oceny). Natomiast biomasa stada tarłowego śledzia we wschodnim Bałtyku (obszary 25-29 i 32) oceniono jako spełniającą kryteria GES.

W raporcie HOLAS II Biomasa stada tarłowego szprota została w całym Morzu Bałtyckim oceniona w stanie GES.

W odniesieniu do gatunków dwuśrodowiskowych w raporcie HOLAS II ocena SSB dla całego zasięgu występowania węgorza w Morzu Bałtyckim wskazywała stan subGES, ocenę SSB wykonano także dla łososia atlantyckiego w Zatoce Fińskiej (subGES), natomiast dla pozostałych obszarów nie wykonano ocen dla tego gatunku oraz dla troci wędrowniej.

Presje i aktywności generujące lukę

Na wskaźnik biomasy stada tarłowego SSB wpływ ma presja „Eksploracja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków”. Formy działalności, jakie zostały uwzględnione w analizie to połowy komercyjne i rekreacyjne. Z Głównego Inspektoratu Rybołówstwa Morskiego z siedzibą w Słupsku oraz CMR w Gdyni pozyskano aktualne dane o wysokości połowów poszczególnych gatunków ryb za lata 2011-2020 – analiza tych danych została wykonana w II Etapie Projektu.

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Ochrona stad eksploatowanych komercyjnie wymaga pełnej synchronizacji działań państw nadbałtyckich. Dlatego podstawowym działaniem będzie realizacja zaleceń ICES i ustaleń WPRyb UE w zakresie kwot połowowych. Należy jednak podkreślić, że długofalowe utrzymanie eksploatowanych stad we właściwym stanie wymaga powstrzymania lub cofnięcia procesów eutrofizacji. Dotyczy to zwłaszcza dorsza, którego stada bałtyckie w wyniku ekspansji stref beztlenowych tracą tarliska. Niewykluczone, że stres związany z niedotlenieniem oraz ograniczeniem bazy pokarmowej jest również przyczyną drastycznie spadających przyrostów osobniczych tego gatunku. Dlatego wszelkie skuteczne działania na rzecz zmniejszenia trofii Bałtyku będą również działaniami na rzecz ochrony eksploatowanych stad – ich wdrożenie jest niezbędne dla osiągnięcia długookresowej poprawy wskaźnika obejmującego stosunek śmiertelności połowowej do biomasy, jednak spodziewane w maksymalnie skutecznych scenariuszach (aPOWM_2, MAI/NIC) efekty, polegające na obniżeniu trofii Bałtyku, wystąpią w odległej perspektywie czasowej (około 2050 r., a w przypadku głębszych warstw – jeszcze później) i mogą być ograniczone przez zachodzące równoległe zmiany klimatyczne.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

Przeprowadzono analizę scenariuszy zakładających realizację aktualnych zaleceń ICES/WPRyb w najbliższych latach oraz symulowanie wpływu określonych wielkości eksploatacji stad kluczowych gatunków na wielkość biomasy stada tarłowego [PPr_31]. Biorąc pod uwagę złożoność zagadnienia, w tym coroczne ustalanie wielkości TAC dla poszczególnych gatunków i stad oraz zależność wielkości SSB od czynników innych niż presja połowowa, należy się liczyć z tym, że jakiegokolwiek wyniki obejmujące dłuższy horyzont czasowy cechowałyby się niską wiarygodnością.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

W terminie wskazanym w aZCSWM [PPr_44], tj. do 2020 r. GES w zakresie wskaźnika biomasy stada tarłowego SSB nie został osiągnięty w wodach POM. Biorąc pod uwagę aktualny stan populacji kluczowych gatunków ryb w morzu Bałtyckim, w tym szczególnie dorsza, osiągnięcie GES do 2022 r. oraz 2027 r. w podobszarach ICES 24, 25 i 26 jest praktycznie niemożliwe. Natomiast w perspektywie 2050 r. osiągnięcie GES jest w tych podobszarach mało prawdopodobne.

3.12 Podstawowe wskaźniki eutrofizacji

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D5 Eutrofizacja

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D5C1, D5C4, C5C5

Uwagi wstępne

Całkowite stężenia fosforu i azotu oraz stężenia mineralnych form tych pierwiastków przy powierzchni są bezpośrednią miarą żyzności (trofii) strefy fotycznej, a tym samym są kluczowym czynnikiem regulującym produkcję pierwotną i wtórną ekosystemu. Pośrednio są to też bardzo silne wskaźniki charakteru sieci troficznej, a nawet roli, jaką w ekosystemie mogą odgrywać określone gatunki czy grupy funkcyjne gatunków. Jednym z bezpośrednich skutków wzrostu stężeń biogenów jest wzrost biomasy fitoplanktonu, odzwierciedlony we wzroście stężeń chlorofilu „a”. Ściśle związany z dostępnością biogenów przy powierzchni jest wskaźnik przezroczystości wody, ponieważ jest on kształtowany w dużej mierze przez obfitość fitoplanktonu w warstwach powierzchniowych. Wtórnymi wskaźnikami eutrofizacji są natlenienie i dług tlenowy przy dnie, ponieważ deficyty tlenowe w tej warstwie wody sygnalizują skalę nadmiaru obumierającej biomasy w stosunku do zgromadzonych w ekosystemie zapasów tlenu, a także potencjał wewnętrznego zasilania ekosystemu fosforem uwalnianym z osadów. Od dziesięcioleci eutrofizacja jest powszechnie uznawana za kluczowy problem Bałtyku, stąd znaczenie tej grupy wskaźników jest nie do przecenienia. W latach 2011-2016

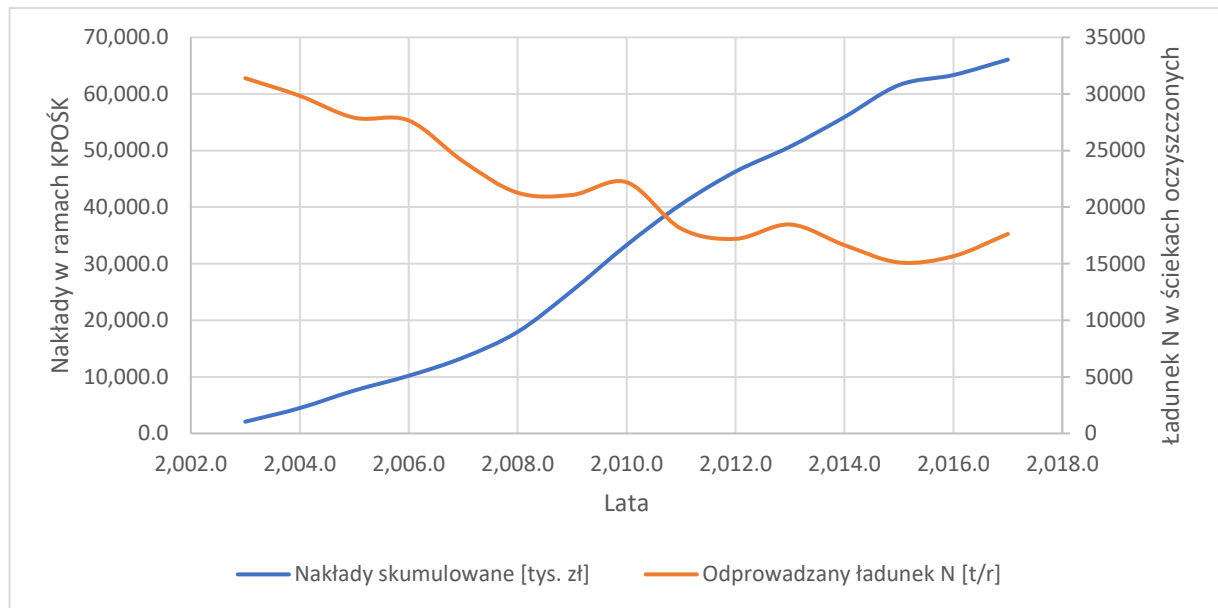
wskaźniki stężeń biogenów były przekroczone w 18 z 22 podakwenów POM, a przezroczystość odpowiadała wartościom subGES w 20 z 22 podakwenów [PK_30]. Jedynie wskaźniki natlenienia przy dnie w większości (18 z 22) odpowiadały GES [PK_30], ale należy podkreślić, że poziom długu tlenowego w obejmujących zdecydowaną większość POM podakwenach wód otwartych (Basen Bornholmski, Basen Gotlandzki, Basen Gdański) odpowiadał stanowi subGES.

Presje i aktywności generujące lukę

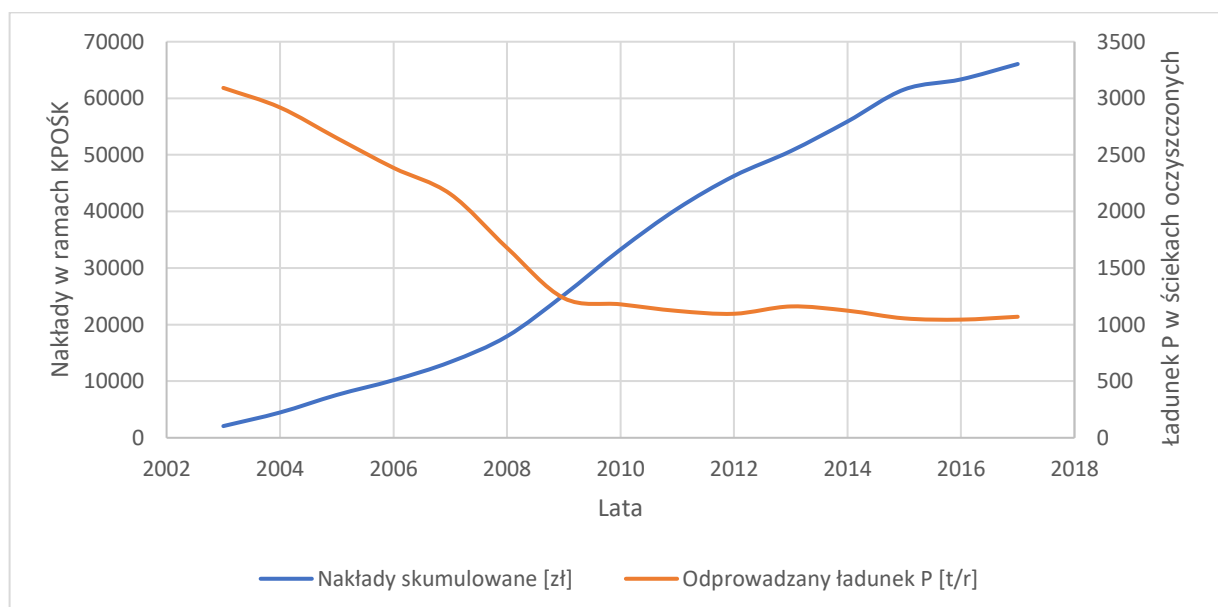
Analizie poddana została presja eutrofizacyjna wyrażająca się ładunkami azotu i fosforu wnoszonymi do morza. Na presję tą składa się szerokie spektrum form ludzkiej działalności. Z analizy danych HELCOM wynika, że głównym dostarczycielem biogenów do Bałtyku Właściwego jest Polska, odpowiadająca za prawie połowę azotu i około dwie trzecie fosforu (por. punkt 2.1.4). Z bilansu PLC7 oraz prognoz ładunków w scenariuszu BaU (por. punkt 2.1.2, 2.1.3) wynika, że zdecydowanie największa część polskich ładunków rzecznych pochodzi z rolnictwa. Znacznie mniejsze, ale też istotne ilości biogenów pochodzą z oczyszczalni komunalnych. Na tle tych dwóch źródeł pozostałe mają niewielkie lub wręcz znikome znaczenie.

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Zakłada się, że działania ochronne będą szły w kierunku kontynuacji i wzmocnienia działań zasygnalizowanych w KPOWM. Wydaje się bezsporne, że efektywność dotychczas wdrażanych kluczowych rozwiązań, polegających na rozbudowie oczyszczalni i kanalizacji, od pewnego czasu jest na tyle niska, że ich rola w ochronie wód staje się problematyczna pomimo ich oczywistego znaczenia cywilizacyjnego. Przekonują o tym poniższe wykresy (Ryc. 3.12-1 i Ryc. 3.12-2), przedstawiające skumulowane nakłady na gospodarkę ściekową w ramach KPOŚK na tle ładunków odprowadzanych wg GUS z oczyszczalni komunalnych.



Ryc. 3.12-1. Efektywność inwestycji w redukcję ładunków azotu ze ścieków komunalnych



Ryc. 3.12-2. Efektywność inwestycji w redukcję ładunków fosforu ze ścieków komunalnych

Niezbędne są działania zmierzające do pełnego wykorzystania potencjału istniejącej infrastruktury ściekowej, zwłaszcza w zakresie usuwania fosforu. Potencjał ten jest znacząco większy niż sugerują to dane GUS, ponieważ znakomita większość małych oczyszczalni nie monitoruje i nie raportuje odprowadzanych ładunków biogenów. Takie działania to między innymi regulacje prawne pozwalające w pełni wykorzystać zdolności redukcyjne, do których oczyszczalnie są już przygotowane lub które mogą osiągnąć minimalnym kosztem. To również inwestycje w optymalizację procesów oczyszczania za pomocą wysoko zaawansowanych systemów sterowania.

W rolnictwie działania powinny się skupiać na likwidacji gorących punktów takich, jak niewłaściwe przechowywanie i dawkowanie nawozów naturalnych, poszerzaniu zakresu i wzmocnieniu skuteczności systemu racjonalizacji nawożenia, opartego na planach nawozowych, promocji skomputeryzowanych systemów planowania i kontroli nawożenia, wykorzystaniu małej retencji, w tym przede wszystkim retencji rowów, do usuwania biogenów pochodzenia rolniczego, tworzeniu barier biogeochemicznych na styku gruntów rolnych i wód w miejscach, które ze względu na właściwości gleb i terenu szczególnie sprzyjają zasianiu wód w biogeny itd. Należy rozpocząć działania badawczo rozwojowe i wdrożeniowe związane z nowymi metodami redukcji spływów z rolnictwa, jak unieruchamianie fosforu gipsem czy przebudowa podziemnych systemów drenarskich tak, by w okresach suszy zatrzymywały wodę. Istotą działań powinno być utrzymanie wysokiej produktywności przy znacznym podniesieniu efektywności nawozowej i uszczelnieniu granicy pole-woda.

W przemyśle należy rozpoznać i wykorzystać potencjał redukcji azotu, zwłaszcza z wielkich zakładów chemicznych.

Na terenach zurbanizowanych należy rozwijać gospodarkę wodami opadowymi w kierunku prostych technologicznie rozwiązań łączących retencję wód z redukcją biogenów.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

Cecha D5 jest sam w sobie deskryptorem presji. Można powiedzieć, że wskaźniki eutrofizacyjne są bezpośrednimi (biogeny) i pośrednimi (przezroczystość, tlen, chlorofil) miarami luki na poziomie oddziaływań.

Na poziomie emisji do wód morskich (tj. ilości doprowadzanych do morza biogenów) za obowiązującą miarę luki należy uznać różnicę między ładunkami faktycznie doprowadzonymi a ustalonymi na forum HELCOM maksymalnymi dopuszczalnymi ładunkami MAI (maximum allowable inputs) dla poszczególnych części Bałtyku oraz krajowymi pułapami ładunków NIC (national input ceilings) [PK_39]. W przypadku Polski luka ta wynosi 24% aktualnych ładunków azotu i 55% aktualnych ładunków fosforu – o tyle należałoby zredukować ilości biogenów z Polski, by, pod warunkiem osiągnięcia NIC przez pozostałe kraje, osiągnąć stan zbliżony do GES wg szacunków HELCOM.

Do prognozowania odpowiedzi ekosystemu na zmiany obciążenia zewnętrznego przewidywane w scenariuszach prognostycznych w perspektywie 2027 r. i 2050 r. wykorzystano wyniki dotychczasowego monitoringu w POM, literaturę dotyczącą reakcji Bałtyku na zmiany ładunków biogenów, zależności empiryczne oraz modelowanie dynamiczne z wykorzystaniem modelu Bałtyku opracowanego przez DHI. Mając świadomość niepewności takich prognoz, zdecydowano się sformułować je

w półilościowych kategoriach prawdopodobieństwa uzyskania GES przez poszczególne wskaźniki eutrofizacji. W tym celu zastosowano skalę prawdopodobieństw, w której prawdopodobieństwo uzyskania GES jest oceniane tym niżej, im bardziej prognozowana wartość danego wskaźnika odbiega od GES. Zasady oceny przedstawia Tab. 3.12-1.

Tab. 3.12-1. Skala ocen prawdopodobieństwa osiągnięcia GES przez podstawowe wskaźniki eutrofizacji

Skala ocen	Symbol	Definicje ocen
Perspektywa 2050, BaU		
Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe		Wartość prognozowana przekracza GES o ponad 25%
Osiągnięcie GES mało prawdopodobne		Wartość prognozowana przekracza GES o 12,5% do 25%
Osiągnięcie GES dość prawdopodobne		Wartość prognozowana przekracza GES o nie więcej niż 12,5% lub jest niższa od GES o nie więcej niż 25%
Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne		Wartość prognozowana jest niższa od GES o 25% do 50%
Osiągnięcie GES niemal pewne		Wartość prognozowana jest niższa od GES o ponad 50%
Perspektywa 2050, pozostałe scenariusze		
Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe		Wartość prognozowana przekracza GES o ponad 50%
Osiągnięcie GES mało prawdopodobne		Wartość prognozowana przekracza GES o 25% do 50%
Osiągnięcie GES dość prawdopodobne		Wartość prognozowana przekracza GES o nie więcej niż 25% lub jest niższa od GES o nie więcej niż 25%
Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne		Wartość prognozowana jest niższa od GES o 25% do 50%
Osiągnięcie GES niemal pewne		Wartość prognozowana jest niższa od GES o ponad 50%
Perspektywa 2027, wszystkie scenariusze		
Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe		Wartość prognozowana przekracza GES o ponad 25%
Osiągnięcie GES mało prawdopodobne		Wartość prognozowana przekracza GES o 12,5% do 25%
Osiągnięcie GES dość prawdopodobne		Wartość prognozowana przekracza GES o nie więcej niż 12,5% lub jest niższa od GES o nie więcej niż 12,5%
Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne		Wartość prognozowana jest niższa od GES o 12,5% do 25%
Osiągnięcie GES niemal pewne		Wartość prognozowana jest niższa od GES o ponad 25%

W Tabelach od 3.12-2 do 3.12-12 przedstawiono wyniki oceny prawdopodobieństwa uzyskania wartości GES przez wskaźniki eutrofizacji w perspektywie 2027 r. i 2050 r. Oceny te wskazują na brak możliwości uzyskania w perspektywie 2027 r. w którymkolwiek z akwenów oceny GES przez wszystkie wskaźniki jednocześnie. Co prawda, ocena końcowa cechy D5 jest zgodnie z obowiązującą metodyką PMŚ wynikiem integracji ocen poszczególnych wskaźników, polegającej na normalizacji, a następnie uśrednianiu znormalizowanych wartości wskaźników w trzech grupach (czynniki sprawcze, czynniki bezpośrednie, czynniki pośrednie), a następnie ustaleniu oceny końcowej na podstawie najgorszej z ocen trzech grup czynników, co teoretycznie daje możliwość uzyskania dla cechy D5 wartości GES przy pojedynczych ocenach poszczególnych wskaźników poniżej GES, to jednak szanse na to, że którykolwiek z akwenów uzyska w ten sposób ocenę GES w cyklu kończącym się w 2027 r. są znikome. Warto przy tym odnotować, że w przypadku niektórych akwenów (zwłaszcza zalewów) oceny poszczególnych, teoretycznie silnie powiązanych ze sobą, wskaźników są diametralnie różne, co może wskazywać na nie do końca trafne dobranie progów wartości GES.

Tab. 3.12-2. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Azot ogólny - średnia roczna” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027						Do 20250					
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES												
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES												
Zalew Kamieński	GES												
Zalew Szczeciński	GES												
Zalew Pucki	subGES												
Zalew Wiśłany	GES												

Tab. 3.12-3. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Azot ogólny - średnia z lata” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	subGES												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES												
Półwysep Hel	subGES												
Zatoka Pucka Zewnętrzna	subGES												
Ujście Wisły Przekop	subGES												
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	GES												

Tab. 3.12-4. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Azot mineralny (DIN) – średnia z zimy” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Własciwego	subGES												
Wody Otwarte Zatoki Gdańskiej	subGES												
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	subGES												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	GES												
Półwysep Hel	GES												
Zatoka Pucka Zewnętrzna	GES												
Ujście Wisły Przekop	subGES												
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	GES												

Tab. 3.12-5. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Azot mineralny (DIN) – średnia roczna” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250				
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1
Zalew Kamieński	GES										
Zalew Szczeciński	GES										
Zalew Pucki	GES										
Zalew Wiślany	GES										

Tab. 3.12-6. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Fosfor ogólny – średnia roczna” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250				
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES										
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES										
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES										
Zalew Kamieński	GES										
Zalew Szczeciński	GES										
Zalew Pucki	subGES										
Zalew Wiślany	GES										

Tab. 3.12-7. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Fosfor ogólny – średnia z lata” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250					
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	subGES	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Półwysep Hel	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Zatoka Pucka Zewnętrzna	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Ujście Wisły Przekop	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	GES	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green

Tab. 3.12-8. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Fosfor mineralny (DIP) – średnia z zimy” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250					
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	GES	Yellow	Green	Green	Green	Green	Yellow	Green	Green	Green	Green	Blue
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	subGES	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow
Półwysep Hel	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
Zalew Kamieński	GES	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
Zalew Szczeciński	GES	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
Zalew Pucki	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
Zatoka Pucka Zewnętrzna	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow
Ujście Wisły Przekop	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green
Zalew Wiślany	GES	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue

Tab. 3.12-9. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Chlorofil „a” – średnia z lata” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Własciwego	subGES												
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES												
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	subGES												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES												
Półwysep Hel	subGES												
Zalew Kamieński	subGES												
Zalew Szczeciński	subGES												
Zalew Pucki	subGES												
Zatoka Pucka Zewnętrzna	GES												
Ujście Wisły Przekop	subGES												
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	subGES												
Zalew Wiślany	subGES												

Tab. 3.12-10. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Widzialność krążka Secchiego – średnia z lata” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES												
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES												
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	subGES												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES												
Półwysep Hel	subGES												
Zalew Kamieński	subGES												
Zalew Szczeciński	subGES												
Zalew Pucki	GES												
Zatoka Pucka Zewnętrzna	subGES												
Ujście Wisły Przekop	subGES												
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	GES												
Zalew Wiślany	subGES												

Tab. 3.12-11. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Dług tlenowy” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES												
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES												

Tab. 3.12-12. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Minimalne stężenie przy dnie latem” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250				
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	GES										
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	GES										
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	GES										
Półwysep Hel	GES										
Zalew Kamieński	GES										
Zalew Szczeciński	GES										
Zalew Pucki	GES										
Zatoka Pucka Zewnętrzna	subGES										
Ujście Wisły Przekop	subGES										
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	subGES										
Zalew Wiślany	subGES										

Dla perspektywy 2050 r. prognozy są mocno zróżnicowane w zależności od scenariusza, co ilustruje Tab. 3.12-13. W tabeli tej przedstawiono w sposób graficzny średnie z ocen poszczególnych wskaźników, przedstawionych w tabelach od 3.12-2 do 3.12-12. Średnie te można uznać za miarę prawdopodobieństwa uzyskania przez cechę D5 stanu GES w 2050 r.

W scenariuszu BaU za dość prawdopodobne uznano uzyskanie stanu GES tylko przez trzy akweny – Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany. W przypadku pozostałych akwenów uzyskanie GES uznano za praktycznie niemożliwe (4 akweny) lub mało prawdopodobne (6 akwenów). W scenariuszu MAI w przypadku czterech akwenów (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Zalew Wiślany) uzyskanie GES uznano za bardzo prawdopodobne, a w przypadku pozostałych 10 akwenów – za dość prawdopodobne.

Tab. 3.12-13. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez cechę D5 oceny GES w 2050 r. na podstawie średnich z ocen wskaźników przedstawionych w Tabelach 3.12-2-3.12-12.

Akwen	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego						
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego						

Akwen	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	Red	Orange	Orange	Orange	Yellow	Yellow
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	Orange	Orange	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Red	Orange	Orange	Orange	Yellow	Yellow
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	Orange	Orange	Orange	Yellow	Yellow	Yellow
Półwysep Hel	Orange	Orange	Orange	Orange	Yellow	Yellow
Zalew Kamieński	Yellow	Green	Green	Green	Green	Green
Zalew Szczeciński	Yellow	Yellow	Green	Green	Green	Green
Zalew Pucki	Orange	Orange	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Zatoka Pucka Zewnętrzna	Orange	Orange	Orange	Yellow	Yellow	Yellow
Ujście Wisły Przekop	Red	Red	Red	Orange	Orange	Yellow
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Orange	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Green
Zalew Wiślany	Yellow	Yellow	Green	Green	Green	Green

3.13 Wskaźnik zmian odporności ekosystemu Wskzm

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D6 Integralność dna morskiego

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D61, D62, D63

Uwagi wstępne

Wskaźnik zmian odporności ekosystemu jest syntetycznym wskaźnikiem obrazującym łączną skalę strat fizycznych dna oraz zakłóceń dna na integralność dna morskiego, a pośrednio także potencjalne oddziaływanie tych strat i zakłóceń na biotyczne i abiotyczne cechy siedlisk dennych. Wskaźnik ten uwzględnia szereg czynników skutkujących zmianami przepływu i/lub dopływu wód (m.in. sztuczne ujścia, zrzuty ścieków, solanek), naruszeniami dna i osadów (m.in. pogłębianie, trałowanie, składowanie urobku), zabudowę dna (m.in. pirsy, falochrony, głębokie tory wodne) i przekształcenia brzegu (trwałe i nietrwałe wzmocnienia, wały przeciwpowodziowe). Poszczególnym rodzajom zmian, kwantyfikowanym w km lub km², przypisano różne wagi. Wskaźnik przyjmuje wartości od 0% (brak zmian) do 100%, a progiem GES jest 10%. Należy jednak podkreślić, że zgodnie z metodyką obowiązującą w latach 2011-2016, do oceny nie wykorzystuje się rzeczywistych powierzchni czy długości, ale wartości pomniejszone poprzez przemnożenie wartości rzeczywistych przez tak zwany wskaźnik znaczenia WskZn.

W przypadku najbardziej rozpowszechnionej i jednocześnie bardzo niszczylielskiej dla dna morskiego metody ochrony brzegów, jaką jest sztuczne zasilanie brzegów, wskaźnik ten wynosi 0,08 dla wód przejściowych i 0,05 dla wód przybrzeżnych. Oznacza to, że wykonanie refulacji, skutkującej całkowitym przekształceniem dna na szerokości

kilkudziesięciu metrów, na odcinku 10 km, jest traktowane jako zmiana na odcinku 0,5 km. Tym samym, wyniki oceny za pomocą wskaźnika WskZm mogą być bardzo mylące, a przyjęty próg 10% należy uznać za niezwykle łagodny.

Analizowane podakweny POM uzyskały ocenę GES z wyjątkiem 6 podakwenów będących silnie zmienionymi JCWP: Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Ujście Wisły Przekop, Port Władysławowo, Ujście Dziwny, Ujście Świny (trzy ostatnie podakweny nie funkcjonują w najnowszym podziale wód) [PK_30]. Należy przy tym zauważyć, że ocenę GES uzyskały wody otwarte, ale ocena ta nie uwzględnia najważniejszego na wodach otwartych czynnika, jakim są połowy denne.

Presje i aktywności generujące lukę

W wodach przejściowych i przybrzeżnych kluczową presją jest budowa i rozbudowa różnego rodzaju obiektów infrastrukturalnych – basenów portowych, pirsów, umocnionych nabrzeży, falochronów, pomostów, kąpielisk itp., ale także sztuczne zasilanie brzegów – presja o prawdopodobnie największym rzeczywistym zasięgu oddziaływania. W wodach otwartych główne presje uwzględnione w ocenie to prace pogłębieniowe, usuwanie urobku z pogłębień itp. W dotychczas obowiązującym sposobie oceny pomijany jest czynnik o największym natężeniu na wodach otwartych, tj. połowy z użyciem narzędzi dennych.

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Przyczyną uzyskania przez niektóre akweny oceny subGES jest zainwestowanie tych akwenów w ramach wykorzystania ich do różnych funkcji gospodarczych. Można z dużym prawdopodobieństwem przewidywać, że w przypadku takich podakwenów, działania naprawcze będą niewykonalne ze względu na ogrom związanych z nimi szkód gospodarczych, a niekiedy i środowiskowych. Przykładem może być Ujście Wisły Przekop, gdzie przywrócenie stanu GES musiałoby się wiązać de facto z likwidacją sztucznego ujścia rzeki, które w przeciągu ponad stulecia wykształciło w wyniku procesów transportu i sedymentacji jeden z najcenniejszych pod względem przyrodniczym fragmentów polskiego wybrzeża, z łachami będącymi ostoją ptaków morskich i fok. Pewne ograniczone działania naprawcze, być może będą możliwe w przypadku Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. W ramach aPOWM podstawowym rodzajem działań będą jednak działania (głównie prawne) polegające na zapobieganiu dalszemu pogarszaniu się sytuacji. Powinny się one skupić na zrewidowaniu zapisów planów zagospodarowania oraz podejścia do ochrony brzegów morskich.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

Zważywszy narastającą presję inwestycyjną oraz bardzo liberalne zapisy planu zagospodarowania wód morskich w skali 1:200 000 oraz projektu planu zagospodarowania Zalewu Szczecińskiego należy się liczyć z tym, że w scenariuszach BaU oraz KPOWM_1 i KPOWM_2, bez konsekwentnych działań prawnych, luka będzie się powiększać, a kolejne akweny będą traciły stan GES, przynajmniej w świetle metodyki oceny zastosowanej w Aktualizacji wstępnej oceny. W przypadku pełnej i konsekwentnej realizacji aPOWM, który zakłada między innymi wprowadzenie w planach zagospodarowania szeregu ograniczeń dotyczących przekształcania brzegów i dna, lukę będzie można ustabilizować na obecnym poziomie.

3.14 Aldehyd mrówkowy w wodzie

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje zanieczyszczające

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C1

Uwagi wstępne

Stężenia aldehydu mrówkowego w wodzie odpowiadające stanowi subGES stwierdzono w Zalewie Wiślanym.

Presje i aktywności generujące lukę

W niskich stężeniach formaldehyd jest związkem nietrwałym, więc jego obecność w wodzie świadczy o niedawnym, a prawdopodobnie wciąż obecnym źródle zanieczyszczenia. Podwyższone stężenia aldehydu mrówkowego stwierdzono w Zalewie Wiślanym w 2016 r. i 2017 r. [PK_40], co sugeruje, że jego pojawienie się nie było incydentalne. Stwierdzone stężenia były o 100% i o 30% wyższe od dopuszczalnych odpowiednio w 2016 r. i 2017 r. Spektrum antropogenicznych źródeł formaldehydu jest bardzo szerokie. Może on powstawać we wszelkich procesach niepełnego spalania węgla. Z tego powodu jest on typowym składnikiem smogu. Jest on też powszechnie stosowany w produkcji wszelkiego typu płyt z przetworzonego drewna, a także tekstyliów i wielu klejów stosowanych w budownictwie. Aby zidentyfikować potencjalne źródła zanieczyszczenia zwrócono się do większych oczyszczalni komunalnych w rejonie Zalewu Wiślanego z zapytaniem, czy w zlewniach tych oczyszczalni nie ma zakładów przemysłowych wykorzystujących lub generujących aldehyd mrówkowy. Uzyskane nieliczne odpowiedzi nie pozwoliły na całkowite wykluczenie możliwości, że aldehyd mrówkowy pochodzi ze ścieków przemysłowych na terenie Polski, choć jest to mało prawdopodobne (por niżej).

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Należy kontynuować monitoring Zalewu oraz oczyszczalni i zakładów przemysłowych w jego pobliżu. Jeżeli okaże się, że źródłem aldehydu mrówkowego są ścieki przemysłowe,

właściwym kierunkiem działania będzie wdrożenie odpowiedniego procesu podczyszczania ścieków przed ich odprowadzeniem do kanalizacji. Brak potencjalnych źródeł formaldehydu w ściekach będzie przemawiał mocno za tym, że źródłem zanieczyszczenia są procesy nieefektywnego spalania do celów energetycznych, a w konsekwencji, że działania powinny się skupić na porządkowaniu gospodarki energetycznej, w tym w szczególności na likwidacji niskosprawnych kotłów węglowych.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

Stosując duże uproszczenia można, na podstawie objętości polskiej części Zalewu, wielkości jego zlewni, orientacyjnej wielkości jednostkowego odpływu rzeczno oraz danych o stężeniach formaldehydu oszacować, że roczne ładunki skutkujące ponadnormatywnymi stężeniami tej substancji w Zalewie wyniosły około 13 ton w 2016 r. i około 38 ton w 2017 r. Gdyby ładunki te pochodziły z największej oczyszczalni w regionie, tj. oczyszczalni elbląskiej [PK_41], to stężenia formaldehydu w ściekach oczyszczonych musiałyby wynosić 2–5 mg/l, tj. przekraczać dopuszczalny poziom w ściekach oczyszczonych. Co więcej, stężenia w ściekach surowych musiałyby być znacznie wyższe, a co za tym idzie, mogłyby powodować znaczące trudności w funkcjonowaniu osadu czynnego [PK_42]. Ponieważ wyniki oczyszczalni elbląskiej nie wskazują na takie problemy [PK_41], najbardziej prawdopodobnym źródłem ponadnormatywnych ilości formaldehydu są procesy niepełnego spalania paliw, w tym przede wszystkim węgla. Jeśli teza ta jest prawdziwa, poprawa sytuacji będzie wymagała potencjalnie czasochłonnej przebudowy ciepłownictwa w regionie. Jednak znaczące ilości formaldehydu mogą być emitowane także przez silniki spalinowe czy przy spalaniu gazu ziemnego. Nieznany jest przy tym udział depozycji spoza granic Polski, w tym z pobliskiego Rejonu Kaliningradzkiego.

W świetle powyższych niewiadomych niemożliwie jest wiarygodne prognozowanie

3.15 Difenyletery bromowane (PBDE) w wodzie i organizmach

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje zanieczyszczające, D9 Substancje szkodliwe w rybach i owocach morza

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C1, D9C1

Uwagi wstępne

Bromowane difenyletery to grupa substancji będących uniepalniaczami, tj. spowalniających lub zatrzymujących rozprzestrzenianie się ognia. Z powodu tej właściwości PBDE były masowo stosowane jako dodatek do wielu polimerowych tworzyw sztucznych, używanych do wytwarzania tekstyliów, artykułów AGD, kabli, rur, pianek itp. PBDE nie łączą się chemicznie z polimerami tworzyw, w związku z czym są łatwo uwalniane

z nich do środowiska. Są to substancje bardzo trwałe, a w konsekwencji kumulujące się w organizmach żywych. Badania wskazują na toksyczność PBDE dla organizmów wodnych, na ich zdolność do wywoływania zaburzeń hormonalnych a także na ich potencjalną kancerogenność. Od 2004 r. w UE obowiązuje niemal całkowity zakaz stosowania PDBE (dopuszcza się ich stosowanie m.in. w transformatorach). Związki te nadal utrzymują się w środowisku morskim, ale monitoring wskazuje na stopniowe spadki stężeń. Bromowane difenyletery monitorowane są od 2012 r. w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź, stornia i okoń. Zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. poz. 1475) (Rozporządzenie klasyfikacyjne), r.p.a.z.w. [PPr_55] oraz dokumentem PolyBDEs EQS dossier 2011 [PPr_36] dopuszczalne stężenie PBDE w mokrej masie organizmów (biocie) określono na poziomie $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}$. W latach 2012-2016 zawartość sumy 6 badanych kongenerów PBDE w tkankach ryb była przekroczona w punktach monitoringu w Basenie Bornholmskim (15x), Basenie Gotlandzkim (35x), Basenie Gdańskim (14x), w wodach przybrzeżnych – Dziwna- Świna (36x), Sarbinowo-Dziwna (21x), Władysławowo-Jastrzębia Góra (13x) oraz przejściowych – Zalew Szczeciński (1,5x), Zalew Wiślany (22x) [PK_30]. W 2016 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i w Basenie Gdańskim tężenia PBDE były oznaczane w zakresie $0,15 - 0,22 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. W tkankach okonia z Zalewu Szczecińskiego stężenia PBDE były na najniższych poziomach od $0,01 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m do $0,06 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m [PPr_2]. W danych GIOŚ za lata 2017-2019 przedstawiono wyniki badań PBDE w biocie dla 18 z 19 JCWP wód przejściowych i przybrzeżnych, przy czym w 16 z nich stwierdzono stan subGES, zaś w dwóch (Zalew Wiślany i Zalew Kamieński) stwierdzono spełnienie wymogów GES [PPr_10]. Ze względu na jednolity poziom przyjętych wartości granicznych GES wskazane wyżej przekroczenia zawartości PBDE w biotach dotyczą zarówno cechy D8 jak D9.

Presje i aktywności generujące lukę

Wstępnie ocenia się, że przy obecnych obostrzeniach aktualna presja, polegająca na emisjach PBDE do środowiska jest pomijalna w porównaniu z ilościami PBDE zakumulowanych w środowisku w wyniku emisji historycznych. Oznacza to, że prawdopodobnie nie będzie potrzeby podejmowania działań na rzecz ograniczenia aktualnych emisji. Należy się liczyć z tym, że PBDE w dalszym ciągu migrują do środowiska morskiego z wodami rzecznyymi i depozycją atmosferyczną.

Identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Ocenia się, że luka wynika niemal wyłącznie z historycznych emisji, chociaż procesy migracji PBDE do morza prawdopodobnie nadal trwają. W związku z tym, że stężenia PBDE wykazują wyraźną tendencję spadkową, a technologie umożliwiające usuwanie PBDE ze

środowiska na wielką skalę nie istnieją, nie przewiduje się działań mających przyspieszyć proces likwidacji luki na drodze procesów naturalnych.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

Nie ma potrzeby kwantyfikacji luki w kategoriach niezbędnej redukcji presji czy skali niezbędnych działań. Według [PK_43], większość badań z Bałtyku wskazuje na to, że tempo spadku zawartości PBDE w rybach waha się w granicach od 5% do 10% rocznie. Jeśli zastosować te wskaźniki do danych z POM z lat 2011-2016, osiągnięcia GES w badanych punktach monitoringu można się spodziewać w następujących latach:

- Basen Bornholmski: 2042-2070,
- Basen Gdański: 2042- 2068,
- Basen Gotlandzki: 2050- 2086,
- Dziwna – Świna: 2051- 2111,
- Sarbinowo -Dziwna: 2045- 2076,
- Władysławowo - Jastrzębia Góra: 2041- 2066,
- Zalew Szczeciński: 2021- 2025,
- Zalew Wiślany: 2046- 2077.

Na podstawie dotychczasowych trendów i przedstawionych powyżej przewidywań ocenia się, że osiągnięcie GES do 2027 r. jest dość prawdopodobne w Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim. W perspektywie 2050 r. powinna nastąpić znacząca poprawa – z ośmiu ocenionych akwenów sześć ma dość duże lub bardzo duże szanse na osiągnięcie w tym terminie GES (por.

Tab. 3.15-1

Tab. 3.15-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik PDBE oceny GES w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego		Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Półwysep Hel		Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black
Zalew Kamieński	GES	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Green	Green	Green	Green	Green
Zalew Szczeciński	subGES	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Green	Green	Green	Green	Green	Green
Zalew Pucki		Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black
Zatoka Pucka Zewnętrzna		Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black
Ujście Wisły Przekop		Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black
Zatoka Gdańska Wewnętrzna		Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black	Black
Zalew Wiślany	subGES	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow

Legenda

Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe	Red
Osiągnięcie GES mało prawdopodobne	Orange
Osiągnięcie GES dość prawdopodobne	Yellow
Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne	Green
Osiągnięcie GES niemal pewne	Blue
Prognozowanie skrajnie niepewne	Black

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

W odniesieniu do cechy D9 GES dla zawartości PBDE w rybach i owocach morza nie został obecnie osiągnięty. Należy zaznaczyć, że brak jest obecnie emisji PBDE na obszarze UE, a dopływ PBDE do wód Morza Bałtyckiego jest wyłącznie wynikiem emisji historycznych. W związku z tym osiągnięcie GES w terminie wskazanym w aZCSWM [PPr_44], tj. do 2022 r. oraz do 2027 r. w podobszarze ICES 24 jest mało prawdopodobne, zaś w perspektywie 2050 r. – bardzo prawdopodobne. W podobszarach ICES 25 i 26 do 2022 r. i 2027 r. osiągnięcie GES jest praktycznie niemożliwe, natomiast w perspektywie 2050 r. jest ono mało prawdopodobne.

3.16 Rtęć i jej związki w organizmach i osadach dennych

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje zanieczyszczające, D9 Substancje szkodliwe w rybach i owocach morza

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C1, D9C1

Uwagi wstępne

Rtęć należy do grupy metali ciężkich szczególnie szkodliwych dla środowiska i jest silnie toksyczna dla wszystkich organizmów żywych. Metale te kumulują się w organizmach, a ich stężenia są tym wyższe im wyższy jest poziom troficzny, co ma szczególne znaczenie w odniesieniu do ryb, w tym gatunków drapieżnych zajmujących wyższe poziomy w sieci troficznej. W Bałtyku stężenia rtęci od przynajmniej kilkunastu lat wykazują ogólną tendencję spadkową, jednak w okresie 2011-2016 w kilku podakwenach POM zawartość rtęci w tkankach (mięśniach) ryb, a także w osadach, wciąż odpowiadała stanowi subGES. W okresie 2011-2016 badania zawartości rtęci w tkankach ryb prowadzono w kilku podakwenach POM. Wartość progowa dla zawartości rtęci w rybach określona została w Rozporządzeniu Komisji (WE) nr 1881/2006 z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalające najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych (Dz. Urz. UE L 364 z 20.12.2006, str. 5, z późn. zm.) (r.n.d.p.) oraz r.p.a.z.w. [PPr_43, 55] na poziomie $0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ mm}$ mięśni ryb, próg GES dla zawartości rtęci w rybach i owocach morza został zatem osiągnięty. Natomiast wartość graniczną dla rtęci w biotach określono w obowiązującym Rozporządzeniu Klasyfikacyjnym na wielokrotnie niższym poziomie: $20 \mu\text{g} \text{ kg}^{-1} \text{ mm}$, co odpowiada $0,02 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ mm}$ mięśni ryb [PPr_8]. W przypadku rtęci w tkance mięśniowej ryb, jej stężenie obserwowane w śledziu w 2016 r. było na około dwukrotnie niższym poziomie w porównaniu z tkankami mięśniowymi okonia i storni, które charakteryzowały się stężeniami w zakresie od 0,040 do $0,069 \text{ mg} \text{ kg}^{-1}$ mokrej masy. m. Tkankę wszystkich gatunków ryb charakteryzuje znacząco wyższe stężenie rtęci niż tkankę małży. W okresie 2011-2016 wartości notowane w rybach nie przekraczały progu GES określonego w r.n.d.p. jednak wykazywały wartości subGES w odniesieniu do progu ustalonego w Rozporządzeniu Klasyfikacyjnym we wszystkich 9 badanych podakwenach. Stosunek wartości zmierzonych do progu GES był następujący: Zalew Szczeciński 2,08, Dziwna-Świna 1,96, Sarbinowo-Świna 1,82, Władysławowo- Jastrzębia Góra 1,95, Zalew Wiślany 3,4, Basen Bornholmski 1,55, Basen Gotlandzki 1,70, Basen Gdański 2,9.

W danych GIOŚ za lata 2017-2019 przedstawiono wyniki badań rtęci w biotach dla 18 z 19 JCWP przejściowych i przybrzeżnych, przy czym w 16 z nich stwierdzono stan chemiczny poniżej dobrego, zaś w dwóch (Zatoka Gdańska Wewnętrzna oraz Sarbinowo-Dziwna) stwierdzono dobry stan chemiczny [PPr_10]. Wyniki te pośrednio wskazują na występujące w dalszym ciągu podwyższone stężenia rtęci w organizmach zasiedlających wody przybrzeżne i przejściowe POM (co ma znaczenie dla cechy D8), pomimo braku przekroczeń norm określonych dla zawartości tego pierwiastka w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia.

Należy odnotować, że choć generalnie poziomy rtęci w osadach odpowiadają GES ($\leq 0,07 \mu\text{g Hg} \times \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), to w okresie 2011-2016 odnotowano przekroczenie dopuszczalnego poziomu o około 140% w Basenie Gdańskim.

Presje i aktywności generujące lukę

Jeśli chodzi o rtęć zdecydowanie najważniejszym antropogenicznym źródłem emisji do środowiska z Polski jest spalanie paliw kopalnych, zwłaszcza w energetyce. Dotyczy to nie tylko Polski, której gospodarka oparta jest na węglu, ale szerzej – Europy. Jednak w skali światowej ponad połowę emisji antropogenicznych stanowi wydobywanie i hutnictwo metali nieżelaznych, w tym przede wszystkim złota.

Identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Kluczowe kierunki działań, jakie należy brać pod uwagę, to:

- transformacja sektora energetyki poprzez odejście od spalania paliw stałych,
- modernizacja instalacji w energetyce i hutnictwie w celu dostosowania ich do wymogów BAT w zakresie emisji do powietrza [PPr_48],
- modernizacja instalacji oczyszczania ścieków przemysłowych, zwłaszcza w sektorze hutnictwa i wydobywania rud metali,
- pełne wdrożenie Konwencji Minamata.

Kierunki dodatkowe to między innymi sukcesywna poprawa skuteczności selektywnej zbiórki odpadów zawierających metale ciężkie.

Działania te wykraczają poza ramy aPOWM. Program przewiduje jednak działanie studialne polegające na przeglądach technik usuwania metali ciężkich w dużych polskich zakładach przemysłowych oraz opracowaniu ewentualnych wytycznych na rzecz usprawnienia tych procesów.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.

Przy bardzo uproszczonym założeniu, że poziomy rtęci w tkankach ryb będą zmieniać się wprost proporcjonalnie do obciążenia POM ładunkami rtęci oraz że obciążenie POM ładunkami rtęci zależy głównie od ładunków z Polski przy obecnych trendach emisji osiągnięcia GES w POM można się spodziewać dopiero po 2050 r. Założenie ścisłej zależności stężeń w biotach w POM od ładunków z Polski jest bardzo problematyczne w świetle wiedzy o źródłach i krążeniu rtęci w skali globalnej [PK_22, PK_44, PK_45]. Z drugiej strony należy zauważyć, że według zgromadzonych przez HELCOM danych z wielolecia 1997-2016, trendy stężeń rtęci w biotach w różnych częściach Bałtyku są bardzo zróżnicowane [PK_45]. W północnym Bałtyku Właściwym nastąpił aż pięciokrotny spadek stężeń, w Basenie Arkońskim - dwukrotny. Tymczasem w innych akwenach, w tym w Basenie Bornholmskim i Wschodnim Basenie Gotlandzkim mimo znacznych fluktuacji

(wynikających przypuszczalnie ze zbyt małej liczby pobieranych prób) poziomy rtęci w organizmach nie wykazują żadnego trendu spadkowego. Świadczy to o złożoności lokalnych procesów odpowiedzialnych za stężenia rtęci, a jednocześnie może oznaczać, że osiągnięcie GES w POM będzie wymagało znacznie więcej czasu niż 30 lat nawet przy drastycznym zmniejszeniu emisji do wód i powietrza z Polski.

Podsumowanie perspektyw osiągnięcia GES w 2027 r. i 2050 r. przedstawia Tab. 3.16-1.

Tab. 3.16-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Rteć w organizmach oceny GES

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250					
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES											
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES											
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES											
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES											
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES											
Półwysep Hel												
Zalew Kamieński	subGES											
Zalew Szczeciński	subGES											
Zalew Pucki												
Zatoka Pucka Zewnętrzna												
Ujście Wisły Przekop												
Zatoka Gdańska Wewnętrzna												
Zalew Wiśłany	subGES											

Legenda

Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe
 Osiągnięcie GES mało prawdopodobne
 Osiągnięcie GES dość prawdopodobne
 Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne
 Osiągnięcie GES niemal pewne
 Prognozowanie skrajnie niepewne



3.17 Kadm i jego związki w organizmach.

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje zanieczyszczające, D9 Substancje szkodliwe w rybach i owocach morza

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C1, D9C1

Uwagi wstępne

Kadm, obok rtęci i ołowiu należy do grupy metali ciężkich szczególnie szkodliwych dla środowiska, które wykazują znaczną toksyczność dla wszystkich organizmów żywych. Metale te kumulują się w organizmach, a ich stężenia są tym wyższe im wyższy jest poziom troficzny, co ma istotne znaczenie w odniesieniu do ryb, w tym gatunków drapieżnych, zajmujących wyższe poziomy w sieci troficznej. W Bałtyku stężenia kadmu od przynajmniej kilkunastu lat wykazują ogólną tendencję spadkową. W okresie 2011-2016 badania zawartości kadmu w tkankach ryb prowadzono w kilku podakwenach POM. Stężenia kadmu w wątrobach ryb były w całym okresie badań (2011-2016) zróżnicowane w zależności od badanego gatunku. Najwyższe stężenia notowano w śledziach, o około połowę niższe w storniach i kilkakrotnie niższe w okoniach, przy czym dostępne dane nie pozwalają na ocenę, w jakim stopniu wynika to ze zróżnicowania siedlisk tych gatunków, a w jakim z ich biologii. Średnie stężenia kadmu w wątrobach ryb w wodach otwartych wielokrotnie przekraczały dopuszczalną zawartość $0,026 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Stosunek stężeń zmierzonych do dopuszczalnych wyniósł 14,7 w Basenie Bornholmskim, 22,5 w Basenie Gotlandzkim i 8,47 w Basenie Gdańskim [PK_30]. Z informacji podanych na str. 123-124 Aktualizacji wstępnej oceny [PK_30] wynika, że kadm w okoniach był badany także w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz w zalewach Szczecińskim i Wiślanym. Jego stężenia były znacznie niższe niż w wodach otwartych, ale i tak wyższe od dopuszczalnych (Zalew Szczeciński – przekroczenie o 53%, Zalew Wiślany o 250%) [PK_30]. Danych tych nie uwzględniono jednak w ocenach wód przybrzeżnych i przejściowych, być może dlatego, że nie obejmowały one całego okresu 6 lat.

Wartość progowa GES dla zawartości kadmu w wątrobach ryb określona została w r.p.a.z.w. [PPr_55] na poziomie $1,0 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (mokrej masy) – dla cechy D9 próg GES został zatem spełniony.

Presje i aktywności generujące luke

W warunkach polskich najważniejsze źródła emisji kadmu do środowiska to przemysł hutniczy oraz spalanie węgla w energetyce zawodowej i mieszkalnictwie. Inne istotne źródła to spalanie odpadów klinicznych i procesy spalania w przemyśle papierniczym i drukarskim. Istotnym źródłem kadmu w wodach mogą być zużyte baterie kadmowo-niklowe.

Identyfikacja działań mogących zlikwidować luke

Kluczowe kierunki działań, jakie należy brać pod uwagę, to:

- transformacja sektora energetyki poprzez odejście od spalania paliw stałych,
- modernizacja instalacji w energetyce i hutnictwie w celu dostosowania ich do wymogów BAT w zakresie emisji do powietrza [PPr_48],

- modernizacja instalacji oczyszczania ścieków przemysłowych, zwłaszcza w sektorze hutnictwa i wydobywania rud metali.

Kierunki dodatkowe to między innymi sukcesywna poprawa skuteczności selektywnej zbiórki odpadów zawierających metale ciężkie.

Działania te wykraczają poza ramy aPOWM. Program przewiduje jednak działanie studialne polegające na przeglądach technik usuwania metali ciężkich w dużych polskich zakładach przemysłowych oraz opracowaniu ewentualnych wytycznych na rzecz usprawnienia tych procesów.

Ocena wielkości luki po wdrożeniu aPOWM i Strategii redukcji biogenów – w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.







Przewidywane na nadchodzące dekady niewielkie spadki emisji kadmu do powietrza i wód z terytorium Polski z pewnością nie wystarczą do tego, by zlikwidować wielokrotne przekroczenia dopuszczalnych poziomów tego metalu w rybach, zwłaszcza w wodach otwartych (śledź, stornia). Dużo niższe stężenia kadmu w zalewach Szczecińskim i Wiślanym, gdzie badano okonie, mogą być związane z biologią tego gatunku, ale nie można wykluczyć, że wynikają z tego, iż ekosystemy zalewów w pełni odczuły zmniejszenie ładunków kadmu wnoszonych rzekami i z racji wielokrotnie szybszej wymiany wód znacznie szybciej zareagowały na redukcję. Jeżeli tak jest faktycznie, to być może spadek stężeń kadmu w rybach wód otwartych będzie znacznie większy niż spadek emisji z Polski, ponieważ dopiero po pewnym czasie zaczną się ujawniać skutki wcześniej uzyskanych redukcji emisji. W latach 2000-2016 odnotowano wyraźny, około dwukrotny spadek stężeń kadmu w omułkach w Basenie Bornolmskim, przy czym tempo spadku było największe w pierwszych latach serii [PK_45]. Jednak nawet w najbardziej optymistycznych scenariuszach, zakładających dyskontowanie w przyszłości spadków emisji z poprzednich dekad, nie należy się spodziewać trwałego osiągnięcia GES w wodach otwartych w najbliższych 30 latach.

Poprawa sytuacji będzie na dłuższą metę wymagała radykalnego zmniejszenia emisji kadmu do wód i powietrza. Zważywszy strukturę źródeł kadmu w Bałtyku Właściwym (por. punkt 2.2), nawet całkowita eliminacja emisji kadmu wyłącznie z Polski może nie wystarczyć do osiągnięcia GES – potrzebne będą analogiczne działania w ramach HELCOM i szerzej. Oczywiście, efekty takich radykalnych działań będą odłożone w czasie o dziesięciolecia. Podsumowanie perspektyw osiągnięcia GES w 2027 r. i 2050 r. przedstawia Tab. 3.17-1.

Tab. 3.17-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Kadm w organizmach oceny GES w perspektywie 2027 i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES												
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES												
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej													
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego													
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego													
Półwysep Hel													
Zalew Kamieński													
Zalew Szczeciński													
Zalew Pucki													
Zatoka Pucka Zewnętrzna													
Ujście Wisły Przekop													
Zatoka Gdańska Wewnętrzna													
Zalew Wiślany													

Legenda

- Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe 
- Osiągnięcie GES mało prawdopodobne 
- Osiągnięcie GES dość prawdopodobne 
- Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne 
- Osiągnięcie GES niemal pewne 
- Prognozowanie skrajnie niepewne 

3.18 Ołów i jego związki w organizmach

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje zanieczyszczające, D9 Substancje szkodliwe w rybach i owocach morza.

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C1, D9C1

Uwagi wstępne

Ołów, obok rtęci i kadmu jest jednym z metali ciężkich szczególnie szkodliwych dla środowiska, o wysokiej toksyczności w odniesieniu do wszystkich organizmów żywych. Metale te kumulują się w organizmach a ich stężenia są tym wyższe im wyższy jest poziom troficzny, co ma szczególne znaczenie w odniesieniu do ryb, w tym gatunków drapieżnych, zajmujących wyższe poziomy w sieci troficznej. W Bałtyku stężenia ołowiu od przynajmniej

kilkunastu lat wykazują ogólną tendencję spadkową. W okresie 2011-2016 badania zawartości ołowiu w tkankach ryb prowadzono w we wszystkich podakwenach wód otwartych POM, a także w zalewach Wiślanym i Szczecińskim [PK_30]. Wartość progowa GES dla zawartości ołowiu w rybach określona została w r.n.d.p. oraz r.p.a.z.w. [PPr_43, 55] na poziomie $0,3 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (mokrej masy) – dla cechy D9 próg GES został zatem spełniony. Obowiązujący na poziomie HELCOM próg GES to stężenie $26 \text{ } \mu\text{g Pb/kg m.m}$ [PK_45]. Stosunek wartości zmierzonych do progów GES był następujący: Basen Bornholmski 1,62, Basen Gotlandzki 2,04, Basen Gdański 1,56.

Presje i aktywności generujące lukę

Ołów, emitowany jest do środowiska w znacznych ilościach przez przemysł hutniczy, przy czym są to emisje zarówno do powietrza, jak i do wód. Lokalnie znaczącymi źródłami ołowiu mogą być ciężarki wędkarskie i śrut oraz zagubione obciążenia używane do sieci rybackich.

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Kluczowe kierunki działań, jakie należy brać pod uwagę, to:

- modernizacja instalacji w energetyce i hutnictwie w celu dostosowania ich do wymogów BAT w zakresie emisji do powietrza [PPr_48],
- modernizacja instalacji oczyszczania ścieków przemysłowych, zwłaszcza w sektorze hutnictwa i wydobywania rud metali.

Kierunki dodatkowe to między innymi sukcesywne ograniczanie stosowania ołowiu w wędkarstwie, rybactwie i myślistwie oraz w branży oponiarskiej (ołowiane ciężarki do wyważania kół) i poprawa skuteczności selektywnej zbiórki odpadów zawierających metale ciężkie.

aPOWM przewiduje działanie studialne polegające na przeglądach technik usuwania metali ciężkich w dużych polskich zakładach przemysłowych oraz opracowaniu ewentualnych wytycznych na rzecz usprawnienia tych procesów.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

Zarówno emisja do wód i powietrza, jak i depozycja ołowiu do Bałtyku silnie spadły w ostatniej dekadzie XX w., czego ewidentną przyczyną był zakaz stosowania benzyn ołowiowych (por. punkt 2.2.3). Zebrane przez HELCOM historyczne dane o ołowiu w organizmach [PK_45] wskazują na silne spadki we wszystkich badanych podakwenach Bałtyku, przy czym wszędzie widoczna jest prawidłowość, że z czasem tempo spadku słabnie. Najdłuższe serie dotyczą Basenu Bornholmskiego (wody szwedzkie) i Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Zatoka Gdańska) i zaczynają się pod koniec lat 90-tych [PK_45, PPr_2]. Porównanie ich z danymi o depozycji i ładunkach rzecznych

wprowadzonych do Bałtyku Właściwego sugeruje, że względne spadki w organizmach (wątroba śledzia) były nieco mniejsze i o kilka lat przesunięte w czasie. Gdyby trend stężeń w organizmach odpowiadał przesuniętemu w czasie o kilka lat trendowi depozycji, to na podstawie ekstrapolacji liniowej można by przewidywać osiągnięcie GES w wodach otwartych POM około 2040 r. Znacząca poprawa usuwania ołowiu ze ścieków w połączeniu z wygaszaniem sektora cynkowo-ołowiowego może ten proces przyspieszyć. Zważywszy jednak, że około 60% ołowiu z depozycji atmosferycznej pochodzi ze źródeł innych niż antropogeniczne źródła pierwotne w krajach HELCOM, może okazać się, że osiągnięcie GES nie będzie trwałe i że po 2040 r. stężenia ołowiu w rybach będą oscylować wokół progu GES.

Podsumowanie perspektyw osiągnięcia GES w 2027 r. i 2050 r. przedstawia Tab. 3.18-1.

Tab. 3.18-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Ołów w organizmach oceny GES w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250					
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES											
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES											
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES											
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego												
Półwysep Hel												
Zalew Kamieński												
Zalew Szczeciński												
Zalew Pucki												
Zatoka Pucka Zewnętrzna												
Ujście Wisły Przekop												
Zatoka Gdańska Wewnętrzna												
Zalew Wiślany												

Legenda

- Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe
- Osiągnięcie GES mało prawdopodobne
- Osiągnięcie GES dość prawdopodobne
- Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne
- Osiągnięcie GES niemal pewne
- Prognozowanie skrajnie niepewne

3.19 Heptachlor w organizmach

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje zanieczyszczające

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C1

Uwagi wstępne

Heptachlor to syntetyczny, trwały związek chloroorganiczny, który stosowany był szeroko jako insektycyd. W Europie Zachodniej wycofano go w 1984 r., a w Polsce na początku lat 90-tych. Mimo tego heptachlor i jego pochodna, epoksyd heptachloru, wciąż stwierdzane są w środowisku. Zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Klasyfikacyjnym [PPr_8] dopuszczalne stężenie tych substancji w mokrej masie organizmów (biocie) określono na poziomie $6,7 \times 10^{-3} \mu\text{g kg}^{-1}$. W 2016 r. poziomy heptachloru w tkankach organizmów odpowiadające stanowi subGES stwierdzono w 3 podakwenach wód przejściowych i 4 podakwenach wód przybrzeżnych, w zakresie od 0,023 w Zalewie Wiślanym do 0,056 w Zatoce Gdańskiej Wewnętrznej [PPr_2]. W danych GIOŚ za lata 2017-2018 przedstawiono wyniki badań heptachloru w biotach dla 18 z 19 JCWP przejściowych i przybrzeżnych, przy czym w 17 z nich stwierdzono stan subGES, zaś w jednej (Zalew Szczeciński) stwierdzono spełnienie wymogów GES [PPr_10].

Presje i aktywności generujące lukę

Notowane przekroczenia są efektem stosowania heptachloru przed dziesiątkami lat. Analiza aktualnych presji w odniesieniu do emisji jest bezprzedmiotowa.

Wstępna identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Emisje heptachloru od dziesięcioleci utrzymywane są na poziomie zerowym, a interwencje w ekosystem zmierzające do przyspieszenia eliminacji heptachloru są niewykonalne. Jedynym sensownym rozwiązaniem jest eliminacja heptachloru w wyniku procesów naturalnych.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych

W związku całkowitym wycofaniem heptachloru z użycia nie ma sensu kwantyfikacja luki w odniesieniu do poziomu emisji.

Poniżej przedstawiono skalę stwierdzonych w 2016 r. przekroczeń jako krotność EQS, wynoszącego $0,0067 \mu\text{g} \times \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$:

- Dziwna – Świna - 6,7;
- Rowy - Jarosławiec Zachód - 6,6;
- Sarbinowo -Dziwna - 5,7;
- Władysławowo - Jastrzębia Góra - 5,4;

- Zalew Szczeciński - 6,9;
- Zalew Wiślany - 3,4;
- Zatoka Gdańska Wewnętrzna - 8,4.

Dostępne w literaturze informacje o trwałości heptachloru w organizmach są skąpe i niejednoznaczne. W jednej z prac w sposób eksperymentalny oszacowano czas półtrwania heptachloru w dżdżownicach na 4,3 lat [PK_49]. Jest oczywiste, że czas półtrwania heptachloru w organizmach morskich może być zupełnie inny. Gdyby jednak wskaźnik ten był także prawdziwy dla organizmów z polskiego Bałtyku, wówczas osiągnięcia GES można by się spodziewać w perspektywie od 2024 r. (Zalew Wiślany) do 2030 r. (Zatoka Gdańska Wewnętrzna). Należy jednak pamiętać, że wyniki pomiarów zawartości substancji śladowych w organizmach, osadach itp. bardzo często cechują się dużym rozrzutem, wynikającym z niedoskonałości próbkowania i samych metod oznaczania. To oznacza, że przyszłe pomiary mogą w niektórych przypadkach równie dobrze wskazać na wzrost zawartości heptachloru.







Podsumowanie perspektyw osiągnięcia GES w 2027 r. i 2050 r. przedstawia

Tab. 3.19-1.

Tab. 3.19-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Heptachlor w organizmach oceny GES w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250					
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego												
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej												
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	subGES											
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego												
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	subGES											
Półwysep Hel												
Zalew Kamieński												
Zalew Szczeciński	subGES											
Zalew Pucki												
Zatoka Pucka Zewnętrzna												
Ujście Wisły Przekop												
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	subGES											
Zalew Wiślany	subGES											

Legenda

- Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe 
- Osiągnięcie GES mało prawdopodobne 
- Osiągnięcie GES dość prawdopodobne 
- Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne 
- Osiągnięcie GES niemal pewne 
- Prognozowanie skrajnie niepewne 

3.20 Cez 137 w wodzie

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje zanieczyszczające

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C1

Uwagi wstępne

Cez 137 to promieniotwórczy izotop cezu, będący produktem rozpadu uranu 235 w reakcjach zachodzących w wybuchach jądrowych i reaktorach jądrowych. Cez 137 w Bałtyku pochodzi przede wszystkim z atmosferycznych prób nuklearnych z lat 50-tych i 60-tych oraz z emisji w wyniku katastrofy w elektrowni w Czarnobylu w 1986 r. [PK_50]

Aktywność promieniotwórcza cezu 137 w polskim Bałtyku w 2016r. była pięciokrotnie niższa niż w 1991 r. Niemniej jednak, w Basenie Bornholmskim, Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim przekroczone były wartości GES dla wód otwartych [PK_30].

Presje i aktywności generujące lukę

Jak wspomniano, cezu 137 w Bałtyku pochodzi niemal wyłącznie z prób jądrowych i katastrofy elektrowni w Czarnobylu. Współczesne źródła promieniowania, jak hałda fosfogipsów w Wiślinie, hałdy popiołów lotnych czy hałdy kopalniane, nie emitują cezu 137, a ich wpływ na ogólną sytuację radiacyjną w Bałtyku jest niewielki. W związku należy uznać, że obecnie nie ma znaczących presji i działalności mogących zwiększać istniejącą lukę.

Identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Interwencje mające na celu usunięcie cezu 137 z wód Bałtyku są niewykonalne. Jedynym sensownym rozwiązaniem jest eliminacja cezu 137 w wyniku procesów naturalnych.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych w perspektywie 2022,2027 i 2050 r.

W związku z praktycznym brakiem aktualnych emisji cezu 137 nie ma sensu kwantyfikacja luki w odniesieniu do poziomu emisji.

Według analiz HELCOM [PK_50], efektywny czas półtrwania cezu w Bałtyku waha się między 9 a 15 lat. Jeśli za punkt wyjścia przyjąć średnią aktywność cezu 137 w latach 2011-2016 oraz 15-letni okres półtrwania, można się spodziewać, że do 2026 r. osiągnięty zostanie GES w Basenie Bornholmskim (podakwen 36) i Basenie Gdańskim (podakwen 33), a na granicy GES oscylować będzie Basen Gotlandzki (podakwen 27).

Podsumowanie perspektyw osiągnięcia GES w 2027 r. i 2050 r. przedstawia Tab. 3.20-1.

Tab. 3.20-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Cez-137 oceny GES w perspektywie 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	subGES												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES												
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES												
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej													
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego													
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego													
Półwysep Hel													
Zalew Kamieński													
Zalew Szczeciński													
Zalew Pucki													
Zatoka Pucka Zewnętrzna													
Ujście Wisły Przekop													
Zatoka Gdańska Wewnętrzna													
Zalew Wiślany													

Legenda

- Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe
- Osiągnięcie GES mało prawdopodobne
- Osiągnięcie GES dość prawdopodobne
- Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne
- Osiągnięcie GES niemal pewne
- Prognozowanie skrajnie niepewne

3.21 Test mikrojądrowy

Deskrytor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje zanieczyszczające

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C2

Uwagi wstępne

Test mikrojądrowy jest syntetycznym wskaźnikiem oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy żywe. Polega on na zliczaniu mikrojąder w erytrocytach. Mikrojądra powstają w czasie mitozy. Jeżeli w komórce znajdują się uszkodzone chromosomy, podczas podziału powstają wokół nich odrębne błony przypominające błonę jądrową, a w rezultacie – mikrojądra, znacznie mniejsze od jądra właściwego.

Uznaje się, że liczba mikrojąder odzwierciedlając częstotliwość uszkodzeń chromosomów odzwierciedla tym samym poziom oddziaływania powodujących uszkodzenia substancji niebezpiecznych w środowisku. Badania mikrojąder w krwi śledzia przeprowadzono w latach 2014-2016 w 4 akwenach POM: wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Gdańskim, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz Basenie Bornholmskim. Wyniki testu jądrowego w poszczególnych latach przekroczyły górny próg GES (0,39 mikrojąder/1000 erytrocytów) we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Gdańskim oraz Basenie Bornholmskim, natomiast wartości średnie wykazały przekroczenie dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego [PPr_2].

Presje i aktywności generujące lukę

O tym, jakie substancje niebezpieczne są odpowiedzialne za podwyższone liczby mikrojąder można ostrożnie wnioskować tylko na podstawie wyników monitoringu. Monitoring z kolei wskazuje, że w akwenach otwartego morza substancjami niebezpiecznymi, które przekraczają dopuszczalne poziomy, są rtęć, kadm, ołów, PBDE, heptachlor i cez 137. W związku z tym, chociaż teoretycznie możliwe są różne, w tym synergistyczne, oddziaływania substancji, których stężenia odpowiadają GES, należy przyjąć, że podstawowymi presjami są nadal odprowadzane do wód substancje niebezpieczne (rtęć, kadm, ołów). Ponadto w dalszym ciągu oddziałują substancje obecnie zabronione lub pochodzące z dawniejszych emisji, zakumulowane w ekosystemie Bałtyku (PBDE, heptachlor, cez 137) (por. wyżej).

Identyfikacja działań mogących zlikwidować lukę

Stosownie do powyższego, za działania mogące zlikwidować lukę uznaje się działania likwidujące luki dotyczące rtęci, kadmu, ołowiu, PBDE, heptachloru i cezu 137. W praktyce oznacza to tylko działania dotyczące rtęci, kadmu i ołowiu, ponieważ, jak wykazano wyżej, interwencje mające na celu redukcję PBDE, heptachloru i cezu 137 są niezasadne.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r.







Należy przyjąć, że wielkość luki w odniesieniu do redukcji emisji i niezbędnych działań będzie odpowiada przynajmniej zsumowanym lukom oszacowanym dla rtęci, kadmu i ołowiu. Jeśli chodzi o perspektywę czasową osiągnięcia GES, to w świetle prognoz dotyczących PBDE, heptachloru i Cezu137 oraz złożoności zagadnienia redukcji dopływu metali ciężkich należy się liczyć z okresem kilkudziesięciu lat.

Podsumowanie perspektyw osiągnięcia GES w 2027 r. i 2050 r. przedstawia Tab. 3.21-1.

Tab. 3.21-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Test mikrojądrowy oceny GES w 2027 r. i 2050 r.

Podakwen	2011-2016	Do 2027					Do 20250						
		BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI	BaU	KPOWM_1	KPOWM_2	POWM_1	POWM_2	MAI
Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	GES												
Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	subGES												
Wody Otwarte Zatoki Gdanskiej	subGES												
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej													
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego													
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego													
Półwysep Hel													
Zalew Kamieński													
Zalew Szczeciński													
Zalew Pucki													
Zatoka Pucka Zewnętrzna													
Ujście Wisły Przekop													
Zatoka Gdańska Wewnętrzna													
Zalew Wiślany													

Legenda

Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe	
Osiągnięcie GES mało prawdopodobne	
Osiągnięcie GES dość prawdopodobne	
Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne	
Osiągnięcie GES niemal pewne	
Prognozowanie skrajnie niepewne	

3.22 Eksploatacyjne wycieki substancji ropopochodnych ze statków

Deskryptor, do którego odnosi się wskaźnik: D8 Substancje niebezpieczne

Kryterium, do którego odnosi się wskaźnik: D8C3

Uwagi wstępne

Wycieki substancji ropopochodnych ze statków mogą, przy większej skali zjawiska, stanowić poważne zagrożenie dla ekosystemu. Do najczęściej spotykanych negatywnych skutków wycieków należą śmiertelność zwierząt, w tym zwłaszcza ptaków, spowodowana zaolejeniem, wzrost stężeń toksycznych węglowodorów (dotyczy zwłaszcza lżejszych substancji ropopochodnych), zanieczyszczenie plaż i utrata siedlisk w wyniku działań związanych z usuwaniem zanieczyszczeń. Monitoring wycieków substancji

ropopochodnych ze statków polega na obserwacjach lotniczych i szacowaniu wielkości zanieczyszczonych powierzchni, a na tej podstawie – objętości zrzucanych substancji ropopochodnych. Po blisko 20-letnim okresie monitoringu wycieków, który wykazał systematyczny spadek objętości substancji ropopochodnych trafiających ze statków do Bałtyku, a następnie (lata 2008-2013) stabilizację na niskim poziomie, ustalono wartości progowe GES dla poszczególnych podakwenów Bałtyku, odpowiadające średnim objętościom wycieków w latach 2008-2013 [PK_51]. W latach 2011-2016 próg GES ilości substancji ropopochodnych został przekroczony w Basenie Gotlandzkim [PK_30].

Presje i aktywności generujące luki

Wskaźnik jest praktycznie bezpośrednią miarą presji „wprowadzanie innych substancji” w zakresie, w jakim odnosi się ona do substancji ropopochodnych ze statków. Oznacza to, że analiza powinna obejmować jedną formę działalności, tj. żeglugę.

Identyfikacja działań mogących zlikwidować luki

Serie danych z monitoringu od końca lat 80-tych wykazują systematyczne spadki ilości substancji ropopochodnych w wyciekach. W 1990 r. objętość wycieków w skali całego Bałtyku wynosiła około 1400 m³ podczas gdy w latach 2011-2016 – średnio 20 m³ rocznie [PK_51]. Ten postęp był możliwy dzięki systematycznemu wdrażaniu coraz bardziej rygorystycznych przepisów, między innymi w ramach konwencji MARPOL. W miarę wzrostu natężenia żeglugi oraz postępu technologicznego przepisy te powinny być regularnie weryfikowane i bezwzględnie egzekwowane.

W ramach aPOWM przewidziano realizację trzech działań kontynuowanych z KPOWM i mających na celu zwiększenie gotowości Polski pod względem potencjału technicznego, organizacji i wiedzy na reagowanie na nagłe zdarzenia, jak wycieki olejowe.

Ocena wielkości luki na poziomie presji, form działalności generujących presję i działań ochronnych w perspektywie 2022, 2027, 2050 r.

Ponieważ wskaźnik wyraża objętość wycieków substancji ropopochodnych, wyraża on jednocześnie aktualną wielkość luki w odniesieniu do emisji. Wielkość ta może ulec zmianie

w okresie prognostycznym, z jednej strony w wyniku wzrostu efektywności środków ochrony, a z drugiej strony w wyniku wzrostu intensywności żeglugi. Biorąc pod uwagę, że w skali Bałtyku:

- w ciągu 25 lat objętość wycieków spadła 98,6%,
- w latach 2008-2013 objętość wycieków ustabilizowała się na bardzo niskim poziomie, na podstawie którego wyznaczono GES,
- w latach 2011-2016 ten wyznaczony na podstawie jedynie nieco wcześniejszych danych próg został przekroczony w 8 z 17 podakwenów [PK51],

- prognozowany jest dynamiczny wzrost (o około 150%) natężenia żeglugi do 2050 r.

Można się spodziewać, że w nadchodzących dekadach próg GES będzie od czasu do czasu przekraczany na różnych podakwenach, przy czym tendencje wzrostowe wynikające z rosnącego natężenia żeglugi będą częściowo lub całkowicie równoważone przez tendencje odwrotne, związane z sukcesywnym zaostrzaniem wymogów, postępowaniem technicznym w ograniczaniu wycieków i nasilającym się trendem odchodzenia od olejów napędowych na rzecz gazu LNG.

Warto przy tym odnotować, że wyznaczone progi GES są do pewnego stopnia dziełem przypadku i nie są powiązane z intensywnością żeglugi. Przykładem tego jest próg GES dla Północnego Bałtyku Właściwego, na który przypada 42% określonego wartościami GES łącznego limitu wycieków na Bałtyku, pomimo, że natężenie żeglugi w tym podakwieniu musi, chociażby ze względu na położenie, być znacznie niższe niż np. na Wielkim Bełcie czy w Cieśninie Sund, dla których GES wyznaczono odpowiednio na poziomie 1,2% i 0,3% łącznego limitu [PK_51]. Tak wysoki limit dla Północnego Bałtyku Właściwego jest po prostu efektem przypadku, który sprawił, że w latach 2008-2013 odnotowano tam łącznie ok. 14 m³ wycieków. W okresie 2011-2016 objętość wycieków w tym podakwieniu wyniosła raptem 1,7 m³ [PK_51].

Zważywszy na powyższe okoliczności przewiduje się, że uzyskanie GES w perspektywie 2022, 2027 i 2050 r. w POM jest dość prawdopodobne.

Luki w wiedzy 4

4 Luki w wiedzy

4.1 Stan ochrony morświna (wszystkie kryteria deskryptora D1)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Morświn zwyczajny (*Phocoena phocoena*) jest niewielkim gatunkiem walenia, występującym w przybrzeżnych wodach umiarkowanych i borealnych Półkuli Północnej. Ze względu na występowanie wyróżnia się cztery podgatunki morświna. Morświn rozradzający się regularnie w Morzu Bałtyckim należy do podgatunku *Phocoena phocoena*, który obserwowany jest także w wodach Oceanu Atlantyckiego. Ponadto, genetyczne oraz morfologiczne badania wykazały, iż w samym akwenu Morza Bałtyckiego i wodach przylegających można wyróżnić trzy odrębne populacje tego gatunku [EK_1]. Pierwsza obejmuje osobniki występujące w Morzu Północnym, aż do Cieśniny Duńskiej, Skagerrak. Kolejna występuje między południową częścią Cieśniny Kattegat, po Cieśninę Sund oraz Mały i Wielki Bełt. Ostatnia populacja natomiast zamieszkuje Bałtyk Właściwy.

Światowa populacja morświna zwyczajnego sięga szacunkowo 700 000 osobników [EK_1], podczas gdy populacja Morza Bałtyckiego została oszacowana jedynie na 497 osobników w północno-wschodnim Bałtyku oraz 21 390 osobników w południowo-zachodniej części akwenu [EK_2].

Według danych historycznych, morświn zwyczajny licznie występował w wodach Morza Bałtyckiego jeszcze w pierwszej połowie ubiegłego wieku [EK_3]. Jednakże obecnie dane dotyczące występowania tego gatunku w Bałtyku pozyskiwane z obserwacji, przypadkowych przyłówów i odnalezienia martwych osobników na brzegu ukazują, iż najwięcej morświnów obserwuje się w Cieśninach Duńskich oraz Morzu Bełtów. Dużo mniej osobników widuje się natomiast w obrębie przybrzeżnych wód Niemiec, Szwecji oraz Polski [EK_4].

Uwarunkowania biologiczne morświna nie ułatwiają wzrostu populacji tego gatunku. Pomimo, że zwierzęta te mogą dożyć 24 lat, ich średni wiek szacuje się jedynie na 7-8 lat [EK_5, EK_6], a dojrzałość płciową osiągają w wieku ok. 4 lat [EK_6]. Okres godowy i rozrodczy morświna przypada na maj-sierpień, a poród odbywa się między czerwcem a sierpniem [EK_7]. Wskaźnik wciąż mieści się na ogół w przedziale 0,74 - 0,986 rocznie, co oznacza, że nie wszystkie samice rodzą młode każdego roku [EK_6].

W ostatnim stuleciu liczebność oraz zagęszczenie morświnów w Bałtyku Właściwym drastycznie spadły [EK_8] doprowadzając do sytuacji, iż populacja Bałtyku Właściwego jest obecnie krytycznie zagrożona [EK_9]. Znaczący spadek liczebności morświna do roku 1940 jest przypisywany głównie systematycznym połowom [EK_8]. Z kolei w drugiej połowie minionego stulecia za spowodowanie spadku populacji tego gatunku odpowiadają takie zagrożenia jak przyłowy, podwodny hałas, toksyny, ograniczona dostępność pokarmu, na

skutek przełowienia gatunków ryb będących pożywieniem morświna oraz degradacja siedlisk [EK_10, EK_11]. Ze względu na krótki okres przeżywalności tego gatunku oraz istniejące zagrożenia, dotychczasowe międzynarodowe próby wprowadzenia środków ochrony morświna [m.in. EK_10, oraz EK_12], w tym wprowadzenie obszarów chronionych oraz zmniejszenie wpływu rybołówstwa niestety nie dały znacznych rezultatów.

Obecnie status populacji morświna określany jest jako niekorzystny, biorąc pod uwagę bardzo niską liczebność populacji [EK_13]. Z tego względu, gatunek ten wpisany jest na czerwoną listę zagrożonych gatunków HELCOM jako krytycznie zagrożony i narażony na wyginięcie.

Podlega on również ochronie na podstawie Porozumienia o ochronie małych waleń Bałtyku i Morza Północnego (ASCOBANS), a także wymieniony jest on jako gatunek chroniony w Dyrektywie Siedliskowej [EK_14]. Morświn zwyczajny jest także wymieniony w Załączniku I do rozporządzenia Ministra Środowiska z 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U., poz. 2183, z późn. zm.), jako gatunek objęty ścisłą ochroną i wymagający ochrony czynnej.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Obecnie wskaźniki odnoszące się do morświna zwyczajnego nie są sprecyzowane przez HELCOM, jednak trwają prace nad ich wprowadzeniem [EK_13]. Dane, które pomogą w ich opracowaniu obejmują liczebność oraz rozmieszczenie morświna w Morzu Bałtyckim. Jednakże opracowanie wskaźników jest trudne ze względu na brak wartości progowych, do których można by odnieść uzyskane dane.

Z tego względu HELCOM zbiera wszelkie informacje z monitoringu morświnów, dotyczące parametrów biologicznych (liczebność, trendy liczebności, rozmieszczenie i zdrowie zwierząt) tych ssaków w Bałtyku.

Niestety obecnie nie istnieje stały ani długoterminowy program regionalnego monitoringu liczebności morświna, lecz obserwacje tych zwierząt przeprowadzone z powietrza i ze statków [EK_16] przez Szwecję, Danię i Niemcy w ramach monitoringu prowadzonego między innymi w cieśninach duńskich (SCANS I, SCANS II, SCANS III itd.) przyczyniają się do opracowania programu monitoringu w przyszłości. Projekt SAMBAH (Statyczny monitoring akustyczny bałtyckiego morświna) [EK_2] dostarczył również ważnych informacji na temat rozmieszczenia i liczebności tego gatunku w Bałtyku. Wyniki stanowią podstawę zaleceń dotyczących projektowania przyszłych skoordynowanych programów monitoringu morświnów oraz pomogą we wprowadzeniu wskaźników dla morświna zwyczajnego.

Krajowe prace nad wskaźnikami

W ramach projektu Monitoring gatunków i siedlisk morskich (MGiSM) zastosowano wskaźniki obliczane na podstawie wyników detekcji akustycznych morświnów w celu oceny populacji tych ssaków morskich w POM (Zatoce Pomorskiej oraz Ławicy Stilo). Wprowadzono takie wskaźniki jak występowanie przestrzenne i czasowe, zagęszczenie, dni pozytywnej detekcji morświna i śmiertelność. Pierwsze cztery wymienione wskaźniki otrzymały ocenę właściwą, natomiast śmiertelność uzyskała ocenę złą. Ocena całościowa dla morświna wyniosła U2 (stan zły).

Na bieżąco Stacja Morska im. Prof. Krzysztofa Skóry oraz zespół WWF [EK_17] zbierają również dane na temat zaobserwowanych zarówno żywych, jak i martwych osobników znajdujących na brzegu, co dodatkowo pomaga w opracowywaniu wskaźników.

Ocena sytuacji w POM, w tym wyniki monitoringu pilotażowego

Badania przeprowadzone w ramach „Pilotażowego wdrożenia monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015-2018” ukazują stan gatunku oraz siedliska morświna zwyczajnego w Zatoce Pomorskiej i Ławicy Stilo. Morświny zostały wówczas odnotowane na wszystkich stacjach badawczych, w każdym miesiącu roku (sumarycznie) podczas prowadzonego monitoringu akustycznego, co wskazuje na występowanie tego gatunku w POM. W oparciu o uzyskane wyniki obliczono średnie miesięczne zagęszczenie morświnów w badanych lokalizacjach. Zatoka Pomorska wykazała większe zagęszczenie osobników, w porównaniu do Ławicy Stilo. Dodatkowo zagęszczenie morświnów wyliczone zostało także podczas prowadzenia projektu SAMBAH [EK_2], a jego wyniki również wskazują na wyższe zagęszczenie morświna w Zatoce Pomorskiej, mimo iż średnia wartość zagęszczenia w obu obszarach była dużo niższa w porównaniu z wynikami uzyskanymi w projekcie MGiSM. Przeprowadzone badania wskazują, iż morświn zwyczajny występuje w POM.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Obecnie morświn zwyczajny znajduje się na liście zagrożonych gatunków HELCOM jako gatunek krytycznie zagrożony i narażony na wyginięcie, ze względu na bardzo małą liczebność populacji w Morzu Bałtyckim, a szczególnie Bałtyku Właściwym. Biorąc pod uwagę wszystkie zagrożenia wpływające na liczebność morświna oraz jego siedliska, w tym podwodny hałas, przyłowy, toksyny i ryzyko kolizji ze statkami, a także brak konkretnych działań ochronnych, przewiduje się znaczne zmniejszenie populacji tych zwierząt w Bałtyku w następnych dziesięcioleciach.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Stały i długoterminowy monitoring morświna pozwoliłby na opracowanie wskaźników oceniających stan morświna w Morzu Bałtyckim. Statyczny monitoring akustyczny, np. stosując detektory CPOD, umożliwiłby ocenę populacji tych ssaków morskich, w tym ich występowanie sezonowe oraz przestrzenne, jak również zagęszczenie na badanym

obszarze. Dodatkowymi działaniami uzupełniającymi monitoring akustyczny morświna powinny być obserwacje lotnicze, obserwacje ze statków oraz dalsze uzupełnianie baz danych z zaobserwowanymi żywymi w morzu oraz martwymi osobnikami z łądu.

Opisane powyżej działania mogłyby stanowić podstawę do opracowania wskaźników takich jak: występowanie, liczebność oraz zagęszczenie morświna na badanych obszarach. Jedynie dokładne opracowanie wymienionych wskaźników umożliwiłoby ocenę stanu populacji tego gatunku w Morzu Bałtyckim i POM.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Pomimo braku istniejących obecnie wskaźników oceniających dokładny stan morświna w Morzu Bałtyckim, należy dołożyć wszelkich starań, aby wdrożyć jak najwięcej działań ochronnych obejmujących nie tylko same ssaki morskie, ale również ich siedliska. Biorąc pod uwagę istniejące dotychczas środki ochrony, nie potwierdzono wzrostu liczebności populacji tych zwierząt, a wręcz podejrzewa się jej ciągły spadek. Na ten moment, zgodnie z wynikami projektu SAMBAH szacuje się, że liczebność populacji morświna w Morzu Bałtyckim wynosi jedynie ok. 500 osobników (HELCOM) [EK_13]. Wyniki „Pilotażowego wdrożenia monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015-2018” wykazały jednak podwyższone wartości detekcji morświna względem prowadzonego pięć lat wcześniej monitoringu w ramach projektu SAMBAH. Na ten moment nie można jednak potwierdzić, czy świadczy to o wzroście populacji tych ssaków morskich w Morzu Bałtyckim. Przewiduje się, iż brak wprowadzenia dalszych działań ochronnych morświna w Bałtyku skutkować będzie spadkiem liczby osobników, a w rezultacie wymarciem gatunku w tym akwenie wodnym.

Propozycje działań ochronnych

W celu ochrony krytycznie zagrożonej populacji morświna w Morzu Bałtyckim należałoby wyznaczyć przede wszystkim ściśle obszary chronione dedykowane temu gatunkowi, wykorzystując już istniejące dane na temat rozmieszczenia sezonowego i przestrzennego tych ssaków. Informacje dotyczące stanu populacji morświna dostępne są głównie dla południowo-zachodniej części Morza Bałtyckiego oraz zachodniej części południowego Bałtyku Właściwego. Jest bardzo mało danych dostępnych na temat morświnów w pozostałej części Bałtyku Właściwego. Z tego względu, istnieją trudności w identyfikacji kluczowych obszarów o niskim zagęszczeniu tych zwierząt i zaleca się prowadzenie długoterminowego pasywnego monitoringu akustycznego oraz badań naukowych na terenie całego Bałtyku Właściwego.

Ponadto należałoby wdrożyć liczne działania mające na celu zniwelowanie bądź zmniejszenie ryzyka przyłowów, w tym dokładne monitorowanie przyłowów, udoskonalenie narzędzi połowowych stosowanych przez rybaków, wprowadzenie ograniczeń związanych z zastosowaniem określonego sprzętu połowowego, szczególnie

stawnych sieci skrzelowych, w konkretnym czasie i przestrzeni oraz wprowadzenie nakazu stosowania przez wszystkie kutry rybackie urządzeń odstrasających morświny. W ramach projektu „Ochrona ssaków i ptaków morskich i ich siedlisk” prowadzonego przez WWF w latach 2016-2020, rozdano rybakom 300 odstrasaczy akustycznych („pingerów”) w celu obniżenia ryzyka przypadkowych przyłówów morświna zwyczajnego w sieci rybackie. Jest to dobry początek wdrażania działań ochronnych, chociaż ASCOBANS (2002) [EK_10] zaleca stosowanie urządzeń odstrasających jedynie do trzech lat, gdyż są przesłanki, iż urządzenia te mogą być nieefektywne bądź mogą odstraszać morświny z kluczowych siedlisk, jeżeli pingery działają akustycznie. Priorytetowo powinno się również usuwać wszelkie „sieci widma”, szczególnie w obszarach o większym zagęszczeniu morświna.

Dodatkowo, na dzień dzisiejszy wydaje się, że zmniejszenie limitów połowowych na niektórych łowiskach jest jedynym możliwym rozwiązaniem mitygującym, aby zapobiec także przełowieniu gatunków ryb stanowiących pożywienie morświna.

Innym bardzo ważnym zagrożeniem dla morświna jest hałas podwodny. Należałoby przede wszystkim ograniczyć działania generujące hałas na morskich obszarach chronionych i obszarach o dużym zagęszczeniu tych zwierząt. Można to uzyskać poprzez ograniczenie maksymalnej prędkości przepływających statków, a także wprowadzenie zakazu wpływania szybkich promów oraz skuterów wodnych na obszary kluczowe dla morświna. Ponadto zmniejszyłoby to ryzyko kolizji tych zwierząt ze statkami. Jeżeli to możliwe należałoby również stosować istniejące dotychczas metody ograniczania hałasu, w tym m. in. kurtyny powietrzne oraz podwójne kurtyny powietrzne podczas budowy np. morskich farm wiatrowych. Użytkownicy urządzeń pomiarowych, typu sonar, powinni także być uświadamiani o negatywnym wpływie stosowania tych urządzeń na morświny. Należałoby wdrożyć ograniczenia związane z zastosowaniem wysokich częstotliwości.

Kolejnym, nie mniej istotnym działaniem w celu ochrony morświna zwyczajnego w Bałtyku jest edukacja społeczeństwa oraz rybaków. Należy organizować jak najwięcej spotkań oraz konsultacji, zarówno lokalnie, jak i na skalę krajową w celu przekazywania wyników prowadzonych na bieżąco badań dotyczących morświna oraz poszerzania wiedzy na temat ochrony tych zwierząt i obszarów ich występowania.

4.2 Przyłów ssaków morskich (kryterium D1C1)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Ssaki morskie, takie jak morświny czy foki są czasami łapane i zabijane podczas połowów. W większości przypadków zgony te są całkowicie niezamierzone przez rybaków i są przypadkowe. Jednakże przypadkowe przyłowy wciąż stanowią poważne zagrożenie dla zwierząt, w szczególności dla morświna, którego liczebność w Morzu Bałtyckim jest niewielka i każdy przypadek odłowionego osobnika ma znaczący wpływ na jego populację

i może stanowić zagrożenie dla przetrwania tego gatunku. Dla fok bałtyckich przyłów także stanowi najważniejszy czynnik wpływający na ich śmiertelność.

Przyłowy, na skutek intensywnego rybołówstwa, stanowią jedną z najczęstszych przyczyn śmiertelności morświna w Bałtyku [EK_18] i przyczyniają się do zmniejszenia jego populacji [EK_19, EK_20]. Rybacy stosują często do połowu dorszy i ryb łososiowatych stawne sieci skrzelowe o dużym rozmiarze oczek [EK_18], których konstrukcja uniemożliwia namierzenie ich przez morświny. W samym POM, w latach 1990-1999 odnotowano aż 45 osobników morświna złapanych przypadkowo w sieci podczas przyłowów [EK_21]. Foki, tak samo jak morświny, w pogoni za pożywieniem również wpadają i zaplątują się w sieci, nie mogąc się wydostać. Przypadkowe zaplątanie się w sieci skutkuje zazwyczaj śmiercią tych zwierząt, co zostało niejednokrotnie udokumentowane (np. [EK_22, EK_23]). W samym 2001 r. w wodach szwedzkich oszacowano, iż 462 osobniki foki szarej, 52 osobniki foki obrączkowanej oraz 461 osobników foki pospolitej zostało złapanych podczas przyłowów [EK_24].

Niestety skala przyłowu jest na ten moment nie do końca znana, gdyż brak jest dokładnego i skutecznego monitoringu odławianych przypadkowo ssaków morskich. Jednakże biorąc wszystkie dotychczasowe dane dotyczące przyłowów, można kategorycznie stwierdzić, że jest to jeden z głównych czynników zagrażających ssakom morskim.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Obecnie żadne konkretne wartości definiujące wskaźniki przyłowów nie zostały dokładnie określone przez HELCOM. Dotychczas zaproponowano jedynie wartości progowe dla przyłowów (Tab. 4.2-1), które pokazują, czy liczba przypadkowych połowów ssaków morskich jest poniżej poziomu śmiertelności umożliwiającego osiągnięcie dobrego stanu populacji.

Tab. 4.2-1. Wartości progowe przypadkowych połowów morświna

Gatunek	Populacja brana pod uwagę przy wyznaczaniu wartości progowej	Wartość progowa
Morświn zwyczajny	Bałtyk właściwy	0 (zero) przypadków połowów
Morświn zwyczajny	Bałtyk Zachodni, Cieśniny Duńskie, Kattegat	<1% przypadkowych połowów wg najlepszego szacunku liczebności

źródło: <https://helcom.fi/media/core%20indicators/Number-of-drowned-mammals-and-waterbirds-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>

Dokładne dane dotyczące schwytanych ssaków morskich podczas przypadkowych połowów są niezbędne do opracowania wskaźników. HELCOM we współpracy

z ASCOBANS (Porozumienie o ochronie małych waleni Morza Bałtyckiego i Północnego z 1991 r.) opracował bazę danych zawierającą m. in. informacje na temat przyłówów morświnów oraz osobników wyrzuconych na brzeg [EK_25].

HELCOM w 2013 r. (Deklaracja Ministerialna, Kopenhaga 2013 r.) podjął także decyzję o ochronie foki obrączkowanej w Zatoce Fińskiej i podkreślił, że potrzebne jest podjęcie natychmiastowych działań w celu znacznego ograniczenia przyłówów tych zwierząt mających istotny wpływ na ten gatunek. Ministrowie zgodzili się również podjąć zdecydowane działania na rzecz właściwego stanu ochrony morświna, w oparciu o realizację Planu CMS ASCOBANS Jastarnia dla morświna w Morzu Bałtyckim, w szczególności poprzez rozwiązanie ogromnego problemu przyłowu (Deklaracja pkt 4B) [EK_25].

Ministrowie zdecydowali również o podjęciu działań zmierzających do ograniczenia negatywnego wpływu działalności połowowej na ekosystem morski i w tym celu wspierać rozwój zarządzania rybołówstwem oraz środków technicznych minimalizujących niepożądane przyłowy ssaków morskich. Celem jest osiągnięcie wartości bliskiej zeru dla wskaźnika przyłówów BSAP i zminimalizowanie szkód powstałych w siedliskach morskich (punkt deklaracji 15B) [EK_25].

Krajowe prace nad wskaźnikami

W ramach projektu MGISM dokonano oceny populacji morświna w POM wykorzystując m. in. wskaźnik obliczany na podstawie informacji dotyczącej przyłówów tych zwierząt. Do określenia wartości podanego wskaźnika użyto danych o liczbie martwych osobników, znalezionych przez rybaków w sieciach oraz na plażach, które nosiły ślady przyłowu. Wskaźnik ten otrzymał złą ocenę końcową.

Ocena sytuacji w POM

Nowe przepisy unijne dotyczące przyłówów dla POM weszły w życie w 2019 r. zgodnie z Rozporządzeniem Rady (WE) 2019/1241 z dnia 20 czerwca 2019 r. w sprawie zachowania zasobów rybnych i ochrony ekosystemów morskich za pomocą środków technicznych (Dz. Urz. UE L 198 z 25.07.2019, str. 105—201, z późn. zm.) (r.z.z.r.). W rozporządzeniu w sprawie przyłówów waleni wydano nakaz wprowadzenia systemu monitorowania na pokładach łodzi rybackich w celu uzyskania informacji o przyłowie waleni w rybołówstwie potencjalnie niebezpiecznym dla tych zwierząt. Zgodnie z rozporządzeniem, monitoring powinien być prowadzony przez obserwatorów na łodziach o długości co najmniej 15 m w rejonach ICES 3d dla sieci skrzelowych dennych lub sieci oplątujących używających oczek sieci o rozmiarze co najmniej 80 mm oraz w rejonie 3d na południe od 59° N i 3d na północ od 59° w okresie od 1 czerwca do 30 września dla włoków pelagicznych.

Poza tym rozporządzenie określa ograniczenia w stosowaniu narzędzi połowowych bez jednoczesnego stosowania urządzeń odstraszających dla statków o długości całkowitej co

najmniej 12 m. Ograniczenia dotyczą m.in. obszaru Zatoki Pomorskiej (podrejon ICES 24 Morza Bałtyckiego) dla sieci skrzelowej dennej lub sieci oplątującej.

Na całym obszarze Morza Bałtyckiego, w tym POM wprowadzono także zakaz stosowania wszelkich pławnic dryfujących [r.z.z.r.].

Decyzją Komisji (UE) 2017/848 [EK_27] określono również kryteria i wartości progowe dla przyłowów, stwierdzające, iż współczynnik śmiertelności z przypadkowych połowów powinien być mniejszy niż poziom zagrażający gatunkom ssaków morskich.

W 2014 r. weszła w życie ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (t.j. Dz. U. z 2022 r. poz. 540) [EK_28], nakazująca rybakom raportowanie w dziennikach połowowych wszystkich przypadkowych połowów ssaków morskich.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Zmiana metod połowowych i zmniejszenie liczby przyłowów ssaków morskich na terenie Morza Bałtyckiego wpłyną pozytywnie na populację zarówno morświna zwyczajnego, jak i fok. Przewiduje się, że poprawi to między innymi sytuację foki pospolitej i obrączkowanej w rejonie Kalmarsund. Jednakże w przypadku braku zmiany w strukturze łowisk, przyłowu wszystkich bałtyckich ssaków morskich pozostaną znaczne i przekroczą 2% ich populacji.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

W celu opracowania skutecznych wskaźników przyłowów ssaków morskich, należałoby przede wszystkim zacząć od wprowadzenia międzynarodowego ciągłego i regularnego monitoringu przyłowów na wszystkich jednostkach pływających, aby otrzymywać dokładną liczbę schwytanych w sieci rybackie osobników. W dalszym ciągu należy również zliczać osobniki znalezione na brzegu, które miały obrażenia świadczące o przypadkowym połowie.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Wielokrotnie zostało już udokumentowane, iż przyłowu będące skutkiem intensywnego rybołówstwa mają negatywny wpływ na populację i śmiertelność zarówno morświnów, jak i fok zamieszkujących cały obszar Bałtyku [EK_19, EK_29]. W latach 1990-2001, w wodach przynależących do Niemiec odnotowano 105 osobników morświna przypadkowo złowionych w sieci rybackie, bądź znalezionych na brzegu z oznakami przyłowu [EK_30]. W polskich wodach natomiast, w latach 1990-1999 odnotowano 45 osobników tego gatunku przypadkowo złowionych [EK_21]. Oszacowano również, że aż ponad 400 fok szarych i 50 fok obrączkowanych uległo przyłowom w samym 2001 r. w szwedzkiej części Morza Bałtyckiego [EK_24]. W tym samym regionie, w 2004 r. odnotowano złowione 22 foki szare, 4 foki obrączkowane i 15 fok pospolitych [EK_24].

Wprowadzając działania ochronne, powinien zostać osiągnięty stan, w którym przyłów ssaków morskich nie będzie przekraczał poziomu zapewniającego naturalny wzrost

populacji. Plan Jastarnia (ASCOBANS- Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises) [EK_31] zakłada, iż poziom przypadkowych połowów powinien być zatem równy zeru. Z tego względu przyłowy stanowią najważniejsze zagrożenie dla populacji morświna. Obecnie przyłowy nie stanowią zagrożenia dla przetrwania populacji fok szarych w Morzu Bałtyckim, jednak wprowadzenie działań ochronnych przyniosłoby niezmiernie korzyści wszystkim ssakom morskim zamieszkującym ten akwen.

Wszystkie udokumentowane dotąd dane dotyczące śmiertelności morskich ssaków wskutek przyłowów świadczą o tym, że należy jak najszybciej podjąć wszelkie możliwe działania ochronne, aby zmniejszyć do minimum ryzyko zaplątania zwierząt w sieci rybackie.

Propozycje działań ochronnych

Największe zagrożenie dla ssaków morskich podczas rybołówstwa stanowią stosowane przez rybaków narzędzia połowowe. Powinny one jak najszybciej zostać zastąpione przez narzędzia stanowiące małe zagrożenie przyłowu ssaków morskich. Zmiana narzędzi może dotyczyć unowocześnienia konstrukcji sieci, materiału, z którego są wykonane, czy choćby technik połowowych. Do czasu wprowadzenia alternatywnych narzędzi, zaleca się wprowadzenie ograniczeń w stosowaniu istniejących metod połowu, aby ograniczyć przyłów ssaków morskich do minimum. Ponadto priorytetem powinno być usuwanie wszelkich „sieci widm”, które stanowią śmiertelną pułapkę dla ssaków morskich.

Rozporządzenie w sprawie przyłowów waleni nakazuje stosowanie urządzeń odstrasżających, tzw. „pingerów” na kutrach, których długość przekracza 12 m. Jednakże, ze względu na mały odsetek takich łodzi w polskiej flocie rybackiej, rozporządzenie to nie jest skuteczne w POM. Należałoby zatem dane zalecenie rozszerzyć tak, aby obejmowało ono także statki i kutry rybackie o mniejszej długości. Dodatkowo, należałoby rozwinąć technologię akustycznych urządzeń odstrasżających, aby sygnał przez nie wysyłany nie był słyszalny przez foki.

Aby uzyskać wiarygodne liczby przyłowów zwierząt w celu wprowadzenia dalszych działań ochronnych, należy wprowadzić dokładniejszy monitoring na pokładzie statków i kutrów rybackich oraz rzetelne raportowanie danych. Na mocy ustawy, w Polsce od 2014 r. istnieje obowiązek raportowania przypadkowych połowów ssaków morskich w dziennikach połowowych. Istnieje także program obserwatorów. Oba rozwiązania nie są jednak efektywne w polskiej części Bałtyku, ze względu na mały nakład obserwacji w porównaniu do niewielkiej populacji morświnów. Zwiększenie nakładu obserwacji do 80% nakładu połowowego pozwoliłoby na uzyskanie lepszych wyników dotyczących przyłowów [EK_32], jednak takie działanie byłoby trudne do wykonania z względu na kwestie organizacyjne oraz bardzo wysokie nakłady finansowe. Aby rozwinąć system rejestracji połowów można by także zacząć stosować kamery CCTV, co umożliwiłoby nie

tylko zmniejszenie kosztów związanych z obecnością obserwatorów na statkach, ale także utworzenie automatycznego systemu nadzoru przyłówów.

Bardzo ważnym elementem wdrażania działań ochronnych jest również świadomość rybaków na temat przyłówów i zagrożeń dla ssaków morskich z nimi związanych. Należałoby poszerzać ich wiedzę poprzez różnego rodzaju warsztaty oraz spotkania.

4.3 Siedliska ssaków morskich (kryterium D1C5)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Morświn zwyczajny odnotowywany był niejednokrotnie w minionych latach na terenie Zatoki Puckiej, co świadczy o tym, że obszar ten jest jednym z jego siedlisk. Obszar Zatoki można podzielić na część zewnętrzną i wewnętrzną, które oddzielone są piaszczystą mielizną zwaną Ryfem Mew. Badania przeprowadzone w ramach projektu WWF „Ochrona ssaków i ptaków morskich i ich siedlisk” pokazały wyraźną obecność morświnów w części zewnętrznej, przy jednoczesnym ich braku w części wewnętrznej Zatoki.

Wzdłuż polskiego wybrzeża Morza Bałtyckiego, niezależnie od pory roku występują także foki. Najliczniej występującym w POM, a w szczególności Zatoce Gdańskiej, gatunkiem fok jest foka szara (*Halichoerus grypus macrorhynchus*). W latach 2017-2019 dokonano 714 obserwacji żywych fok, wśród których było 539 obserwacji fok szarych [EK_33]. Gatunek ten jest jedynym, który na dzień dzisiejszy wykorzystuje część polskiego wybrzeża jako haul-out, czyli miejsce wypoczynku zlokalizowane w rezerwacie Mewia Łacha, w Ujściu Wisły Przekop. Na łachach w rezerwacie obserwuje się jednocześnie nawet do 200 osobników foki szarej [EK_33]. Obszar ten stanowi istotne siedlisko dla tego gatunku, gdyż podczas przeprowadzonego monitoringu zaobserwowano nie tylko interakcje między osobnikami, ale także ich żerowanie. W każdym roku udało się również zaobserwować 1-2 młode.

Ryf Mew znajdujący się na terenie Zatoki Puckiej także spełnia wszelkie warunki optymalnego siedliska dla fok [EK_34], z tego względu przypuszczalnie może być on w przyszłości również wykorzystywany jako haul-out. Obecnie obszar ten jest jednak narażony na antropopresję głównie w sezonie wakacyjnym, podczas zwiększonej turystyki (jachty, motorówki, skutery, kitesurfing itd.). Brak ograniczenia wpływu człowieka w przyszłości, może spowodować utratę doskonałych warunków siedliskowych dla fok w Ryfie Mew [EK_35].

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Obecnie nie istnieją żadne wskaźniki dla morświna zwyczajnego. HELCOM pracuje nad ich wprowadzeniem, biorąc pod uwagę liczebność i rozmieszczenie tych ssaków oraz liczbę martwych osobników z przyłówów. Jednakże jest to trudne do osiągnięcia, gdyż na ten moment brak jest określonych wartości progowych do których można by się odnieść.

Status fok natomiast został oceniony przez HELCOM za pomocą parametrów specyficznych dla danej populacji. Do wszystkich gatunków fok zastosowano dwa następujące wskaźniki [EK_13]:

- „Trendy populacji i liczebność fok”, które ocenia się w odniesieniu do tego, czy wielkość populacji w danym obszarze przekracza dopuszczalny poziom odniesienia (10 000 osobników), aby osiągnąć dobry stan populacji i właściwe tempo wzrostu dla danego gatunku. Foki liczone są podczas odpoczynku w miejscu haul-out podczas linienia,
- „Rozmieszczenie fok bałtyckich”, które odzwierciedla występowanie fok w miejscach haul-out oraz ich zasięg na morzu. Dobry stan populacji uzyskuje się, gdy rozmieszczenie gatunku jest zbliżone do warunków pierwotnych. Jeśli nie można ich osiągnąć z powodu nieodwracalnych, długoterminowych zmian środowiskowych, stan populacji ocenia się jako dobry, gdy zajęte są wszystkie obecnie dostępne miejsca haul-out.

HELCOM wprowadził również dwa podstawowe wskaźniki odzwierciedlające stan odżywienia i reprodukcji populacji foki szarej [EK_13]:

- „Stan odżywienia fok”, który ocenia grubość tłuszczu konkretnych osobników w populacji, w odniesieniu do minimalnej wartości progowej.
- „Stan reprodukcji”, który mierzy odsetek dorosłych samic będących w ciąży lub rodzących w wieku powyżej 6 lat w okresie od lipca do lutego, w odniesieniu do minimalnej wartości progowej.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Obecnie nie istnieje żaden stały, długoterminowy program monitoringu siedlisk morświna zwyczajnego w Morzu Bałtyckim. Jednakże jest ten aspekt badany podczas prowadzenia różnych projektów badawczych.

WWF, w ramach projektu „Ochrona ssaków i ptaków morskich i ich siedlisk” 2016-2020 zbadał istotność siedliska Zatoki Puckiej dla morświna [EK_33]. W tym celu prowadzony był roczny monitoring akustyczny morświna przy zastosowaniu detektorów CPOD. Przeprowadzone badania wykazały, iż zewnętrzna część Zatoki Puckiej stanowi większe znaczenie dla tych ssaków morskich niż jej wewnętrzna część, gdyż zwierzęta te nie zostały w ogóle odnotowane w wewnętrznej części Zatoki. Przypuszcza się, że Ryf Mew stanowi istotną barierę, która ogranicza występowanie morświna w Zatoce Puckiej.

W ramach projektu MGISM przedstawiono natomiast oceny wskaźników Siedliska dla foki szarej. Wskaźniki opisywały występowanie i dostępność optymalnych miejsc odpoczynku, linienia, a także rozrodu, przy czym dwa pierwsze określono jako niezadowalające „U1”, natomiast ostatni jako zły „U2”, gdyż w trakcie trwania monitoringu danego gatunku, haul-

out był co najmniej raz niedostępny dla zwierząt, bądź jego powierzchnia nie była wystarczająca dla przebywającego tam stada.

Istnieje wiele luk w wiedzy, które utrudniają opracowanie wskaźników siedlisk ssaków morskich. W celu ich uzupełnienia, prowadzone są monitoringi ssaków w ramach różnych projektów, m. in. projekt „Ochrona ssaków i ptaków morskich i ich siedlisk” 2018-2019, który miał na celu dostarczyć dane na temat liczebności i składu gatunkowego ssaków morskich występujących w rejonie Ryfu Mew, gdyż do tej pory nie zostało to zbadane [EK_35].

Ocena sytuacji w POM

Foka szara jest jedynym rodzimym gatunkiem fok, która miała w przeszłości naturalne ostoje

na polskim wybrzeżu Morza Bałtyckiego. Jednak monitoring brzegów Zatoki Gdańskiej w latach 1995-1997 wykazał brak naturalnych miejsc rozrodu tych zwierząt [EK_36]. Ogólny spadek liczebności populacji w drugiej połowie XX w. spowodował, iż foki rzadko były obserwowane w rejonie Cypla Helskiego. Jednakże samo siedlisko nie straciło swoich funkcji, gdyż wciąż znajduje się w pobliżu terenów bogatych w ryby, posiada wiele wolnych przestrzeni brzegowych oraz plaża kończy się nagłym uskokiem dna, co ułatwia zwierzętom ewentualną ucieczkę. Biorąc te warunki pod uwagę, Cypel Helski może stanowić jedno z miejsc optymalnych do zasiedlenia przez foki szare.

Stacja Morska im. Prof. Krzysztofa Skóry w Helu prowadzi również program restytucji fok na polskim wybrzeżu, w celu odtworzenia pierwotnych siedlisk tego gatunku. Obszarem takim może być, oprócz Cypla Helskiego, Ryf Mew, czy Mewia Łacha. W Helu znajduje się także punkt wieloobserwacyjny, którego zadaniem jest odnotowywanie wpływu obecności człowieka na potencjalne lokalne siedlisko fok oraz rejestrowanie każdorazowego wykorzystania tego obszaru przez te zwierzęta [EK_36].

Podsumowując, istnieją obszary w POM stanowiące optymalne siedlisko dla fok szarych. Jednakże, aby na polskim wybrzeżu znalazły się ponownie ostoje dla tego gatunku, należałoby ograniczyć wpływ antropogeniczny, szczególnie w okresach, kiedy foki potrzebują spokojnych miejsc w celu odpoczynku czy linienia.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Intensywny rozwój turystyki ma szczególny wpływ na wzrost działań antropogenicznych na plażach i obszarach nadmorskich, które stanowią, bądź mogą stanowić optymalne siedliska dla ssaków morskich. Obecnie żaden gatunek ssaków morskich nie rozradza się na polskim wybrzeżu. Brak wprowadzenia jakichkolwiek działań ochronnych, przy szybkim rozwoju turystyki nie pozwoli na przywrócenie stanu pierwotnego fok, czyli ponowny ich rozród w Polsce. Ponadto, spowoduje to ucieczkę zwierząt z obszarów ich

dotychczasowego odpoczynku, w celu znalezienia spokojniejszych miejsc, które mogłyby posłużyć odchowaniu młodych.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

W celu opracowania wskaźników siedlisk ssaków morskich zaleca się prowadzenie długoterminowego monitoringu akustycznego morświna, aby określić dokładne obszary występowania tych zwierząt w POM. Należy przede wszystkim uzupełnić luki w wiedzy na ich temat, aby móc wprowadzić wartości progowe i opracować wskaźniki siedliska.

Ponadto należałoby prowadzić stały monitoring siedlisk fok, wykorzystując obserwacje lotnicze oraz z lądu, aby oszacować dokładną liczebność, zagęszczenie i występowanie tych ssaków na obszarze określonych siedlisk. Dodatkowym wskaźnikiem służącym do określenia dobrego stanu siedlisk powinien stanowić stan reprodukcji w populacji danego gatunku.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Ogólny status ssaków morskich w Morzu Bałtyckim jest niekorzystny, pomimo iż na poziomie gatunkowym populacja foki szarej wzrasta [EK_13]. Szacuje się, że wzrost PKB, a co za tym idzie bogacenie się społeczeństwa spowoduje intensywny rozwój turystyki (rozdział 2.3), która negatywnie wpływa na ssaki morskie i ich siedliska. Dotychczasowe obserwacje prowadzone np. na Ryfie Mew [EK_37], mogą stanowić ostoję dla fok w przyszłości, pokazują liczne działania antropogeniczne w tamtym regionie. Presje ze strony człowieka szczególnie są wzmożone podczas sezonu wakacyjnego, kiedy to turyści przybywają na polskie wybrzeże. Należą do nich przede wszystkim piesze wędrówki po łachach, płoszenie zwierząt przepływającymi motorówkami oraz pływające jednostki turystyczne nastawione na obserwacje fok. Brak wprowadzenia działań ochronnych tradycyjnych siedlisk ssaków morskich spowoduje dalsze negatywne oddziaływanie człowieka na zwierzęta, co będzie wciąż powodować ich płoszenie, wypieranie ich z tych obszarów i uniemożliwi stworzenie potencjalnych ostoj w przyszłości, w których ssaki mogłyby się ponownie rozmnażać.

Propozycje działań ochronnych

Aby przywrócić ostoje fok na polskim wybrzeżu i zapewnić im optymalne siedliska, należy przede wszystkim wprowadzić środki w postaci obszarów chronionych oraz ograniczyć wpływ człowieka, poprzez ograniczenie jego dostępu do tych obszarów. Należałoby zwrócić szczególną uwagę na tereny, które stanowią obecnie miejsca częstego występowania fok (Mewia Łacha) oraz tereny, które mogą stanowić potencjalne przyszłe siedliska tych zwierząt (np. Cypel Helski). Przykładem może być wprowadzenie zakazu użytkowania skuterów wodnych, motorówek czy jachtów w pobliżu siedlisk oraz pieszych wycieczek ludzi. Przypuszcza się, że dojdzie do szybkiego rozwoju turystyki w najbliższych dekadach, co wpłynie na wielkość penetracji przez ludzi plaż i terenów nadbrzeżnych,

w tym już istniejących i potencjalnych siedlisk fok (rozdział 2.3). Jedynie wprowadzenie ograniczonego bądź całkowitego zakazu dostępu do siedlisk ssaków pomoże w ich ochronie.

4.4 Przyłów ryb (kryterium D1C1)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Połowy komercyjne w Morzu Bałtyckim ograniczone są do kilkunastu gatunków: największe połowy dotyczą szprota, śledzia, dorsza i storni, przy czym łowione są także inne płastugi: gładzica i skarp [PPr_2]. Poszukiwanymi przez rybołówstwo gatunkami są ryby dwuśrodowiskowe: łosoś, troć oraz węgorz. Nieplanowany odłów ryb podczas połowów innych gatunków (przyłów) jest zjawiskiem powszechnym i trudnym do kwantyfikacji. Nie ma także często możliwości uniknięcia tego zjawiska, jak również śmiertelności gatunków znajdujących się w przyłowie – w tym objętych różnego rodzaju formami ochrony lub zakazów połowów [PPr_20, 32]. Możliwość częściowego ograniczenia tego zjawiska wiąże się ze stosowaniem maksymalnie selektywnych narzędzi połowu lub takich, które umożliwiają uwolnienie żywych osobników z przyłowu. Ograniczenia i zakazy przyłowu niektórych gatunków ryb, np. dorsza (wprowadzony w 2020 r.) powodują jednak często konieczność ograniczenia połowu innych gatunków zajmujących podobne siedliska co gatunek objęty zakazem – w przypadku zakazu przyłowu dorsza są to głównie ograniczenia połowów storni. Ponadto osobną kwestię stanowią przyłowy w pozostawione lub zagubione sieci rybackie, których wielkość jest trudna do oszacowania [PPr_50]. Problem stanowi również brak ścisłej ewidencji wielkości przyłowów, co wpływa na dokładność oszacowań eksploatacji i śmiertelności połowowej poszczególnych stad, a zatem ogranicza skuteczność podejmowanych działań ochronnych.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Kwestie oceny skali przyłowów gatunków objętych ochroną lub zakazami stanowią przedmiot zainteresowania takich instytucji jak ICES i HELCOM. M. in. w 2019 r. opublikowano raport ICES dotyczący przyłowu dorsza w Bałtyku [PPr_27], precyzujący metody oceny skali przyłowów oraz potencjalnych metod przeciwdziałania temu zjawisku.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Brak danych o krajowych działaniach, Polska uczestniczy w pracach ICES-HELCOM w tym zakresie.

Ocena sytuacji w POM

Problem przyłowu ryb w POM dotyczy obecnie przede wszystkim dorsza, objętego aktualnie zakazem połowu. Inne gatunki podatne na skutki przyłowu to łosoś atlantycki i troć wędrowna (przyłów ponad wyznaczone limity) oraz jesiotr ostronosy (gatunek objęty

ochroną ścisłą, podatny na przyłów w sieci stawne w ujściach rzek i wodach przejściowych) [PPr_7]. Raportowane są także przyłowy innych gatunków chronionych, np. minoga rzeczny i sporadycznie minoga morski.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Problem przyłowu gatunków ryb objętych ochroną lub zakazem połowu będzie występował w dalszym ciągu, a przy stosowaniu standardowych narzędzi i technik połowowych zjawisko to nie zmieni skali, ani nie zmniejszy niekorzystnego oddziaływania na te gatunki.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Brak jest obecnie prac nad wskaźnikami służącymi ocenie skali i oddziaływania przyłowu, główne rekomendacje ICES dotyczą usprawnienia systemu rejestracji i raportowania przyłowów ryb [PPr_27].

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Działania ochronne, polegające na doskonaleniu technik i narzędzi połowowych w kierunku ich większej selektywności oraz precyzyjnym raportowaniu skali zjawiska przyłowu są uzasadnione, szczególnie w kontekście ochrony i odbudowy stad dorsza w Morzu Bałtyckim i związanych z tym ograniczeń dopuszczalnego przyłowu tego gatunku, jak również dla zwiększenia efektywności programów restytucji gatunków dwuśrodowiskowych [PPr_3], które często są notowane w przyłowie, pomimo ścisłej ochrony gatunkowej (jesiotr ostronosy), albo wyczerpania aktualnych limitów połowowych (łosoś atlantycki i troć wędrowna) [PPr_2]

Propozycje działań ochronnych

W KPOWM w 2017 r. jako działania ochronne wskazano Program ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z Planem działań na lata 2015-2020 [PPr_49], w szczególności wdrożenie regulacji mających na celu ograniczenie odrzutów podczas połowów, opracowanie i wdrożenie procedur rejestrowania danych o przyłowie gatunków chronionych - ptaków, ssaków, ryb i minogów oraz identyfikacja i wdrożenie do stosowania przez rybaków technik i narzędzi połowowych, sprzyjających ochronie różnorodności biologicznej. Również Program Operacyjny „Rybnictwo i Morze” (PO RYBY 2014-2020) zapewnić miał środki finansowe służące m. in. do opracowania metod ochrony i zrównoważonej eksploatacji żywych zasobów morza oraz środków technicznych ograniczających niechciany przyłów. Działania te będą kontynuowane m.in. poprzez nowy „Europejski Fundusz Morski i Rybacki i Akwakultury” na lata 2021-2027 [PPr_47].

4.5 Siedliska ryb (kryterium D1C5)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Siedliska ryb w Morzu Bałtyckim obejmują wody słonawe (przejściowe), przybrzeżne i otwartego morza. W każdym z tych typów wód określone gatunki zasiedlają strefę przydenną oraz otwartej toni. W opracowaniu Aktualizacja wstępnej oceny wymieniono ponad 60 gatunków ryb i minogów stale lub okresowo zasiedlających wody POM [PPr_4]. Do kluczowych gatunków zasiedlających strefę przydenną należą takie gatunki jak płastugi: stornia, gładzica, skarp, natomiast wśród ryb toni wodnej najliczniej występują szprot i śledź. Z kolei dorsz występuje zarówno w siedliskach przydennych jak i toni wodnej, w tym na większych głębokościach. Szczególną grupę stanowią gatunki dwuśrodowiskowe, które do odbycia cyklu życiowego wymagają zarówno siedlisk morskich jak słodkowodnych oraz możliwości swobodnej migracji między tymi siedliskami przez systemy rzeczne. Do grupy tej należą łosoś atlantycki, troć wędrowna, jesiotr ostronosy, certa, sieja, ciosa, parposz, aloza, węgorz oraz minóg morski i minóg rzeczny. W wodach przejściowych i przybrzeżnych występuje również szereg gatunków słodkowodnych, w tym szczególnie sandacz, okoń, leszcz, płoć, których rozmieszczenie jest zależne od tolerancji na zasolenie wód. Wykorzystanie siedlisk przez grupy gatunków ryb uzależnione jest od ich jakości i dostępności. Szczególny problem stanowi tu wyłączenie znacznych obszarów głębszych wód i dna morskiego w strefach beztlenowych, których zasięg zwiększa się systematycznie wraz z postępującą eutrofizacją wód Bałtyku. Ma to znaczący niekorzystny wpływ na populację dorsza, który wykorzystuje głębokie strefy morza jako żerowiska i tarliska. Ponadto na stan siedlisk gatunków typowo morskich wpływa zasolenie wód Bałtyku, uzależnione od częstotliwości i wielkości wlewów wód z Morza Północnego przez cieśniny duńskie. Zmniejszająca się w ostatnich dziesięcioleciach skala tego zjawiska sprawia, że dostępność siedlisk tych gatunków maleje, a ich rozmieszczenie staje się coraz bardziej nierównomierne, z koncentracją w zachodniej części Bałtyku. Prognozowanie zmian w dostępności siedlisk ryb w Morzu Bałtyckim wymaga zatem uwzględnienia bardzo zróżnicowanych procesów i czynników oraz ciągłego doskonalenia narzędzi służących modelowaniu i planowaniu skutecznych środków zaradczych dla niekorzystnych zjawisk związanych z dzielnością człowieka oraz postępującymi zmianami klimatycznymi.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Rozwijane są stale systemy monitorowania i oceny siedlisk w Morzu Bałtyckim, m. in. Helcom Underwater Biotope and Habitat Classification System [PPr_11, 13]. HELCOM gromadzi również dane o występowaniu kluczowych gatunków ichtiofauny (*Abundance of key coastal fish species*), oraz o występowaniu funkcjonalnych grup gatunków (*Abundance of coastal fish key functional groups*). Bazy tych danych dotychczas nie obejmują informacji z POM, ze względu na brak standardowego monitoringu ichtiofauny w wodach

przybrzeżnych Polski. Stanowi to poważną lukę w wiedzy o spełnianiu kryteriów GES przez zespoły ryb w tym obszarze Morza Bałtyckiego, która zostanie w przyszłości wypełniona po wdrożeniu monitoringu PMŚ w wodach przybrzeżnych z zastosowaniem wskaźnika PMFI [PPr_67], co umożliwi przekazywanie danych również do HELCOM. Opracowano również w HELCOM plany działań dla gatunków ryb dwuśrodowiskowych: w 2011 r. dla łososia atlantyckiego i troci wędrownej [PPr_12], w ostatnich latach dla jesiotra ostronosego [PPr_15].

Krajowe prace nad wskaźnikami

W 2020 r. opracowano nowy wskaźnik oceny stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych (PMFI), co umożliwi rozszerzenie ocen zespołów ichtiofauny na wody przybrzeżne, dotychczas wyłączone z monitoringu (wskaźnik PMFI został zaakceptowany przez KE i wdrożony w PMŚ [PPr_67]). Ponadto od 2013 r. wykorzystywany jest w ocenie stanu i potencjału ekologicznego JCWP rzecznych wskaźnik ryb dwuśrodowiskowych D, od 2019 r. wskazany jako jeden z wyznaczników celów środowiskowych dla rzek [PPr_39]. Pozwala on na ocenę dostępności systemów rzecznych dla tej grupy ryb. Ponadto w 2018 r. zakończono prace w ramach projektu „Monitoring gatunków i siedlisk morskich w latach 2015–2018”, których wynikiem jest opracowanie metod oceny gatunków ichtiofauny chronionych w ramach sieci Natura 2000 [PPr_33, 35] oraz ich siedlisk w wodach przejściowych i przybrzeżnych oraz w rzekach i jeziorach przymorskich (gatunki dwuśrodowiskowe) [PPr_35].

Ocena sytuacji w POM

Obecnie informacje o stanie siedlisk ichtiofauny i gatunków ryb dotyczą niemal wyłącznie wód przejściowych, gdzie stan i potencjał ekologiczny oceniono przeważnie jako subGES.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Brak nowych działań dla ograniczenia dopływu substancji biogennych do wód Bałtyku przyczyni się do dalszego pogarszania stanu siedlisk w wodach przejściowych i przybrzeżnych, jak również do zwiększania zasięgu stref beztlenowych w otwartych wodach morskich.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Wskaźniki opracowane w ostatnich latach (PMFI oraz metody oceny gatunków Natura 2000 w wodach morskich) powinny zostać w najbliższym czasie wdrożone do PMŚ (wskaźnik PMFI został zaakceptowany przez KE i wdrożony w PMŚ [PPr_67]), co pozwoli na ocenę uzyskanych wyników, a w dalszej perspektywie czasowej – ewaluację tych metod, jeśli zajdzie taka konieczność.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Dotychczasowy brak wskaźnika oceny ichtiofauny wód przybrzeżnych nie oznacza braku potrzeby prowadzenia działań ochronnych, takich jak ograniczanie dopływu biogenów do Morza Bałtyckiego.

Propozycje działań ochronnych

Należy kontynuować dotychczasowe działania ochronne, w szczególności dotyczące realizacji długofalowych działań służących poprawie ogólnego stanu siedlisk ryb w Morzu Bałtyckim, w tym przeciwdziałania eutrofizacji.

4.6 Przyłów ptaków morskich (kryterium D1C1)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Przyłów ptaków jest jednym z największych zagrożeń dla ptaków morskich w skali globalnej, szczególnie dotyczy to albatrosów (17 z 22 gatunków narażonych jest na wyginięcie w związku z przyłowem) i burzyków [LIK_11]. Największy problem stanowią połowy przy użyciu takli, czyli długich lin z zamontowanymi haczykami z przynętą. Śmiertelność w wyniku połowu jedynie przy użyciu takli została oszacowana na do 320 000 osobników rocznie, przy czym w ostatnich latach, dzięki szeregowi działań mających zapobiegać przyłowowi w taklach, na obszarze Oceanu Południowego ograniczono śmiertelność o 99% [LIK_12]. Przyłów przy użyciu takli jest bardzo dobrze rozpoznany i istnieje szereg dokumentów rekomendujących działania minimalizujące przyłów [LIK_13, 14, 15]. W skali europejskiej problem przyłowu taklami ogranicza się do basenu Morza Śródziemnego i Północno-Wschodniego Atlantyku (najliczniej przyławiane są różne gatunki burzyków). Na Bałtyku także stosuje się głównie do połowu łososia, dorsza, troci wędrowniej w centralnym i zachodnim Bałtyku, oraz do połowu węgorza w strefach przybrzeżnych, jednak jest to rzadko stosowana metoda połowu. Najczęściej stosowane metody połowu na Bałtyku to sieci stawne i włoki. Na przyłów w sieci stawne najbardziej narażone są ptaki nurkujące, a więc alkowate, grążyce, perkozy, nury i kormorany. Wiele obszarów połowowych na Bałtyku to również ważne strefy odpoczynku ptaków wodnych zimujących [LIK_16].

Szacuje się, że na obszarze Morza Północnego i Bałtyku w przyłowie ginie 100 000 – 200 000 ptaków rocznie, z czego większość właśnie na obszarze Bałtyku, będącego istotnym zimowiskiem ptaków morskich [LIK_4]. W stosunku do tego rodzaju połowu jednak jak dotąd brakuje z jednej strony rzetelnych danych od rybaków, a z drugiej strony skutecznych pomysłów dotyczących działań mających minimalizować przyłów.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

W 2018 r. ukazał się raport HELCOM, w którym opublikowano wstępny projekt wskaźnika proponującego maksymalne progi śmiertelności ssaków morskich i ptaków morskich w wyniku przyłowu, zaolejenia oraz w wyniku polowań. Jak dotąd tymczasowe progi

ustalono dla trzech gatunków ptaków (ogorzałka, lodówka i nurzyk) (Tab. 4.6-1). Ustalone wartości progowe nie są ostateczne, ponieważ jak dotąd brakuje skoordynowanego monitoringu w tym zakresie [LIK_5].

Tab. 4.6-1. Wartości progowe tymczasowe dla wskaźnika do kryterium D1C1: przyłów ptaków.
Źródło: LIK_5

Gatunek	Populacja brana pod uwagę przy wyznaczaniu wartości progowej	Wartość progowa
Lodówka	Zachodnia Palearktyka	22 600 ptaków (włączając zaolejenie i polowanie)
Ogorzałka	Zachodnia Palearktyka	3 7000 ptaków (włączając zaolejenie i polowanie)
Nurzyk	Bałtycka populacja lęgowa	620 ptaków (włączając zaolejenie i polowanie)

Planowane jest wyznaczanie kolejnych wielkości progowych dla kolejnych gatunków w miarę dostępu do danych na temat przyłowów. Wstępna ewaluacja wskaźnika wskazuje, że przyjęte progi zostały przekroczone we wszystkich akwenach, dla których było możliwe przeprowadzenie wstępnej ewaluacji [LIK_6].

Krajowe prace nad wskaźnikami

Z dostępnych informacji wynika, iż prace takie nie są prowadzone.

Ocena sytuacji w POM

Dane przedstawione w Aktualizacji wstępnej oceny udostępnione przez Morski Instytut Rybacki dla lat 2011-2016 wskazują na pojedyncze przypadki przyłowu ptaków, co również zostało w wyżej wymienionym dokumencie skomentowane, jako nieprawidłowe, głównie ze względu na metodykę przeprowadzonych badań. Bardziej dokładne i szerzej zakrojone badania przeprowadzono dla obszarów przybrzeżnych POM i na morskich obszarach NATURA 2000 [LIK_8]. Wyniki pilotażowego monitoringu wskazują na wielokrotnie większe przyłowy (np. dla Zatoki Puckiej w sezonie 2013/2014 na poziomie 3 359 osobników ptaków na sezon). Wyżej cytowane badania to na pewno krok w kierunku uzyskania możliwe jednorodnych i reprezentatywnych danych dla całego obszaru.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Bez działań minimalizujących przyłów, śmiertelność ptaków morskich w POM w wyniku przyłowu nie zmieni się. Można spodziewać się, że wraz z planami zabudowy farm wiatrowych, śmiertelność w wyniku antropopresji będzie się zwiększać.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Opracowanie wskaźnika w postaci wartości progowej wyznaczającej GES, zaproponowanej przez HELCOM jest rozsądnym podejściem. Należałoby poddać dyskusji, czy w wartości progowej HELCOM nie należałoby również uwzględnić prognozowanych śmiertelności związanych z infrastrukturą energetyczną (farmy wiatrowe).

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Biorąc pod uwagę dostępne dane zebrane przez MIR oraz dane literaturowe, jest rzeczą nie ulegającą wątpliwości, że przyłów stanowi duże zagrożenie dla populacji ptaków morskich na Bałtyku, a co za tym idzie, będzie wpływało na ocenę stanu środowiska Bałtyku. Biorąc pod uwagę szacowane wartości przyłowu plasujące się między 100 000 a 200 000 ptaków rocznie, każde działanie na rzecz zmniejszenia tego zjawiska jest jak najbardziej zasadne.

Propozycje działań ochronnych

Działania, takie jak ograniczanie liczby dni połowowych na wybranych obszarach o szczególnym znaczeniu dla ptaków morskich, zimowisk i miejsc odpoczynku w rejonie POM czy poprawa komunikacji pomiędzy stroną administracyjną a rybakami, może mieć pozytywny wpływ na wielkość przyłowu. Należy wykonać analizę dobrych praktyk innych krajów europejskich w celu sformułowania wniosków na temat najbardziej wydajnych i efektywnych działań ochronnych. Metody zastosowane na Oceanie Południowym dla połowów przy użyciu takli nie będą miały zastosowania na Bałtyku ze względu na inne gatunki ryb będące przedmiotem aktywności gospodarczej rybaków, jak i inne gatunki ptaków będące głównie ofiarami przyłowu (sieci stawne, włoki – ptaki nurkujące, takle – ptaki żerujące przypowierzchniowo).

Wśród rekomendacji organizacji Birdlife International znajdują się propozycje działań dla połowów przy użyciu włoków, a mianowicie obciążanie sieci (aby szybciej tonęły w wodzie), czyszczenie sieci z drobnych ryb i materii organicznej przyciągającej ptaki do sieci w czasie ich wypuszczania do wody, oraz wypuszczanie sieci w formie związanej, tak, aby ograniczyć możliwość zaplątania się ptaków [LIK_17, LIK_18]. W celu unikania kolizji z linami wyprowadzającymi sieć ze statku do wody, rekomendowane jest montowanie lin bocznych (z kolorowymi ruchomymi elementami), działających odstraszająco na nadlatujące ptaki [LIK_19].

W przypadku sieci stawnych, jednym z podstawowych działań jest unikanie połowu na obszarach o dużym znaczeniu dla ptaków wodnych (miejsce żerowania). Możliwe są również działania polegające na zwiększeniu widoczności sieci pod wodą i montowanie na sieciach urządzeń emitujących dźwięki odstraszające ptaki (pingery), przy czym badania w tym zakresie są prowadzone rzadko i nie ma na rynku jak dotąd pingerów dedykowanych ptakom.

4.7 Zasięg gatunków ptaków i struktura gatunkowa awifauny (kryterium D1C4)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Według Decyzji Komisji (UE) 2017/848 celem kryterium D1C4 jest utrzymanie zasięgu i struktury gatunkowej ptaków na Bałtyku, zgodnie z dominującymi warunkami fizjograficznymi, geograficznymi i klimatycznymi. Zasięg gatunku wiąże się z kondycją populacji, ale również niesie szereg informacji na temat zmian w środowisku pośrednio w wyniku działalności człowieka (np. zajmowanie nowych terenów lęgowych w wyniku zmian klimatycznych i znikającej pokrywy śnieżnej, ale również kurczenie się odpowiednich siedlisk z tego powodu, w zależności od ekologii gatunku), lub bezpośrednio w wyniku działalności człowieka (np. niszczenie siedlisk, postępująca urbanizacja, zmiana jakości siedlisk wskutek zanieczyszczenia). Trendy w zmianie zasięgu są trudne do określenia, ponieważ zasięgi nie mają sztywnych granic, i w pewnym zakresie są zależne od zmian sezonowych (m.in. klimat, pogoda lokalna). Zasięg gatunków ptaków jest szczególnym wyzwaniem w ekosystemach morskich. Wiedza o zasięgu ptaków jest istotna w kontekście konfliktu z rybołówstwem, gdyż zwykle obszary połowowe pokrywają się z zasięgiem ptaków, co przekłada się na większe ryzyko przyłowu.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

W ramach Śródziemnomorskiego Planu Działania Programu Środowiskowego Narodów Zjednoczonych wyznaczony został wskaźnik zasięgu przestrzennego gatunków ptaków morskich. Wskaźnik odwołuje się do metody oceny statusu ochronnego na obszarach Natura 2000, w myśl której stan „niekorzystny” występuje, gdy następuje utrata zasięgu o więcej niż 1% na rok lub o więcej niż 10% poniżej określonego „korzystnego” stanu zasięgu. Jednocześnie podkreśla się, że ten wskaźnik nie powinien być traktowany priorytetowo, ponieważ zasięgi ulegają zwykle różnym wahaniom [LIK_10].

Krajowe prace nad wskaźnikami

Element czasowo nie uwzględniany w klasyfikacji wód morskich w Polsce.

Ocena sytuacji w POM

Ocena tego kryterium może zostać przeprowadzona w oparciu o wskaźniki zmian liczebności lęgowych i zimujących ptaków wodnych, jak również o wskaźnik produktywności bielika, jednak na obecnym etapie jedynie w formie opisowej. Dla Bałtyku większe znaczenie będzie miało rozpoznanie zasięgu ptaków zimujących niż lęgowych (oraz bielika), ze względu na to, że zasięg lęgowy poszczególnych gatunków dotyczy większej części obszaru niż tylko wybrzeża, oraz ze względu na fakt, że zasięg na Bałtyku jest przedmiotem konfliktu z rybołówstwem, energetyką wiatrową i branżą wydobywczą.

Z racji, że dla liczebności zimujących ptaków wodnych uzyskano GES, można przyjąć, że sytuacja zasięgu jest stabilna.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Rozwój morskiej energetyki wiatrowej jak i branży wydobywczej na Bałtyku może wiązać się z postępującym zanikiem siedlisk ptaków morskich, a przez co wpływać na zasięg oraz skład gatunkowy. Rozwój turystyki nadmorskiej, zwłaszcza, jak można było to zaobserwować w 2020 r. w związku z pandemią COVID-19, niesie za sobą pewne obciążenie dla siedlisk w postaci presji turystycznej. Zwiększona penetracja terenów nadmorskich przez człowieka, jak zwiększająca się presja w wodach przybrzeżnych (kite-surfing, stand-up paddleboarding) stanowią pewne ryzyko dla struktury gatunkowej, jak i zasięgu ptaków.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Być może odpowiednim rozwiązaniem byłoby opracowanie wskaźnika jakości siedliska, analogicznie do wskaźnika przygotowanego w ramach Strategii dla Bioróżnorodności 2020, w której w oparciu o modele rozmieszczenia gatunków ptaków (lądowych) można wyznaczać jakość poszczególnych siedlisk jak również pojemność siedliskową [LIK_9].

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

W kontekście zasięgu ptaków, nie są znane żadne działania ochronne prowadzone na Bałtyku. Na ogromną skalę takie działania prowadzone są na Oceanie Południowym, gdzie CCAMLR (Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources) wyznacza regiony wyłączone z użytkowania gospodarczego ze względu na bliskość kolonii lęgowych petrela antarktycznego i różnych gatunków pingwinów (jak również ze względu na duże liczebności fok i waleni).

Propozycje działań ochronnych

W skali światowej działania ochronne podejmowane na oceanach i morzach są głównie związane z ograniczaniem przyłowu, przy czym najczęściej działania dotyczą połowu przy użyciu takli (liny połowowe z hakami z przynętą). Inne działania to ograniczanie połowów ryb i krylu w pobliżu miejsc o szczególnym znaczeniu dla ptaków (duże zagęszczenie ptaków na morzu). Na obecnym etapie nie można jednoznacznie stwierdzić, czy takie działania na Bałtyku miałyby sens i czy byłyby możliwe do wprowadzenia, ze względu na znikomą wiedzę na temat rozmieszczenia i zasięgu ptaków na otwartych wodach Bałtyku (poza granicami prowadzonych monitoringów)

4.8 Siedliska ptaków (D1C5)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Według Decyzji Komisji (UE) 2017/848 celem kryterium D1C5 jest utrzymanie siedlisk ptaków w niezbędnym zakresie umożliwiającym wspieranie różnych etapów historii życia danego gatunku, a zatem utrzymania zdrowej, stabilnej populacji danego gatunku. W 2015 r. 90% wszystkich zaobserwowanych w ramach monitoringu ptaków zimujących osobników ptaków przebywało na jednym z trzech obszarów Natura 2000 (Przybrzeżne Wody Bałtyku PLB990002, Zatoka Pomorska PLB990003, Ławica Słupska PLC990001), będących kluczowymi siedliskami dla zachowania GES dla cechy bioróżnorodność (liczebność zimujących ptaków). W obszarze POM znajduje się łącznie siedem obszarów Natura 2000, 12 Obszarów o Szczególnym Znaczeniu dla Ptaków (Important Bird Areas, IBA, Birdlife International) oraz dwa parki narodowe, każdy niezależnie od charakteru w mniejszej lub większej mierze jest istotny dla ptaków zimujących i/lub lęgowych.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

W dostępnych materiałach nie znaleziono wyników prac nad wskaźnikiem dedykowanym dla Bałtyku. Być może odpowiednim rozwiązaniem byłoby opracowanie wskaźnika jakości siedliska, analogicznie do wskaźnika przygotowanego w ramach Strategii dla Bioróżnorodności 2020, w której w oparciu o modele rozmieszczenia gatunków ptaków (lądowych) można wyznaczać jakość poszczególnych siedlisk jak również pojemność siedliskową [LIK_9].

Krajowe prace nad wskaźnikami

Element czasowo nie uwzględniany w klasyfikacji wód morskich w Polsce.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Obszary takie jak parki narodowe oraz obszary Natura 2000 powinny ze względu na swój status prawny uniknąć przyrastającej presji ze strony człowieka. Przed wieloma innymi siedliskami, takimi jak Zalew Wiślany stoi duże ryzyko bezpowrotnej utraty charakteru, a za czym idzie swojej jakości jako siedliska ptaków.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

W przypadku siedlisk lądowych możliwe byłoby wyznaczenie szeregu cech - kryterium, które klasyfikowałyby dany obszar, nadając mu status np. dobrego siedliska (np. mała presja turystyczna, mała presja drapieżnicza, siedliska niezdegradowane, wysoki sukces lęgowy wybranych gatunków, spójność obszaru). W przypadku siedlisk morskich sytuacja przedstawiałaby się podobnie, jednak zmienne (cechy) wpływające na status (jakość) siedliska byłyby oczywiście inne (m. in. zasób bazy pokarmowej, liczebność poszczególnych ptaków przebywających na danym obszarze, stopień degradacji dna morskiego, ruch statków).

Ocena sytuacji w POM

Obszary Natura 2000 leżące w POM nie są monitorowane pod względem jakości siedlisk. Jeśli przyjąć, że o jakości siedlisk świadczy liczebność ptaków zimujących i lęgowych w danych obszarach, należałoby stwierdzić, że siedliska morskie (Przybrzeżne Wody Bałtyku PLB990002, Zatoka Pomorska PLB990003, Ławica Słupska PLC990001) odznaczają się dość dobrą jakością, podczas gdy siedliska lądowe już nie (w związku ze stanem subGES dla wielu gatunków lęgowych). Organizacja Birdlife International określiła dwa spośród 12 siedlisk w POM według swoich kryteriów jako zagrożone: Ujście Wisły i Zalew Wiślan. W przypadku Ujścia Wisły ostatnia ocena przeprowadzona była w 2010 r., natomiast dla Zalewu Wiślanego została przeprowadzona w 2019 r. W przypadku Ujścia Wisły, gdzie od kilku lat prowadzona jest czynna ochrona rezerwatu Mewia Łacha, przynajmniej kwestie presji związane z ruchem turystów, uległa polepszeniu. Zagrożenie siedliska Zalewu Wiślanego jest związane z budowanym kanałem łączącym Zalew z Morzem Bałtyckim. Wskutek mieszania się wód, falowania i emisji zanieczyszczeń stan tego siedliska ulegnie dramatycznemu pogorszeniu, wraz z nieodwracalnymi zmianami w ekosystemie Zalewu, a co za tym idzie, zmianami w strukturze gatunkowej ptaków, ich zasięgów i sukcesu lęgowego.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Działania ochronne w postaci wyznaczenia obszarów ochrony takich jak rezerwaty, parki narodowe, Obszary Natura 2000, lub specjalnych ptasich obszarów IBA są niezwykle istotne, nawet, jeśli (jak w przypadku większości obszarów IBA) nie mają one mocy prawnej. Już samo prowadzenie monitoringów na tych obszarach dostarczające w ten sposób danych o stanie siedliska może przyczyniać się do generowania dalszych działań ochronnych jak i wyznaczenia wskaźników.

Propozycje działań ochronnych

Ochrona czynna siedlisk szczególnie narażonych na presję ze strony człowieka, takie jak np. w rezerwacie Mewia Łacha (edukacja, ochrona gniazd i terenów lęgowych) przynoszą bardzo dobre efekty. Wyznaczanie stref wyłączonych z ruchu turystycznego (na lądzie jak i na wodzie) oraz wyłączonych z użytkowania gospodarczego (rybołówstwo, energetyka wiatrowa) będzie miało przełożenie na jakość siedliska mierzoną liczebnością ptaków.

4.9 Struktura wielkościowa i zasoby zooplanktonu MSTs – Basen Bornholmski i Basen Gotlandzki (kryterium D1C6)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Zooplankton jest jednym z kluczowych elementów sieci troficznej ekosystemów morskich, pełniącym funkcję przekaźnika materii i energii od producentów pierwotnych (fitoplankton) do konsumentów wyższych poziomów troficznych (bezpośrednio - przede wszystkim pelagiczne ryby planktonożerne, jak szprot i śledź, pośrednio - dorsz). Zooplankton, w tym zwłaszcza gatunki większych rozmiarów (makrofiltratory), jest

ważnym czynnikiem ograniczającym rozwój fitoplanktonu, a tym samym kontrolującym wtórne objawy eutrofizacji. Presja ryb planktonożernych na zooplankton jest ukierunkowana głównie na gatunki większe. W związku z tym zbyt silna presja ryb na zooplankton powoduje pośrednio rozwój fitoplanktonu (tzw. kaskada troficzna). Taka silna presja ryb planktonożernych może być powodowana przez zanik drapieżników wyższych poziomów troficznych - w przypadku Bałtyku przez wycofywanie się dorsza. Z tych powodów stanem optymalnym jest duża ilość zooplanktonu złożonego głównie z większych gatunków. Stan ten zapewnia z jednej strony kontrolę fitoplanktonu, a z drugiej - warunki utrzymania w należytej kondycji populacji ryb, zarówno planktonożernych, jak i rybożernych.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Koncepcja wskaźnika „struktura wielkościowa i zasoby zooplanktonu” została opracowana i przyjęta na poziomie HELCOM. Dla części bałtyckich podakwenów, w tym dla Basenu Gdańskiego, opracowano wartości progowe. Prace nad progami dla pozostałych podakwenów, w tym Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego są w toku pod egidą HELCOM [PK_52]. Kluczem do wypracowania progów GES jest znalezienie na podstawie danych historycznych okresów, w których z jednej strony notowano niskie stężenia chlorofilu, a z drugiej strony - dobrą kondycję (wysokie przyrosty, zawartość tłuszczu itp.) śledziowatych. Takie warunki odpowiadają bowiem sytuacji, w której zooplankton z jednej strony skutecznie kontroluje biomasę fitoplanktonu, a z drugiej strony zapewnia dobrą bazę pokarmową rybom pelagicznym [PK_52]. Podejście HELCOM do kalibracji wskaźnika MST5 należy uznać za właściwe.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Prace nad progami GES wskaźnika MST5 dla Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego prowadzone są pod egidą HELCOM [PK_52]. Z ramienia Polski testowanie wskaźnika dla tych akwenów prowadzi MIR-PIB i GIOŚ.

Ocena sytuacji w POM

Basen Gdański, dla którego wyznaczono progi GES dla wskaźnika MST5, uzyskał ocenę GES [PK_30]. Prace prowadzone przez MIR-PIB i GIOŚ wskazują na to, że progi GES dla wskaźnika MST5 mogą być w przypadku Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego istotnie wyższe niż w Basenie Gdańskim [PK_60].

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

W scenariuszu BaU poziom eutrofizacji będzie się zwiększać, natomiast populacja dorsza - maleć. W rezultacie należy się liczyć z rosnącą presją ryb pelagicznych na zooplankton, a tym samym z długofalowym trendem spadkowym wskaźnika MST5.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Należy kontynuować w ramach HELCOM prace nad progami wskaźnika MST5 dla basenów Bornholmskiego i Gotlandzkiego

Propozycje działań ochronnych

Kluczowe kierunki działań to:

- ograniczanie dopływu biogenów,
- działania na rzecz odbudowy stad dorsza,
- kontrola populacji ryb pelagicznych poprzez połowy komercyjne,
- walka ze zmianami klimatu (ocieplenie sprzyja drobnym gatunkom zooplanktonowym).

4.10 Grupy gatunków i siedliska zmienione przez gatunki obce (kryterium drugorzędne D2C3)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Silnie ekspansywne (inwazyjne) gatunki obce mogą powodować głębokie zmiany w rodzimych biocenozach i ekosystemach, w wielu przypadkach osiągając status dominantów. Ich bezpośrednie oddziaływania na rodzimą faunę i florę mogą być bardzo zróżnicowane: od presji drapieżniczej przez konkurencję pokarmową, zajmowanie siedlisk, konkurencję o światło, zmiany struktury dna itd. Przy tak silnych różnorodnych oddziaływaniach bezpośrednich, oddziaływania pośrednie gatunków inwazyjnych w postaci np. zmian w sieci troficznej, mogą być równie dramatyczne.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Obecnie na poziomie HELCOM nie są prowadzone prace nad opracowaniem wskaźników dla kryterium D2C3.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Obecnie w kraju nie są prowadzone prace nad opracowaniem wskaźników dla kryterium D2C3.

Ocena sytuacji w POM

Bezspornie grupą funkcjonalną najbardziej zmienioną przez gatunki obce jest makrozoobentos. Na większości badanych stanowisk monitoringu gatunki obce stanowią w tej grupie ważny pod względem liczebności i biomasy element, a niekiedy wręcz bezwzględnie dominują. Do najważniejszych obcych gatunków bentosowych należą *Mya arenaria*, *Dreissena polymorpha*, *Marezzelleria neglecta*, *Gammarus salinus* i *Balanus improvisus*. Siedliskami narażonymi są zarówno siedliska dna piaszczystego, jak i dna mulistego.

Na duże zmiany potencjalnie narażona jest ichtiofauna, w szczególności w związku z ekspansją obcych gatunków z rodziny babkowatych. Jak dotychczas w zespołach planktonowych gatunki obce odgrywają marginalną rolę.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

W związku z brakiem perspektyw na obniżenie ogólnej presji ze strony gatunków obcych należy się spodziewać, że stan środowiska w świetle kryterium D2C3 będzie się pogarszał.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Elementem wyjściowym do budowy wskaźników mogłaby być punktowa ocena względnej szkodliwości poszczególnych taksonów, przejawiającej się zmianami składu gatunkowego biocenoz rodzimych. Ocena taka w odniesieniu do każdego z gatunków musiałaby bazować na analizie porównawczej dużych zbiorów danych ze stanowisk reprezentujących określone typy siedlisk abiotycznych. Celem analizy mogłoby być np. ustalenie zależności pomiędzy udziałem danego gatunku w zespole, a wskaźnikiem bioróżnorodności zespołu, a efektem analizy – pogrupowanie gatunków obcych według stopnia szkodliwości. Taka skala szkodliwości mogłaby być następnie wykorzystywana jako waga przykładana do udziału poszczególnych gatunków obcych na monitorowanych stanowiskach. Dla ważnego udziału gatunków obcych, czy to w danym typie siedliska abiotycznego, czy w danej grupie funkcjonalnej organizmów, należałoby określić próg GES. Ocena siedlisk i/lub grup funkcjonalnych w wynikałaby ze średniej ocen na monitorowanych stanowiskach.

Alternatywą dla powyższego podejścia, które może okazać się niewykonalne, mogłoby być arbitralne ustalenie dopuszczalnych progów procentowego udziału gatunków obcych w biomasy monitorowanych zespołów. Słabością takiego prostego rozwiązania byłoby jednak przypisywanie identycznie negatywnej roli wszystkim obcym gatunkom, od *Mya arenaria*, zadomowionej w Bałtyku od średniowiecza po najnowsze, potencjalnie bardzo niebezpieczne gatunki, jak babka bycza.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Pomimo braku wskaźników kryterium D2C3 wiedza o presji gatunków obcych wynikająca z monitoringu innych wskaźników cechy D2 jest wystarczająca do stwierdzenia konieczności działań ochronnych.

Propozycje działań ochronnych

Działania ochronne powinny skupiać się na zapobieganiu nowym inwazjom (por. punkt 3.9).

4.11 Przekrój wiekowy i wielkościowy populacji ryb (kryterium D3C3)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Poznanie struktury wiekowej i wielkościowej populacji jest niezwykle istotne dla prognozowania zmian w liczebności i kondycji stad ryb eksploatowanych gospodarczo i właściwego wyznaczenia limitów połowowych. Zgodnie z decyzją KE 2017/848 [PPr_6] celem jest tu zapewnienie sytuacji, kiedy 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. Weryfikacji tych celów służą opracowane przez ICES modele dla poszczególnych gatunków i stad ryb [PPr_18]. Uwzględniają one takie podstawowe parametry, jak: rekrutacja, śmiertelność połowowa i biomasa stada tarłowego (*Spawning Stock Biomass - SSB*). Udział osobników o dużych rozmiarach przekłada się również na wartości indeksu wielkich ryb LFI1, co ma istotne znaczenie dla oceny zespołów ryb eksploatowanych gospodarczo. W Morzu Bałtyckim wskaźnik ten jest uzależniony w przeważającej mierze od stanu populacji dorsza, dla którego takie modele są dostępne. W mniejszym stopniu na wskaźnik ten ma wpływ także struktura wielkościowa ryb płaskich (głównie storni) – określonych w modelach ICES jako *Platichthys* spp. – dla których dostępne są jedynie uproszczone modele opisujące wysokość połowów i wskaźnik wielkości stada (*Stock size indicator*).

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Do tej pory, na poziomie międzynarodowym, nie została opracowana metodyka łączenia ocen powstałych przy użyciu poszczególnych wskaźników w ramach jednego kryterium. Dodatkowo, kryterium dotyczące rozkładu wieku oraz rozkład długości populacji wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Zgodnie z decyzją KE 2017/848 kryterium D3C3 nie było dostępne do wykorzystania podczas Aktualizacji wstępnej oceny w 2018 r. [PPr_2]. Jako potencjalne wskaźniki dla tego kryterium wyznaczono: 95. percentyl z rozkładu długości ryb obserwowany w połowach badawczych oraz wskaźnik proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Nie zidentyfikowano prac nad krajowymi wskaźnikami.

Ocena sytuacji w POM

Kryterium D3C3 nie podlegało ocenie w POM ze względu na brak dostatecznych danych oraz opracowanej metodyki [PPr_2].

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Dalsza eksploatacja rybacka stad gatunków takich jak dorsz i stornia będzie przyczyniać się do utrwalenia niekorzystnego stanu populacji określanego na podstawie struktury wielkościowej, szczególnie w powiązaniu z utrzymującą się presją eutrofizacji. Wskaźniki zaproponowane przez Komisję Europejską dla kryterium D3C3 nie mają wyznaczonych wartości 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 wykazują zależność od proporcji młodych ryb w stadzie. Spadająca wartość tych dwóch wskaźników może zarówno wynikać ze złej kondycji stada spowodowanej ubytkiem na skutek połowów liczby osobników dojrzałych płciowo, jak również może świadczyć o wysokiej rekrutacji i wynikającej stąd znacznej liczebności młodych ryb w stadzie. Z kolei wskaźnik długości ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudny w obliczeniu i interpretacji, ponadto efekt silnej presji rybołówstwa na długości ryb ten parametr może być widoczny dopiero po kilku dekadach [PPr_2].

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Konieczne są dalsze prace metodyczne nad ustaleniem wartości referencyjnych poszczególnych wskaźników podkryterium D3C3 dla stad ryb eksploatowanych gospodarczo w Bałtyku, tak aby możliwa była ocena osiągnięcia GES przez poszczególne stada.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Dotychczasowy brak wartości referencyjnych dla wskaźników służących ocenie podkryterium D3C3 nie oznacza braku potrzeby prowadzenia działań ochronnych, w szczególności stosowania się do limitów kwot połowowych i zakazów odłowy/przyłowy określonych gatunków ryb wydawanych przez Komisję Europejską na podstawie rekomendacji HELCOM/ICES.

Propozycje działań ochronnych

Należy kontynuować dotychczasowe działania ochronne, a w przypadku stwierdzenia w dalszych badaniach monitoringowych niekorzystnych zmian w populacjach określonych gatunków ryb – wprowadzić dodatkowe ograniczenia połowów. Ponadto konieczna jest realizacja długofalowych działań służących poprawie ogólnego stanu siedlisk ryb w Morzu Bałtyckim, w szczególności przez przeciwdziałanie eutrofizacji.

4.12 Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych (kryteria D1C2, D1C3, D2C1, D2C2, D3C2, D3C3, D4C1)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Dotychczas stosowany w PMŚ indeks stanu ichtiofauny SI jest wykorzystywany jedynie do oceny wód przejściowych, co powodowało istnienie luki w wiedzy związanej z brakiem

wskaźnika oceny stanu ichtiofauny w JCWP przybrzeżnych. Na wartość indeksu wpływają prowadzone systematycznie lub okresowo zarybienia. Mogą być one realizowane w ramach m.in. zadania pn. „Zarybienie polskich obszarów morskich” i 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.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Nowy wskaźnik PMFI (Polish Multimetric Fish Index) został pozytywnie zaopiniowany przez ECOSTAT i znajduje się obecnie na etapie wydania decyzji interkalibracyjnej przez KE [PPr_9]. Ponadto dane o występowaniu kluczowych gatunków ichtiofauny (*Abundance of key coastal fish species*), obejmujące gatunki ryb przybrzeżnych (stornia lub okoń) oraz o występowaniu funkcjonalnych grup gatunków (*Abundance of coastal fish key functional groups*) dotyczących kluczowych grup funkcjonalnych ryb przybrzeżnych (drapieżniki i karpowate) gromadzone przez HELCOM dotychczas nie obejmują informacji z POM [PPr_14]. Przyczyną tego jest fakt, że Polska nie prowadzi standardowego monitoringu ichtiofauny w wodach przybrzeżnych. Stanowi to poważną lukę w wiedzy o spełnianiu kryteriów GES przez zespoły ryb w tym obszarze Morza Bałtyckiego, która zostanie w przyszłości wypełniona po wdrożeniu monitoringu PMŚ w wodach przybrzeżnych z zastosowaniem wskaźnika PMFI (wskaźnik PMFI został zaakceptowany przez KE i wdrożony w PMŚ [PPr_67]), co umożliwi przekazywanie danych również do HELCOM. Należy tu jednak podkreślić, że serie danych obejmujące mniej niż 10 lat są uznawane za obciążone niską wiarygodnością, to też proces wypełnienia wskazanej luki w wiedzy obejmie dłuższy okres.

Krajowe prace nad wskaźnikami

W 2020 r. opracowano nowy wskaźnik PMFI, który można stosować zarówno do wód przejściowych jak przybrzeżnych. Wskaźnik ten nie został jednak jeszcze zaraportowany do KE w Aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich opracowanego przez GIOŚ w 2020 r. [PPr_1]. Obecnie wskaźnik PMFI został zaakceptowany przez KE i wdrożony w PMŚ [PPr_67]. Po jego uwzględnieniu w Decyzji Interkalibracyjnej i wdrożeniu w PMŚ stosownym rozporządzeniem – umożliwi on kompleksową ocenę stanu wód przejściowych i przybrzeżnych.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Dalsza eksploatacja rybacka w wodach przejściowych, ukierunkowana na gatunki cenne, w tym drapieżne, przy braku systematycznych zarybień będzie przyczyniać się do utrwalenia niekorzystnego stanu ichtiofauny określanego za pomocą wskaźnika SI, szczególnie w powiązaniu z utrzymującą się presją eutrofizacji. Rozwój sytuacji w wodach

przybrzeżnych jest trudny do określenia ze względu na brak wskaźnika do ich oceny w dotychczasowych badaniach PMŚ.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Opracowany już wskaźnik PMFI, zaakceptowany przez KE i wdrożony w PMŚ [PPr_67] zastąpił dotychczas uwzględniany w PMŚ wskaźnik SI, a wyniki oceny wód przejściowych i przybrzeżnych wykonanej za pomocą nowego wskaźnika powinny być uwzględnione w kolejnej aktualizacji POWM, przyczyniając się do zmniejszenia luk w wiedzy.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Dotychczasowy brak wskaźnika oceny ichtiofauny wód przybrzeżnych nie oznacza braku potrzeby prowadzenia działań ochronnych, w szczególności stosowania się do limitów kwot połowowych i zakazów odłowu/przyłowu określonych gatunków ryb wydawanych przez KE na podstawie rekomendacji HELCOM/ICES [PPr_28, 29].

Propozycje działań ochronnych

Należy kontynuować dotychczasowe działania ochronne, a w przypadku stwierdzenia w dalszych badaniach monitoringowych zagrożenia populacji określonych gatunków ryb – wprowadzić dodatkowe ograniczenia połowów w wodach przybrzeżnych. Ponadto konieczna jest realizacja długofalowych działań służących poprawie ogólnego stanu siedlisk ryb w Morzu Bałtyckim, w szczególności przez przeciwdziałanie eutrofizacji.

4.13 Integralność dna morskiego – wody otwarte (kryteria D6C1, D6C2, D6C3, D6C5)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Inaczej niż na wodach przybrzeżnych i przejściowych na wodach otwartych kluczowe znaczenie mają zakłócenia dna morskiego (D6C2), a nie trwałe straty fizyczne (D6C1). Największym źródłem presji są połowy denne, do pozostałych należą m.in. roboty pogłębieniowe. Zakłócenia dna przez denne narzędzia połowowe niszczą bentofaunę, a powtarzające się połowy w tych samych miejscach prowadzą do ustępowania osiadłych, wolno rosnących gatunków (np. małży) i dominacji biocenoz przez drobne, szybko rozmnażające się gatunki ryjące w dnie (np. wieloszczety) [PK_46, pk_47, pk_48].

Ważnym skutkiem zakłóceń dna jest naruszanie i resuspensja osadów dennych, która niewątpliwie przyczynia się do uwalniania biogenów z dna do słupa wody, a tym samym nasila eutrofizację.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Na poziomie HELCOM gromadzone są dane o presjach na integralność dna morskiego wód otwartych, w tym na intensywność wykorzystania dennych narzędzi połowowych.

Dokonano także oszacowania procentowego udziału zakłóconego dna w poszczególnych akwenach Bałtyku [PK_53]. Prace te stanowią bardzo dobry punkt wyjścia do opracowania i skalibrowania wskaźników odnoszących się do integralności dna morskiego na wodach otwartych. Są one już wykorzystywane w prowadzonych na forum HELCOM pracach nad wskaźnikiem stanu siedlisk bentosowych (condition of benthic habitats indicator). Wskaźnik ten ma uwzględniać zmiany zasięgu oraz jakość różnych typów siedlisk bentosowych, przy czym zakłada się, że do oceny jakości poszczególnych typów będą stosowane metodyki krajowe, a w przypadku braku danych z monitoringu biologicznego lub braku szczegółowych metodyk do oceny siedlisk wykorzystywane będą szacowane z obserwacji lub modelowania parametry zastępcze, jak przezroczystość, stężenia biogenów, deficyt tlenowy czy zawartość materii organicznej w osadach.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Nie są dostępne informacje o krajowych pracach nad wskaźnikami związanymi z integralnością dna morskiego wód otwartych.

Ocena sytuacji w POM

Według [PK_53], udział zakłóconego dna w Basenie Bornholmskim wynosi ponad 80% i należy do najwyższych w całym Bałtyku. Zakłócone dno stanowi 60-80% dna Basenu Gotlandzkiego i 40-60% dna Basenu Gdańskiego. Należy zaznaczyć, że dane z tego źródła odnoszą się do całych akwenów, a nie tylko ich części w granicach POM. We wszystkich trzech basenach najsilniejszej presji poddawane są siedliska muliste, a najsłabszej twarde (kamieniste).

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Intensywność połowów dennych w POM należy do najwyższych na Bałtyku. W przyszłości, między innymi w związku z wycofywaniem się dorsza, a z drugiej strony – z zakazami połowów, należy się raczej spodziewać pewnych spadków tej podstawowej presji. Nasilać się natomiast mogą presje związane z utrzymaniem dróg wodnych, a także fizyczne straty dna w związku z rozwojem energetyki wiatrowej.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Przyszły wskaźnik powinien obejmować dwa parametry: 1) parametr odnoszący się do trwałej fizycznej utraty dna; 2) parametr odnoszący się do zakłóceń dna. Miarą parametrów powinien być udział dna utraconego/zakłóconego w całkowitej powierzchni dna, ważony intensywnością oddziaływania. W przypadku strat fizycznych waga powinna wynosić 1, natomiast w przypadku zakłóceń waga powinna zależeć od ich intensywności (np. pogłębianie, pozyskiwanie kruszyw lub składowanie urobku – waga 1, trałowanie – waga od 0 do 1 w zależności od częstotliwości). Alternatywą może być stosowanie dwóch odrębnych wskaźników, dotyczącego strat fizycznych i dotyczącego czasowych zakłóceń dna.

W odniesieniu do kryterium D6C5, w kontekście presji połowów dennych, należy rozważyć opracowanie i wdrożenie wskaźnika oddziaływania połowów dennych. Wskaźnik ten byłby oparty na analizie struktury makrozoobentosu. Taksony makrozoobentosu należy pogrupować według długości cyklu życiowego, taksonom najbardziej długowiecznym (np. małże) przypisując największą wagę, a tym o bardzo krótkich cyklach życiowych (np. skąposzczety, ochotki) – najniższą wagę. W rezultacie wskaźnik uzyskiwałby wysokie wartości w zbiorowiskach zdominowanych przez gatunki długowieczne, których obecność świadczy o braku naruszeń dna na przestrzeni lat/dziesięcioleci.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Całkowity brak działań ochronnych, m.in. w postaci prawnych ograniczeń form działalności skutkujących naruszeniem integralności dna, stanowiłby potencjalne zagrożenie dla wszystkich, w tym szczególnie rzadkich i cennych siedlisk dna morskiego. Pewne formy ochrony dna morskiego są niezbędne i funkcjonują. Kwestią do dyskusji jest wystarczalność obecnego zasięgu i form ochrony.

Propozycje działań ochronnych

W ramach aPOWM ujęto kilka działań skutkujących pośrednio lub bezpośrednio ochroną dna i brzegów. Są to propozycje określonych zapisów w planach zagospodarowania i planach ochrony Natura 2000. Ponadto, zaproponowano działanie o charakterze badawczym, mające na celu dogłębną analizę oddziaływania połowów dennych na dno morskie.

4.14 Integralność dna morskiego – wody przejściowe i przybrzeżne (kryteria D6C1, D6C2, DCC3)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

W ramach Aktualizacji wstępnej oceny kryterium D6C1 zostało uwzględnione przez zastosowanie wskaźnika

Metodyka oceny cechy 6 w latach 2011-2016 budzi szereg wątpliwości. Dotyczą one przede wszystkim sposobu oceny wg kryteriów D6C1, D6C2 i D6C3. Punktem wyjścia jest w tym przypadku rozpoznanie w granicach akwenu powierzchni bądź długości różnych rodzajów antropogenicznych przekształceń takich, jak tory wodne, pirsy, kłapowiska, falochrony czy sztuczne zasilanie brzegów. Zgodnie z literalnym brzmieniem z r.p.a.z.w., wartość wskaźnika to „sumaryczna powierzchnia dna zajęta przez budowle hydrotechniczne, – sumaryczna długość liniowych budowli hydrotechnicznych”. Wartość ta nie może przekroczyć 10% powierzchni dna lub 10% długości linii brzegowej. Jednak zgodnie z metodyką zastosowaną do oceny kryteriów D6C1 i D6C2, do powierzchni dna akwenu i długości linii brzegowej akwenu porównuje się nie rzeczywiste powierzchnie i długości antropogenicznych przekształceń, tylko wartości będące iloczynami tych powierzchni i długości oraz tak zwanego wskaźnika znaczenia WskZn, którego wartość jest

zróżnicowana w zależności od rodzaju przekształceń. O ile w niektórych przypadkach zastosowanie takiego współczynnika w przypadku kryterium D6C1 ma sens (np. w odniesieniu do opasek brzegowych czy wałów przeciwpowodziowych, które znajdują się na brzegu), o tyle w innych przypadkach budzi bardzo duże zastrzeżenia. Jaskrawym przykładem jest sztuczne zasilanie brzegów. Wskaźnik znaczenia WskZn wynosi w tym przypadku 0,08 i 0,05 odpowiednio dla wód przejściowych i wód przybrzeżnych. Wskaźnik 0,05 oznacza, że jeżeli linia brzegowa akwenu ma 100 km, a zasilanie brzegu wykonano na całej długości (100 km), to wskaźnik zmian hydromorfologicznych WskZm wyniesie $100 \times 0,05 = 5$ km, tj. 5% długości brzegu, a tym samym będzie się mieścił w granicach GES, które ustalono na poziomie 10% długości brzegu. Oznacza to tym samym, że aby uznać przekształcenia wywołane sztucznym zasilaniem za wystarczające do obniżenia stanu do subGES, należałoby całą linię brzegową dwukrotnie poddać sztucznemu zasilaniu. Jest to podejście niezwykle kontrowersyjne, ponieważ w rzeczywistości w wyniku sztucznego zasilania dochodzi do całkowitego przykrycia istniejącej powierzchni dna, wraz z całą biocenozą, na całym zasilanym odcinku, i to niekiedy na szerokości kilkudziesięciu metrów. Dodatkowo, zniszczeniu ulegają duże połacie dna, z którego pobierany jest piasek.

Wątpliwości budzi również fakt, że ten sam wskaźnik, oparty na powierzchni i/lub długości struktur antropogenicznych zredukowanych za pomocą wskaźnika znaczenia WskZn, jest stosowany do oceny zasięgu zakłóceń dna morskiego wywoływanych przez te struktury (kryterium D6C2), podczas gdy rzeczywisty zasięg może być z jednej strony znacznie mniejszy, a z drugiej – wielokrotnie większy od powierzchni czy długości struktur. Dla przykładu, ostroga brzegowa o długości 100 metrów, wybudowana na odcinku, gdzie występują silne prądy przybrzeżne, może oddziaływać na powierzchnię dna w odległości wielu setek metrów.

Wskaźnik WskZm, będący podstawą oceny wg kryterium D6C3, to „suma zagregowanych wartości D6C1 i D6C2 w stosunku do powierzchni”, w związku z czym obarczony jest tymi samymi poważnymi niedoskonałościami metodycznymi.

Kolejnym bardzo istotnym problemem, który podkreślono także w Aktualizacji wstępnej oceny, jest fakt, że wskaźnik WskZm nie odnosi się w ogóle do najbardziej powszechnej formy zakłócania dna morskiego wód otwartych, jaką są połowy denne. Na wodach otwartych struktury antropogeniczne, takie jak tory wodne czy kłapowiska zajmują znikome powierzchnie, natomiast połowy denne naruszają znaczące powierzchnia dna w POM. Kwestię tą omówiono w rozdziale 4.12.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Według informacji na stronach HELCOM, prace w ramach Konwencji nie zaowocowały uzgodnionymi propozycjami wskaźników dotyczących kryteriów D6C1 i D6C2.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Według informacji przekazanych przez GIOŚ, IMGW opracował wewnętrzną metodykę oceny dla wód przejściowych i przybrzeżnych, jednak nie jest jasne, czy jest to metodyka tożsama z opisaną powyżej, czy też inna.

Ocena sytuacji w POM

Dostępne informacje wskazują na to, że w przypadku literalnego rozumienia z r.p.a.z.w., szereg akwenów wód przejściowych i przybrzeżnych już obecnie nie odpowiada GES.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Zdecydowana przewaga przedsięwzięć polegających na budowie umocnień brzegowych i innych elementów infrastruktury brzegowej nad przedsięwzięciami polegającymi na demontażu takich struktur każe przypuszczać, że sytuacja w zakresie kryteriów D6C1 i D6C2 w wodach przybrzeżnych i przejściowych będzie się pogarszać.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Wychodząc z założenia, że progi 10% trwale zniekształconej powierzchni dna i/lub 10% trwale zniekształconej linii brzegowej są dobrym punktem wyjścia, należy skupić prace nad urealnieniem wskaźników (mnożników) korygujących tak, aby nie dochodziło do paradoksów, których przykłady opisano we wprowadzeniu.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

W omawianym przypadku problem polega nie tyle na braku wskaźników, ile na ich nieadekwatności. Presja inwestycyjna na wody przejściowe i przybrzeżne, w tym zwłaszcza na strefę brzegową, w pełni uzasadnia podejmowanie działań ochronnych pomimo zastrzeżeń co do wskaźników stosowanych do oceny wg kryteriów D6C1 i D6C2.

Propozycje działań ochronnych

Działania ochronne powinny polegać przede wszystkim na regulacjach ograniczających przekształcenia dna i brzegów.

4.14 Zasięg utraty siedlisk morskich (kryterium D6C4)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Dno morskie, dzięki zróżnicowanym warunkom abiotycznym (głębokość, substrat, dostępność światła, poziom trofii) stanowi ostoję bardzo zróżnicowanych biocenoz organizmów dennych. Biocenozy te są nie tylko same w sobie przejawem bioróżnorodności, ale stanowią też z jednej strony bazę pokarmową i miejsca rozrodu wielu gatunków ryb, a z drugiej strony odgrywają kluczową rolę w przerabianiu obumarłej materii organicznej pochodzącej z pelagialu. Utrata siedlisk bentosowych, szczególnie tych najrzadszych, wiąże się z na ogół bezpowrotną utratą części bioróżnorodności.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

W ramach HELCOM wykonano bardzo duży zakres prac niezbędnych lub przydatnych dla opracowania wskaźnika dla kryterium D6C4. Między innymi wypracowano klasyfikację wszystkich występujących w Bałtyku typów siedlisk dna morskiego [PK_54]. Dość zaawansowane są także prace nad samym wskaźnikiem o nazwie „stan siedlisk bentosowych” [PK_55], który ma się odnosić do kryterium D6C4, jak i D6C5.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Nie ma informacji dotyczących prowadzenia w kraju prac nad wskaźnikiem, poza pracami realizowanymi w ramach HELCOM. Bardzo istotny wkład w wiedzę o zasięgu siedlisk może wnieść przygotowywany przez GIOŚ projekt dokładnego mapowania siedlisk morskich w POM [PK_61].

Ocena sytuacji w POM

Według [PK_53], we wszystkich trzech basenach najsilniejszej presji poddawane są siedliska muliste, a najsłabszej twarde (kamieniste). Jeśli chodzi o wody przejściowe i przybrzeżne, to skala przekształceń dna, a tym samym utraty siedlisk bentosowych, jest największa w Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

W związku z objęciem najcenniejszych siedlisk bentosowych ochroną w ramach systemu obszarów Natura 2000 wydaje się, że ryzyko dużych strat zostało znacznie zmniejszone. Niemniej, bez ujęcia konkretnych zakazów w planach ochrony i/lub planach zagospodarowania przestrzennego ryzyko utraty siedlisk będzie się nasilać wraz z presją inwestycyjną. Przykładem może być zaprojektowanie w planie zagospodarowania obszarów morskich 1:200 000 pasa infrastruktury liniowej przecinającego Ławicę Słupską.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Podstawową zasadą powinno być zróżnicowanie dopuszczalnych strat siedlisk morskich w zależności od częstości ich występowania. W warunkach POM oznaczałoby to stosunkowo liberalne progi GES w przypadku siedlisk mulistych i najostrzejsze (brak strat) w przypadku siedlisk twardych (kamienistych).

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Całkowity brak działań ochronnych, m.in. w postaci prawnych ograniczeń form działalności skutkujących naruszeniem integralności dna, stanowiłby potencjalne zagrożenie dla wszystkich, w tym szczególnie rzadkich i cennych siedlisk dna morskiego. Pewne formy ochrony dna morskiego są niezbędne i funkcjonują. Kwestią do dyskusji jest wystarczalność obecnego zasięgu i form ochrony.

Propozycje działań ochronnych

W ramach aPOWM ujęto kilka działań skutkujących pośrednio lub bezpośrednio ochroną dna i brzegów. Są to propozycje określonych zapisów w planach zagospodarowania i planach ochrony Natura 2000. Ponadto, zaproponowano działanie o charakterze badawczym, mające na celu dogłębną analizę oddziaływania połowów dennych na dno morskie.

4.15 Zasięg antropogenicznych zmian siedlisk morskich (kryterium D6C5)

Opracowywany w ramach HELCOM wskaźnik „stan siedlisk bentosowych” ma się stosować zarówno do kryterium D6C4, jak i D6C5 (por. punkt 4.13 powyżej).

4.16 Zasięg przestrzenny, czas trwania i skutki nagłych zdarzeń związanych z emisją substancji niebezpiecznych dla zdrowia gatunków i siedlisk (kryteria D8C3, D8C4)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Nagłe zdarzenia związane z emisją znaczących ilości substancji mogą mieć katastrofalne skutki dla środowiska morskiego. Klasycznym przykładem tego typu sytuacji są katastrofy tankowców, które w przeszłości wielokrotnie skutkowały wielkimi zniszczeniami, dotyczącymi zwierząt morskich, dna i plaż. Mniejsze wycieki substancji ropopochodnych w związku z eksploatacją statków są zjawiskiem wciąż bardzo rozpowszechnionym, choć znacznie ukróconym w ostatnich dekadach. Rzadziej dochodzi do zdarzeń powodujących wycieki innych niebezpiecznych substancji. Przykładem takiej katastrofy była eksplozja i pożar w 1987 r. na chemikaliowcu Cason, przewożącym różne związki organiczne oraz sól [PK_57]. Potencjalnie katastrofalne skutki mogą mieć awarie platform wiertniczych – przykładem może być wyciek 780 tys. m³ ropy do Zatoki Meksykańskiej w 2010 r. [PK_58].

Źródłem niebezpiecznych wycieków, zwykle substancji ropopochodnych, mogą być zalegające na dnie wraki. Charakterystycznym dla Bałtyku zagrożeniem jest zatopiona w wielu miejscach na dnie amunicja i broń chemiczna, której niebezpieczne składniki mogą przedostawać się do wody w wyniku korozji pojemników.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

W ramach HELCOM opracowano i wdrożono wskaźnik odnoszących się do operacyjnych wycieków substancji ropopochodnych ze statków, natomiast brak wskaźników odnoszących się do wycieków innych substancji niebezpiecznych, o których mowa w Konwencji MARPOL, a także wskaźników odnoszących się do oddziaływań takich wycieków na gatunki i siedliska. Ponadto ani na poziomie regionalnym, ani krajowym nie ma wskaźników odnoszących do zagrożeń stwarzanych przez wraki, zatopioną broń chemiczną i platformy wiertnicze. Wykonawca nie posiada informacji o pracach nad takimi

wskaźnikami w ramach HELCOM. Ważne z punktu widzenia przyszłych prac nad wskaźnikami wydaje się względnie dobre rozpoznanie rejonów zatapiania broni chemicznej, obszarów występowania min z II wojny światowej oraz lokalizacji wraków, w tym zawierających niebezpieczne substancje.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Nie ma informacji o pracach nad wskaźnikami dotyczącymi kryteriów D8C3 i D8C4 na poziomie krajowym.

Ocena sytuacji w POM

Szczegółowy przegląd sytuacji w polskiej części Bałtyku przedstawia raport NIK z 2020 r. [PK_59]. Według tego źródła:

- w POM zalega 415 wraków, w tym szereg dużych jednostek ze znacznymi zapasami paliwa (Franken – 6000 ton) oraz wraki, z których już uwalniają się substancje niebezpieczne (Stuttgart),
- w Bałtyku (głównie w Głębi Bornholmskiej i Głębi Gotlandzkiej niedaleko POM, ale także w Głębi Gdańskiej) zatopiono co najmniej 40 tys. ton amunicji chemicznej, zawierającej co najmniej 13 tys. ton środków trujących,
- w POM odnotowano 29 przypadków kontaktu z bronią chemiczną (głównie rybacy),
- badania obszarów w pobliżu składowisk broni w ramach projektu CHEMSEA wykazały pogorszony stan zdrowia ryb (infekcje skórne, zmiany genetyczne).

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Przy braku działań naprawczych zagrożenie wyciekami niebezpiecznych substancji z wraków i zatopionej broni chemicznej będzie wzrastać w wyniku korozji i rozszczelniania zbiorników i pojemników.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Zarówno charakter, jak i skala i czas trwania potencjalnych oddziaływań nagłych uwolnień substancji niebezpiecznych mogą być bardzo różnicowane. Wydaje się, że wskaźniki w tym zakresie powinny być jak najprostsze, by umożliwić ich wyznaczenie bez nadmiernych nakładów, a jednocześnie restrykcyjne. Mogą to być takie wskaźniki, jak liczba zwierząt zaolejonych (przynajmniej jedno zwierzę zaolejone w akwenie w okresie objętym oceną oznaczałoby GES) czy ilość oleju zebranego z plaży itp.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Wobec potencjalnie katastrofalnej skali zagrożeń nie ma wątpliwości, że niezbędne są dalsze działania mające na celu zwiększenie zdolności reagowania Polski i innych państw Morza Bałtyckiego.

Propozycje działań ochronnych

Wśród szeregu działań postulowanych w raporcie NIK [PK_59] są między innymi:

- usunięcie bezpośrednich zagrożeń stwarzanych przez wraki Franken i Stuttgart,
- monitoring przez GIOŚ substancji pochodzących z broni chemicznej i substancji ropopochodnych z wraków,
- doprowadzenie do umieszczenia w wykazie substancji priorytetowych substancji pochodzących z bojowych środków trujących i produktów ich rozpadu.

W ramach aPOWM przewidziano realizację trzech działań kontynuowanych z KPOWM i mających na celu zwiększenie gotowości Polski pod względem potencjału technicznego, organizacji i wiedzy na reagowanie na nagłe zdarzenia, jak wycieki olejowe.

4.17 Odpady (kryterium D10C1)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Głównym źródłem zanieczyszczeń stałych wzdłuż linii brzegowej jest działalność człowieka. Odpady na wybrzeżu mają dwojakie pochodzenie – turystyczne i od zamieszkującej rejonu nadmorskie ludności. Ilość odpadów stałych pochodzących z działalności rekreacyjnej wzrasta wraz ze stale rosnącą intensywnością ruchu turystycznego. Wpływ na obciążenie wybrzeża ma także coraz większa dostępność i popularność aktywnych form wypoczynku morskiego. Rejon nadmorski jest bardzo często traktowane przez część mieszkańców jako doskonałe miejsce bezpłatnego wyrzucania odpadów. Wśród najczęściej występujących odpadów można wyróżnić odpady wielkogabarytowe jak gruz budowlany, sprzęty domowe i opony oraz odpady drobne jak komunalne, styropian, opakowania z tworzyw sztucznych, puszki po napojach, tekstylia.

Według szacunków Europejskiej Agencji Środowiska, około 80% zanieczyszczeń w środowisku morskim pochodzi ze źródeł lądowych. Odpady trafiające do wody morskiej niekoniecznie pochodzą z działalności człowieka prowadzonej wzdłuż wybrzeży. Znaczny strumień odpadów trafia do mórz z lądu za pośrednictwem rzek. Pozostałe źródła odpadów w środowisku morskim to rybołówstwo, transport morski, morskie instalacje, takie jak platformy wiertnicze oraz systemy kanalizacyjne. Dużym źródłem zanieczyszczeń dna Bałtyku są rybackie narzędzia połowowe, w której dominują sieci pochodzące z rybołówstwa (sieci widma).

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

W zakresie odpadów 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.

Kryteria podstawowe to:

- odpady (kryterium D10C1),
- mikroodpady w środowisku (kryterium D10C2).

Kryteria drugorzędne to:

- mikroodpady w organizmach (kryterium D10C3),
- wpływ odpadów na zdrowie i śmiertelność organizmów (D10C4).

Dla cechy D10 właściwości oraz ilość odpadów morskich nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim ustalono kryterium podstawowe D10C1, jako: 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, na podstawie Decyzji Komisji.

Państwa członkowskie ustalają wartości progowe dla tych poziomów poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.

Jako standardy metodologiczne w zakresie skali ocen wskazano podrejon regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe.

Zakres, w jakim osiągnięto GES podaje się dla każdego kryterium osobno dla każdego ocenianego obszaru w następujący sposób:

a) wyniki dla każdego kryterium (ilości odpadów lub mikroodpadów na kategorię) oraz ich podział na macierze stosowane na podstawie D10C1 i D10C2 oraz czy ustalone wartości progowe zostały osiągnięte;

b) wyniki dla D10C3 (ilości odpadów i mikroodpadów na kategorię w podziale na gatunki) oraz czy ustalone wartości progowe zostały osiągnięte.

Stosowanie kryteriów D10C1, D10C2 i D10C3 do ogólnej oceny dobrego stanu środowiska dla wskaźnika 10 jest uzgadniane na poziomie unijnym.

Dla D10C1: odpady są monitorowane na wybrzeżu i mogą być dodatkowo monitorowane w warstwie powierzchniowej słupa wody i na dnie morskim. Informacje dotyczące źródeł i drogi wprowadzenia odpadów są zbierane, jeśli jest to wykonalne.

Jednostki miary dla kryteriów:

- D10C1: ilości odpadów każdej kategorii jako liczba sztuk:
 - na 100 metrów (m) na wybrzeżu,
 - na kilometr kwadratowy (km²) w warstwie powierzchniowej słupa wody i na dnie morskim,

W opisie do kryteriów zgodnie z decyzją 2017/848 jako uzupełnienie kryteriów znalazł się zapis: 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.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Zestaw celów środowiskowych dla wód morskich określa Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu celów środowiskowych dla wód morskich (Dz. U. poz. 569) (aZCSWM)

Dla odpadów w środowisku morskim (C10) celem jest utrzymanie właściwości i ilości odpadów na poziomie niepowodującym szkód w środowisku wód morskich, przejściowych i przybrzeżnych.

Ogólny cel środowiskowy został określony jako: 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.

W kryterium 10.1. Właściwości odpadów w środowisku morskim i przybrzeżnym określono dwa wskaźniki:

Wskaźnik 10.1.1. Tendencje w zakresie ilości odpadów wyrzucanych na brzeg lub gromadzonych wzdłuż linii brzegowych, w tym analiza ich składu, rozmieszczenia przestrzennego oraz – w stosownych przypadkach – źródła.

Cel dla wskaźnika: Osiągnięcie trendów malejących ilości odpadów stałych na linii brzegowej, ze szczególnym uwzględnieniem odpadów charakteryzujących się wyjątkową szkodliwością lub bardzo długim okresem degradacji, przez podjęcie właściwych działań obejmujących usuwanie odpadów, lecz głównie przez właściwą edukację i zwiększenie świadomości społeczeństwa.

Wskaźnik 10.1.2. Tendencje w zakresie ilości odpadów w słupie wody, pływających na powierzchni wody i spoczywających na dnie morza, w tym analiza ich składu, rozmieszczenia przestrzennego oraz – w stosownych przypadkach – źródła.

Cel dla wskaźnika: Osiągnięcie trendów malejących ilości odpadów stałych pływających na powierzchni i spoczywających na dnie morza, przez prowadzenie właściwej edukacji środowisk naukowych związanych ze środowiskiem morskim i odpowiedniej polityki uwzględniającej między innymi wprowadzenie właściwych uregulowań prawnych dotyczących zagospodarowania odpadów morskich.

Ocenę w zakresie cechy 10, kryterium D10C1 przeprowadzono bazując na danych pochodzących z monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej prowadzonego w latach 2015 i 2016.¹

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 wykorzystane 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”.

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.

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 zaproponowano wartości progowe dla POM wyznaczone na podstawie 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. Biorąc 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.

Ocena sytuacji w POM, w tym wyniki monitoringu pilotażowego odpadów na plażach

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).

Zgodnie z Programem Monitoringu Wód Morskich, w ramach pilotażowego monitoringu odpadów na plażach wybrzeże zostało podzielone na 10 segmentów o długości 50 km każde. Badania odbywały się 4 razy w roku, uwzględniono również lokalizację czterech stacji monitorowania odpadów w toni wodnej i występują na głębokościach od 72 do 109 m.

Od 2018 r. prowadzony jest regularny monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza.

W latach 2015-2016 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. Monitoring odpadów gromadzonych na brzegu przeprowadzony został na 15 odcinkach o długości 1 km każdy.

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, dlatego też największą liczebnością odpadów charakteryzowały się plaże typu miejskiego. W 2015 r. całkowita liczba odpadów na plażach miejskich wynosiła 12106, natomiast rok później wzrosła do 15284. W przypadku plaż wiejskich liczby odpadów w 2015 r. i 2016 r. były zbliżone i wynosiły odpowiednio 5595 i 5145.

W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2018 r. uwzględniono wyłącznie dane dotyczące monitoringu odpadów zdeponowanych na linii brzegowej, przedstawionych w Ocenie stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2018 na tle dziesięciolecia 2008-2017.

W 2018 r. odnotowano dwukrotny wzrost liczby odpadów na linii polskiego wybrzeża z 10523 sztuk w 2017 r. do 20781 sztuk. Dominującym rodzajem odpadów były odpady z tworzyw sztucznych stanowiący 38,5 % udział.

Pomimo, że większość kategorii odpadów spełnia warunki dla dobrego stanu, to biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów GES nie został osiągnięty w żadnym z ocenianych obszarów.

Dane dotyczące odpadów zdeponowanych na dnie pochodzące z 2015 r. i 2016 r. 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. Całkowita masa odpadów zidentyfikowanych w 2015 r. wyniosła 2,45 kg, natomiast w 2016 r. 17,5 kg. Oczywiście końcowy wynik – masa zidentyfikowanych odpadów zależy od obszaru objętego badaniami.¹

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Główne czynniki, które mogą mieć wpływ na intensyfikację presji na środowisko morskie wywołane odpadami takie jak ilość wytwarzanych odpadów komunalnych, w tym odpadów z tworzyw sztucznych, produkcja opakowań na terenie Polski oraz ruch turystyczny i urbanizacja wykazują tendencję wzrostową, stąd pomimo wdrożenia krajowych przepisów wynikających z Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/852 w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych oraz przepisów pakietu GOZ (gospodarki o obiegu zamkniętym) oraz przepisów dotyczących Rozszerzonej Odpowiedzialności Producenta (ROP), jak również działań wynikających z wdrożenia dyrektywy PRF w sprawie portowych urządzeń do odbioru odpadów ze statków oraz dyrektywy SUP w sprawie ograniczenia wpływu niektórych produktów z tworzyw sztucznych na środowisko, można spodziewać się ich dalszego negatywnego wpływu na środowisko morskie wywołanego odpadami w środowisku morskim.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. U. poz. 568) określono jedynie właściwości typowa dla wskaźnika 10.1. Odpady na linii brzegowej.

Należy podjąć działania w celu określenia właściwości dla wskaźnika 10.1.2. Tendencje w zakresie ilości odpadów w słupie wody (w tym pływających na powierzchni wody) i spoczywających na dnie morza, w tym analiza ich składu, rozmieszczenia przestrzennego oraz – w stosownych przypadkach – źródła.

Do czasu ustanowienia takich wartości progowych w drodze współpracy na poziomie Unii, regionalnym lub podregionalnym, państwa członkowskie powinny mieć możliwość

¹ Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich

stosowania krajowych wartości progowych, kierunkowych tendencji lub wartości progowych opierających się na presji, jako zamienników.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Pomimo braku opracowanych standardów oceny dla pozostałych wskaźników z uwagi na stan zanieczyszczenia odpadami powinno podejmować się działania w celu zatrzymania degradacji środowiska z punkty widzenia zanieczyszczeniami odpadami na linii brzegowej i w słupie wody, a docelowo poprawę stanu środowiska wód morskich.

Zaproponowane działania przyczynią się do osiągnięcia celów środowiskowych dla wskaźników założonych w aZCSWM, a przede wszystkim do osiągnięcia celu głównego, którym jest 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.

Można założyć, że w następnych latach ilość odpadów morskich powinna się zmniejszać, głównie wskutek przeprowadzania kampanii edukacyjnych, których celem będzie podnoszenie świadomości społeczeństwa w zakresie tych odpadów.

Propozycje działań ochronnych

W zakresie zapobiegania powstawaniu odpadów wzdłuż linii brzegowej wskazać należy w pierwszej kolejności wzrost świadomości ekologicznej. Aktualnie działania w tym zakresie sprowadzają się do organizowania akcji informacyjno-edukacyjnych na temat szkodliwych skutków niewłaściwego postępowania z odpadami oraz do organizowania akcji sprzątania Morza Bałtyckiego (dla odpadów z linii brzegowej oraz zawieszonych w słupie wody, śmieci pływających oraz opadniętych na dno. Jednym z największych problemów do rozwiązania jest zbyt niska świadomość ekologiczna społeczeństwa na temat problematyki zanieczyszczenia Morza Bałtyckiego odpadami. Celowe wydaje się być nagłaśnianie tego problemu w mediach ogólnokrajowych, tak aby społeczeństwo, w tym przedsiębiorcy i ich pracownicy pracujący na morzu oraz jego sąsiedztwie wyczuleni zostali na problem zanieczyszczenia Bałtyku i nabrali nawyków wykluczających możliwość świadomego zanieczyszczenia morza.

Kampanie edukacyjne powinny być prowadzone na każdym szczeblu administracji państwowej. Społeczeństwo powinno być świadome zagrożeniom dla środowiska związanym z odpadami w każdym środowisku – nie tylko związanym z bezpośrednim dostępem do morza. Szczególnie ważne są jednak kampanie na szczeblu gminnym w ośrodkach turystycznych. Konieczna jest dystrybucja materiałów informacyjnych w bazach turystycznych (hotele, pensjonaty, kwatery prywatne), aby zaznajomić turystów z problemem odpadów i przez to ograniczyć pozbywanie się odpadów niezgodne z zasadami poszanowania środowiska przyrodniczego. Ważnym elementem technicznym

ograniczenia zanieczyszczenia linii brzegowej jest ustawienia na plażach, promenadach i wszędzie tam, gdzie odbywa się pieszy ruch turystyczny odpowiednich pojemników do gromadzenia odpadów w odległości” zachęcającej” do skorzystania przez turystów z pojemnika. Bardzo ważnym elementem jest także częstotliwość opróżniania pojemników przez służby komunalne, gdyż składowania odpadów obok wypełnionych pojemników, wskutek wiatrów może być przyczyna dodatkowego zanieczyszczenia Bałtyku. Dodatkowy element kampanii przeciwko nielegalnemu pozbywaniu się odpadów przez turystów może być propagowany podczas imprez kierowanych do dzieci (zajęcia rekreacyjne, teatralne), podczas których przekaz trafi nie tylko do dzieci, ale również rodziców i opiekunów tych dzieci.

Część odpadów wzdłuż linii brzegowej pochodzi z nielegalnego ich porzucania przez mieszkańców. Ważnym elementem jest tutaj również całoroczna kampania prowadzona wśród mieszkańców miejscowości nadmorskich.

W ramach wydawania decyzji administracyjnych związanych z procesem budowlanym, pod rozważenie należy wziąć prowadzenie kampanii informacyjnych związanych z koniecznością zagwarantowania kontenerów na odpady budowlane i ich odbiór przez podmiot mający stosowne uprawnienia. Akcje uświadamiające, oprócz urzędów gmin i starostw powiatowych, można również prowadzić w marketach budowlanych.

Zgodnie z Dyrektywa UE 2019/883 z dnia 17 kwietnia 2019 r. w sprawie portowych urzędów do odbioru odpadów ze statków, zmieniająca dyrektywę 2010/65/UE i uchylająca dyrektywę 2000/59/WE Państwa członkowskie (Dz. Urz. UE L 151 z 07.06.2019, str. 1) zapewniają dostępność portowych urzędów do odbioru odpadów odpowiednich do zaspokojenia potrzeb statków zwykle korzystających z portu bez powodowania nieuzasadnionych opóźnień dla statków. Państwa członkowskie zapewniają, by w każdym porcie został wdrożony odpowiedni plan odbioru i zagospodarowania odpadów opracowany po przeprowadzeniu konsultacji z odpowiednimi stronami, w tym w szczególności z użytkownikami portu lub ich przedstawicielami, oraz, w stosownych przypadkach, właściwymi organami lokalnymi, operatorami portowych urzędów do odbioru odpadów, z organizacjami realizującymi obowiązki wynikające z rozszerzonej odpowiedzialności producenta oraz z przedstawicielami społeczeństwa obywatelskiego. Kapitan statku zawijającego do portu Unii przed opuszczeniem tego portu odprowadza wszelkie odpady znajdujące się na statku do portowego urzędu do odbioru odpadów zgodnie z odpowiednimi normami dotyczącymi zrzutów określonymi w konwencji MARPOL.

4.18 Mikroodpady w środowisku (kryterium D10C2)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Niektóre rodzaje plastiku toną w wodzie (Polikarbonaty, Polistyreny etc.) podczas gdy inne mają wyporność wystarczającą do unoszenia się na falach (LDPE, HDPE, Polipropylen etc.). To właśnie plastiki utrzymujące się na powierzchni są powodem skażenia. Światło słoneczne i fale to czynniki wystarczające do ich fragmentacji, ale bynajmniej nie do usunięcia z ekosystemu.

Znaczącym strumieniem mikrogranulek są obecnie produkty codziennego użytku, przede wszystkim kosmetyki takie jak peeling czy pasta do zębów, zawierające tysiące małych plastikowych fragmentów, zwanych mikrogranulkami. Niestety owe plastikowe mikrogranulki wyparły z rynku większość swoich naturalnych, biodegradowalnych odpowiedników, takich jak mielone łupiny orzechów czy kryształki soli. Należy zaznaczyć, że oczyszczalnie ścieków nie mają technicznych możliwości filtracji i zatrzymania mikrogranulek, więc wodami śródlądowymi docierają do morza. Mikrogranulki używane w kosmetykach, jak i innych produktach, składają się najczęściej z polietylenu (PE), ale mogą składać się także z polipropylenu (PP), politereftalanu etylenowego (PET), polimetakrylanu (PMMA) oraz nylonu. Po użyciu produktu granulki odprowadzane są do systemu kanalizacyjnego, z którego po jakimś czasie trafiają do rzek i ostatecznie do mórz i oceanów. Zazwyczaj mikroplastik definiowany jest jako plastikowe kawałki lub włókna mające mniej niż 5 mm. Mikrogranulki używane w kosmetykach są jednak jeszcze mniejsze i czasem mają nawet mniej niż 1mm.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Zgodnie z decyzją Komisji mikroodpady definiuje się jak (cząstki < 5 mm), sklasyfikowane w kategoriach „sztuczne materiały polimerowe” i „inne”. Kryterium podstawie oceny D10C2 definiowane jest jako: 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.

Jako standardy metodologiczne w zakresie skali ocen wskazano podregiony regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe.

Zakres, w jakim osiągnięto GES podaje się dla każdego kryterium osobno dla każdego ocenianego obszaru w następujący sposób:

- a) wyniki dla każdego kryterium (ilości odpadów lub mikroodpadów na kategorię) oraz ich podział na macierze stosowane na podstawie D10C1 i D10C2 oraz czy ustalone wartości progowe zostały osiągnięte;
- b) wyniki dla D10C3 (ilości odpadów i mikroodpadów na kategorię w podziale na gatunki) oraz czy ustalone wartości progowe zostały osiągnięte.

Stosowanie kryteriów D10C1, D10C2 i D10C3 do ogólnej oceny dobrego stanu środowiska dla wskaźnika 10 jest uzgadniane na poziomie unijnym. Wyniki dla kryterium D10C3 wnoszą również wkład do ocen w ramach wskaźnika D1 w stosownych przypadkach.

Dla D10C2: mikroodpady są monitorowane w warstwie powierzchniowej słupa wody i w osadzie na dnie morskim i mogą być dodatkowo monitorowane na wybrzeżu. Mikroodpady są monitorowane w sposób, który można powiązać ze źródłami punktowymi ich wprowadzania (takimi jak porty morskie, przystanie, oczyszczalnie ścieków, odpływy wód opadowych), jeśli jest to wykonalne.

Jednostki miary dla kryterium D10C2: ilość mikroodpadów na kategorię w liczbie sztuk i wadze w gramach (g):

- na metr kwadratowy (m²) w warstwie powierzchniowej słupa wody,
- na kilogram (suchej masy) (kg) osadu dla wybrzeża i dna morskiego.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Zestaw celów środowiskowych dla wód morskich określa aZCSWM.

Dla mikroodpadów (mikrodrobin) został zdefiniowany:

Wskaźnik 10.1.3 Tendencje w zakresie ilości, rozmieszczenia i – w miarę możliwości – składu mikrodrobin (w szczególności mikrodrobin tworzyw sztucznych).

Cel dla wskaźnika: Osiągnięcie trendów malejących ilości mikrodrobin, ze szczególnym uwzględnieniem mikrodrobin tworzyw sztucznych, w różnych elementach środowiska morskiego, przez redukcję ich dopływu ze źródeł pierwotnych i wtórnych.

Do czasu ustanowienia takich wartości progowych w drodze współpracy na poziomie Unii, regionalnym lub podregionalnym, państwa członkowskie powinny mieć możliwość stosowania krajowych wartości progowych, kierunkowych tendencji lub wartości progowych opierających się na presji, jako zamienników.

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. Próbkę 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.²

Ocena sytuacji w POM

² Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich

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

W Programie monitoringu wód morskich uwzględniono lokalizację sześciu stacji monitorowania mikrocząstek w osadach dennych. Głębokość pobierania próbek wyznaczono na głębokościach od 3,5 do 109 m.

Największą liczbę mikrocząstek zidentyfikowano w wodzie w rejonie Głębi Bornholmskiej (52). 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 10^3 .

Od 2018 r. prowadzony jest regularny monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza. W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2018 r. uwzględniono wyłącznie dane dotyczące monitoringu odpadów zdeponowanych na linii brzegowej.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Główne czynniki, które mogą mieć wpływ na intensyfikację presji na środowisko morskie wywołane odpadami takie jak ilość wytwarzanych odpadów komunalnych, w tym odpadów z tworzyw sztucznych, produkcja opakowań na terenie Polski oraz ruch turystyczny

i urbanizacja wykazują tendencję wzrostową, stąd pomimo wdrożenia krajowych przepisów wynikających z Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/852 w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych oraz przepisów pakietu GOZ (gospodarki o obiegu zamkniętym), oraz przepisów dotyczących Rozszerzonej Odpowiedzialności Producenta (ROP) jak również działań wynikających z wdrożenia dyrektywy PRF w sprawie portowych urządzeń do odbioru odpadów ze statków oraz dyrektywy SUP w sprawie ograniczenia wpływu niektórych produktów z tworzyw sztucznych na środowisko, można spodziewać się ich dalszego negatywnego wpływu na środowisko morskie wywołanego odpadami w środowisku morskim.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Należy podjąć działania w celu określenia właściwości dla Wskaźnika 10.1.3. Tendencje w zakresie ilości, rozmieszczenia i – w miarę możliwości – składu mikrodrobin (w szczególności mikrodrobin plastiku).

³ Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Do czasu ustanowienia takich wartości progowych w drodze współpracy na poziomie Unii, regionalnym lub podregionalnym, państwa członkowskie powinny mieć możliwość stosowania krajowych wartości progowych, kierunkowych tendencji lub wartości progowych opierających się na presji, jako zamienników.

Propozycje działań ochronnych

W celu eliminacji a chociażby częściowej eliminacji mikrogranulek konieczne są rozwiązania przede wszystkim na szczeblu prawnym i politycznym. Działania legislacyjne powinny iść w kierunku odpowiedzialnego działania producentów kosmetyków i zaprzestania dodawania mikrogranulek do kosmetyków. Pierwszym elementem takiego działania może być kampania i apel do:

- producentów, aby zaprzestali korzystać z mikrogranulek,
- sprzedawców detalicznych o niesprzedawanie produktów zawierających mikrogranulki,
- konsumentów o powstrzymanie się od kupowania produktów zawierających mikrogranulki,
- rządów krajów, aby wprowadziły zakaz używania mikrogranulek w produktach higieny osobistej, tak szybko jak to możliwe.

Oczywiście kampania musi być poparta stosownym lobbingsiem politycznym (np. poprzez wytyczne KE).

W przemyśle stoczniowym można przedsięwziąć odpowiednie środki w celu zmniejszenia zanieczyszczenia wody. Piaskowanie, które z reguły odbywa się za pomocą specjalnego suchego śrutu, można zastąpić wodą pod bardzo wysokim ciśnieniem, drobinami lodu lub zamienić śrut na specjalny zwilżony śrut, chemicznie przystosowany do łączenia się z metalami ciężkimi i izolowania ich od organizmów wodnych. Do zastosowania powyżej proponowanej technologii konieczne jest wprowadzenie odpowiednich przepisów.

Istotne jest ponadto dalsze wprowadzanie racjonalnej gospodarki ściekowej w aglomeracjach poprzez rozdział kanalizacji ogólnospławnej na sanitarną i deszczową i eliminowanie zrzutu do odbiornika nieoczyszczonych ścieków. Należy rozważyć możliwości poprawy skuteczności usuwania mikrogranulek i ogólnie mikrodrobin w oczyszczalniach ścieków.

4.19 Mikroodpady w organizmach (kryterium D10C3)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Mikrocząsteczki plastikowe są szczególnie niebezpieczne, gdyż rozpuszczone kawałki plastiku mogą gromadzić się w organizmach żywych. Mikrocząstki plastiku to przede wszystkim elementy o średnicy mniejszej niż pięć milimetrów. W większości przypadków,

cząstki te są mniejsze niż ziarna piasku, lub główka igły. Ta właściwość czyni je szczególnie niebezpiecznymi dla życia morskiego. Plastikowe mikrocząstki są wchłaniane przez przewód pokarmowy i są skutecznie wchłaniane przez organizm. Odkryto również, że duża część plastikowych cząstek stałych to półprodukt w postaci plastikowych granulek, które są wykorzystywane, jako surowce w produkcji wyrobów z tworzyw sztucznych, takich jak obudowy komputerowe i inne przedmioty gospodarstwa domowego. Często te granulki są ładowane i transportowane niedbale, powodując, że część załadunku jest wywiewane przez wiatr.

Wiele cząsteczek pochodzi z kosmetyków i detergentów: przedostających się z systemów kanalizacyjnych oraz oczyszczalni ścieków do rzek, a następnie do morza. Ponadto, każda plastikowa butelka lub torba na morzu stopniowo rozpada się na niezliczone mikro cząstki a promieniowanie UV sprawia, że plastik staje się kruchy, pęka, a następnie przez siły tarcia przekształca się w kurz.

Wszystkie większe szczątki plastikowe, które unoszą się na wodach oceanu z czasem doznają fragmentacji i skończą w formie niewielkich kuleczek, które skutecznie zanieczyszczą morski ekosystem. Oznacza to, że przyswajają to na przykład ryby, które są spożywane przez ludzi.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Zgodnie z decyzją Komisji odpady i mikroodpady sklasyfikowane w kategoriach „sztuczne materiały polimerowe” i „inne” ocenione w dowolnym z gatunków z następujących grup: ptaki, ssaki, gady, ryby lub bezkręgowce.

Państwa członkowskie sporządzają wykaz gatunków, które mają zostać ocenione w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.

Kryterium określone zostało jako drugorzędne D10C3 i definiowane jest jako ilość odpadów i mikroodpadów połkniętych przez zwierzęta morskie utrzymuje się na poziomie, który nie wpływa negatywnie na zdrowie odnośnych gatunków.

Wyniki dla kryterium D10C3 wnoszą również wkład do ocen w ramach wskaźnika D1 w stosownych przypadkach.

Dla D10C3 monitorowanie może opierać się na przypadkowych zdarzeniach (np. wyrzuconych na brzeg martwych zwierzętach, oplątanych w sieci zwierzętach w koloniach hodowlanych, uszkodzonych osobnikach na badanie).

Jednostki miary dla kryterium D10C3: ilości odpadów/mikroodpadów w gramach (g) i liczba sztuk na osobnika dla każdego gatunku w stosunku do rozmiaru (wagi lub długości w stosownych przypadkach) indywidualnych próbek.

Krajowe prace nad wskaźnikami

Zestaw celów środowiskowych dla wód morskich określa aZCSWM.

Dla kryterium 10.2. Wpływ odpadów na życie w morzu określono:

Wskaźnik 10.2.1 Tendencje w zakresie ilości i składu odpadów połykanych przez zwierzęta morskie (w tym analiza treści żołądka).

Cel dla wskaźnika: Osiągnięcie trendów malejących ilości odpadów połykanych przez zwierzęta morskie, przez realizację celów wskazanych dla wskaźników podstawowych: odpady znajdujące się na linii brzegowej, odpady pływające na powierzchni wody, odpady spoczywające na dnie morza oraz ilość i skład mikrodrobin.

Ocena sytuacji w POM, w tym wyniki monitoringu pilotażowego odpadów na plażach

Do czasu ustanowienia takich wartości progowych w drodze współpracy na poziomie Unii, regionalnym lub podregionalnym, państwa członkowskie powinny mieć możliwość stosowania krajowych wartości progowych, kierunkowych tendencji lub wartości progowych opierających się na presji, jako zamienników.

Zgodnie z KPGO: „Możliwości precyzyjnej inwentaryzacji ilości wytworzonych odpadów w środowisku morskim są ograniczone”. Problem stanowi strumień odpadów kierowanych z lądu, który jest głównym strumieniem odpadów dostających się do środowiska morskiego.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Od 2018 r. prowadzony jest regularny monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Czynniki, które mogą mieć wpływ na intensyfikację presji na środowisko morskie wywołane odpadami takie jak ilość wytwarzanych odpadów komunalnych w tym odpadów z tworzyw sztucznych, produkcja opakowań na terenie Polski oraz ruch turystyczny i urbanizacja wykazują tendencję wzrostową, stąd można spodziewać się ich dalszego wzmożonego negatywnego wpływu na środowisko morskie wywołanego odpadami w środowisku morskim.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Należy podjąć działania w celu określenia właściwości dla Wskaźnika 10.2.1. Tendencje w zakresie ilości i składu odpadów połykanych przez zwierzęta morskie (np. analiza treści żołądka).

Do czasu ustanowienia takich wartości progowych w drodze współpracy na poziomie Unii, regionalnym lub podregionalnym, państwa członkowskie powinny mieć możliwość

stosowania krajowych wartości progowych, kierunkowych tendencji lub wartości progowych opierających się na presji, jako zamienników.

Propozycje działań ochronnych

Żeby tego uniknąć sugeruje się, aby rozwinąć przemysł zbioru i przetwarzania odpadów, i dla zachęty stworzyć jakąś formę wsparcia finansowego ze strony rządów i organizacji międzynarodowych, dla firm, które chciałyby się zająć odławianiem plastikowych odpadów. Konieczne jest zainwestować dodatkowych środków zwłaszcza w krajach tak zwanych gospodarek wschodzących (emerging markets). Źródłem mikrocząsteczek będących pokarmem dla zwierząt morskich są zarówno mikrogranulki, jak i odpady z tworzyw sztucznych ulegające defragmentacji. Działania związane z gospodarką odpadami opisane w kryterium 10.1 pozwoli zminimalizować zagrożenie dla istot morskich. Bez wątplenia konieczne są rozwiązania polityczne jak i prawne obligujące do unikania zastosowania mikrogranulek z tworzyw sztucznych czy też ograniczające zastosowanie opakowań plastikowych. Konieczne jest również rozwijanie sprawnego systemu zbierania i przetwarzania odpadów/zagospodarowywania odpadów z tworzyw sztucznych.

4.20 Wpływ odpadów na zdrowie i śmiertelność organizmów (D10C4)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Morskie organizmy nie są w stanie odróżnić swojego pożywienia od pływającego w wodzie mikroplastiku przez co regularnie go spożywają. W trakcie konferencji „Biological Diversity” przedstawiono wyniki badań pokazujących, że ponad 663 różne gatunki były pod negatywnym działaniem plastikowych odłamków. Niektóre gatunki ryb z łatwością wydalają mikroplastik, przy czym inne niestety nie. Wewnątrz nich odkłada się plastik. Przywołując wyniki badań prezentowanych na powyższej konferencji: u około 35% z 670 zbadanych ryb (łącznie sześciu gatunków) odkryto cząsteczki plastiku. We wnętrznościach jednej ryby znaleziono aż 83 plastikowe fragmenty.

Toksyczne substancje chemiczne dodawane do plastiku w trakcie jego produkcji, mające na celu m.in. zmiękczenie go oraz ochronę przed łatwopalnością, odłączają się od plastikowych fragmentów w środowisku wodnym i stanowią poważne zagrożenie dla morskich organizmów. Popularne, toksyczne zmiękczacze były znalezione w rybach, morskich ssakach oraz mięczakach

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

Zgodnie z decyzją Komisji: gatunki ptaków, ssaków, gadów, ryb lub bezkręgowców, które są narażone na odpady określa kryterium drugorzędne D10C4: Liczba poszczególnych osobników każdego gatunku, które doznały negatywnych skutków z powodu odpadów,

np. w wyniku zaplątania się, innych rodzajów uszkodzeń ciała, wpływu na zdrowie lub śmierci.

Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe dla negatywnych skutków odpadów w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.

Jako skala oceny przyjęto: zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: — dla każdego gatunku ocenianego na podstawie kryterium D10C4, szacunkową liczbę osobników negatywnie dotkniętej populacji na ocenianym obszarze.

Stosowanie kryterium D10C4 do ogólnej oceny dobrego stanu środowiska dla wskaźnika 10 jest uzgadniane na poziomie unijnym. Wyniki dla tego kryterium wnoszą również wkład do ocen w ramach wskaźnika D1 w stosownych przypadkach.

Dla D10C4: monitorowanie może opierać się na przypadkowych zdarzeniach (np. wyrzuconych na brzeg martwych zwierzętach, oplątanych w sieci zwierzętach w koloniach hodowlanych, uszkodzonych osobnikach na badanie).

Jednostki miary dla kryterium D10C4: liczba uszkodzonych osobników (śmierć; efekt subletalny) na gatunek.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

Powinno się podjąć działania w celu określenia właściwości typowych dla Wskaźnika 10.2.1.: Tendencje w zakresie ilości i składu odpadów połkniętych przez zwierzęta morskie (np. analiza treści żołądka).

Ocena sytuacji w POM

Od 2018 r. prowadzony jest regularny monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza.

W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2018 r. uwzględniono wyłącznie dane dotyczące monitoringu odpadów zdeponowanych na linii brzegowej.

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Czynniki, które mogą mieć wpływ na intensyfikację presji na środowisko morskie wywołane odpadami takie jak ilość wytwarzanych odpadów komunalnych w tym odpadów z tworzyw sztucznych na terenie Polski oraz ruch turystyczny i urbanizacja wykazują tendencję wzrostową, stąd można spodziewać się ich dalszego wzmożonego negatywnego wpływu na środowisko morskie.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Do czasu ustanowienia takich wartości progowych w drodze współpracy na poziomie Unii, regionalnym lub podregionalnym, państwa członkowskie powinny mieć możliwość stosowania krajowych wartości progowych, kierunkowych tendencji lub wartości progowych opierających się na presji, jako zamienników.

Propozycje działań ochronnych

Osiągnięcie trendów malejących ilości odpadów stałych pływających na powierzchni i spoczywających na dnie jest możliwe poprzez prowadzenie właściwej edukacji środowisk morskich i odpowiedniej polityki uwzględniającej między innymi wprowadzenie właściwych uregulowań prawnych dotyczących zagospodarowania odpadów morskich.

4.21 Hałas impulsowy (kryterium D10C1)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Zgodnie z RDSM hałas podwodny, w tym hałas impulsowy i ciągły oznacza: „zanieczyszczenie” będące wynikiem działalności człowieka, które powoduje lub może powodować negatywne skutki, takie jak szkody w żywych zasobach i ekosystemach morskich, w tym utratę różnorodności biologicznej”. Jest jednym ze wskaźników jakości dotyczącym określania dobrego stanu środowiska: „Wprowadzenie energii, w tym hałasu podwodnego, utrzymuje się na takim poziomie, że nie powoduje ono negatywnego wpływu na środowisko morskie”. Dźwięk impulsowy charakteryzuje się krótkim czasem trwania i szybkim czasem narastania impulsu. Źródłami hałasu impulsowego są podwodne eksplozje, palowanie, badania sejsmiczne i sonary. Antropogeniczne dźwięki impulsowe mogą powodować zmiany w zachowaniu u zwierząt, odstraszać ich, a także czasową lub trwałą utratę słuchu.

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

W ramach HELCOM opracowywany jest obecnie wskaźnik dotyczący hałasu impulsowego: „Dystrybucja w czasie i przestrzeni głośnego, impulsowego dźwięku o niskiej i średniej częstotliwości” [JSK_8].

Podczas spotkania Ministrów Środowiska Krajów Nadbałtyckich w Brukseli w 2018 r. oraz komisarza UE ds. środowiska, państwa członkowskie zobowiązały się do dalszej owocnej współpracy regionalnej, w celu wymiany dobrych praktyk oraz wypełnienie luk w wiedzy i kontynuowanie regionalnych prac nad opracowaniem wartości progowych dla hałasu podwodnego [JSK_9].

Krajowe prace nad wskaźnikami

W „Zestawie celów środowiskowych dla wód morskich”, które zostały zaakceptowane przez Radę Ministrów 6 listopada 2015 r., w kryterium 11.1: Rozkład czasowo-przestrzenny wysokich, niskich, średnich dźwięków impulsowych został zawarty wskaźnik

podstawowy 11.1. dotyczący badań sejsmicznych, palowania, echosond, wybuchów i urządzeń płoszących: „Odsetek dni i okresów w ciągu roku na obszarach o określonej powierzchni oraz ich rozmieszczenie przestrzenne, w których źródła hałasu związane z działalnością człowieka przekraczają poziomy, które najprawdopodobniej wywierają znaczny wpływ na zwierzęta morskie i które są mierzone jako poziom ekspozycji na hałas (w dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$) lub jako szczytowy poziom ciśnienia akustycznego (w dB re 1 μPa szczyt) na jeden metr, oraz mierzone w zakresie częstotliwości 10 Hz do 10 kHz”. W Aktualizacji wstępnej oceny z 2018 r. dokonano próby oceny stanu środowiska w POM w oparciu o dane z zarejestrowanych eksplozji (źródło danych MON). Ze względu na brak wartości progowych dla kryteriów hałasu, zaproponowane zostały wartości progowe określone w oparciu o dane literaturowe dotyczące reakcji behawioralnych ssaków morskich oraz ryb.

Ocena sytuacji w POM

W POM nie jest prowadzony systematyczny rejestr hałasu impulsowego, a więc trudno jest ocenić jego stan. Co więcej Polska zaraportowała do HELCOM jedynie dane o eksplozjach z lat 2011-2016. Nie ma ogólnodostępnych danych odnośnie do badań sejsmicznych oraz użycia sonarów. Luki w danych powinny być wypełnione poprzez dane z wprowadzenia kampanii monitoringowej. W Aktualizacji wstępnej oceny z 2018 r. dokonano próby oceny stanu środowiska w POM w oparciu o dane z zarejestrowanych eksplozji (źródło danych MON). Dla Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego nie został osiągnięty dobry stan środowiska. Natomiast dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego został osiągnięty dobry stan środowiska [JSK_12].

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Na podstawie danych o wybuchach z HELCOM oraz MON prognozuje się dalsze utrzymanie około 35-45 dni w roku z eksplozjami w POM oraz największego udziału eksplozji o poziomie średnim zarówno w obszarze Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego. Zakładając rozwój energetyki wiatrowej w POM jak jest planowany, poziom hałasu impulsowego powstałego na skutek palowania będzie tymczasowo zwiększać poziom tła akustycznego. Hałas z palowania generuje dźwięki o wysokim poziomie. Jednakże przy zastosowaniu metod mitygujących hałas (jak np. kurtyny powietrzne), możliwe jest ograniczenie propagacji hałasu z palowania.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

W KPOWM z 2017 r. został zawarty wskaźnik podstawowy 11.1. dotyczący dźwięków impulsowych: „Odsetek dni i okresów w ciągu roku na obszarach o określonej powierzchni oraz ich rozmieszczenie przestrzenne, w których źródła hałasu związane z działalnością człowieka przekraczają poziomy, które najprawdopodobniej wywierają znaczny wpływ na zwierzęta morskie i które są mierzone jako poziom ekspozycji na hałas (w dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\cdot\text{s}$)

lub jako szczytowy poziom ciśnienia akustycznego (w dB re 1 μ Pa szczyt) na jeden metr, oraz mierzone w zakresie częstotliwości 10 Hz do 10 kHz". W związku z brakiem systematycznego rejestru, najpierw należałoby rozszerzyć rejestr hałasu impulsowego w POM oraz określić na podstawie najnowszej dostępnej literatury progi hałasu, które nie powinny zostać przekroczone dla każdej grupy zwierząt o podobnej podatności na uszkodzenia słuchu wywołane hałasem impulsowym. Taki rejestr hałasu umożliwiłby zobrazowanie sytuacji w POM.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Działalność antropogeniczna spowodowała wzrost poziomu hałasu podwodnego w ciągu ostatnich kilku dziesięcioleci i stanowi dużą część całkowitego poziomu hałasu otoczenia zwierząt morskich. Dźwięki impulsowe wytwarzane na skutek palowania, eksplozji czy badań sejsmicznych mają duże natężenie i mogą powodować nieodwracalne skutki dla osobników, a w dużej skali czasowo-przestrzennej nawet dla całych populacji, dlatego tak ważne jest monitorowanie hałasu.

Propozycje działań ochronnych

Zaleca się przede wszystkim prowadzenie kampanii monitoringowej hałasu impulsowego oraz wdrożenie rejestru antropogenicznych dźwięków impulsowych (zgodnie z zaleceniami UE), nie tylko eksplozji, ale także użycia air-guns oraz sonarów, a w przyszłości także dźwięków z palowania w POM w trakcie prac inwestycyjnych nad farmami wiatrowymi. Taki rejestr powinien być prowadzony przez kilka lat dla całej polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej na podstawie zebranych danych z raportów OOŚ oraz informacji od właściwych instytucji.

Sugeruje się ograniczenie palowania do miesięcy, które są istotne dla ssaków morskich. Takie ograniczenia mogłyby być ustalane i wydawane wraz z pozwoleniem na prowadzenie działalności w Polskich obszarach morskich związanej z emisją dźwięków impulsowych. Ponadto, podczas działań antropogenicznych powinny być wprowadzane działania mitygujące, np. dla palowania soft-starty oraz kurtyny powietrzne, bądź ekran redukujący hałas. Kurtyna powietrzna to płaszczyzna lub „ściana” pęcherzyków powietrza, które są wytwarzane wokół miejsca, gdzie wbija się pale. Bąbelki powietrza w kurtynie pęcherzykowej tworzą nieciągłości akustycznych impedancji, co skutecznie blokuje transmisję dźwięku. Natomiast ekran redukcji hałasu to hermetyczna stalowa rura otaczająca monopale. Ma podwójne ściany wypełnione powietrzem, ponadto mogą być wprowadzane dodatkowe pęcherzyki powietrza między monopalem a rurą stalową. Dźwięk musi przejść przez wypełniony powietrzem stalowy ekran o podwójnej ścianie i będzie zmniejszony z uwagi na odbicie spowodowane szczeliną impedancyjną.

Kolejnym ważnym aspektem są także obszary Natura 2000, których celem jest utrzymanie lub przywrócenie właściwego stanu ochrony gatunków i ich siedlisk przyrodniczych

objętych ochroną, dla których te obszary zostały wyznaczone. Poziom hałasu podwodnego powinien być bezpieczny na granicy tych obszarów dla gatunków objętych ochroną, a więc nie przekraczać wartości progowych, które powinny zostać sprecyzowane dla każdej grupy zwierząt na podstawie danych literaturowych.

4.22 Hałas ciągły (kryterium D10C2)

Wprowadzenie (istota i znaczenie problemu)

Hałas ciągły może być stały lub powoli zmieniać się w długim przedziale czasu. Źródłami hałasu ciągłego jest transport morski i planowane w POM morskie elektrownie wiatrowe. Antropogeniczny hałas ciągły może maskować sygnały akustyczne zwierząt. Maskowanie występuje, gdy hałas zakłóca wykrywanie biologicznie istotnych sygnałów wykorzystywanych przez zwierzęta morskie do zdobywania pokarmu, komunikacji oraz nawigacji. Jest on naturalnie występującym zjawiskiem w środowisku i ma miejsce, gdy następuje interferencja częstotliwości sygnału zainteresowania i hałasu otoczenia. Zakresy maskowania przez antropogeniczny hałas, zależą głównie od poziomu sygnału zainteresowania, jak również od istniejących poziomów hałasu otoczenia [JSK_3].

IMO w 2012 r. przyjęła przepis Międzynarodowej Konwencji o Bezpieczeństwie Życia na Morzu (SOLAS), który wymaga konstruowania statków o zmniejszonej emisji hałasu. Kwestia hałasu podwodnego i oddziaływania na ssaki morskie została po raz pierwszy podniesiona na konferencji IMO w 2004 r. W 2008 r. Komitet Ochrony Środowiska Morskiego IMO zgodził się opracować wytyczne techniczne, aby zminimalizować wprowadzanie do środowiska morskiego hałasu z żeglugi a tym samym zmniejszenia potencjalnego negatywnego wpływu na życie morskie. W 2014 r. IMO zatwierdziła wytyczne dotyczące redukcji hałasu podwodnego pochodzącego z żeglugi komercyjnej w celu przeciwdziałania niekorzystnemu wpływowi na zwierzęta morskie. Biorąc pod uwagę złożoność związaną z projektowaniem i budową statku, wytyczne koncentrują się na głównych źródłach hałasu podwodnego, a mianowicie na: śrubach napędowych, kształcie kadłuba, maszynach pokładowych oraz zaleceniach dotyczących eksploatacji i konserwacji, takich jak czyszczenie kadłuba. Kwestia hałasu podwodnego i jego wpływu na życie w morzu jest również brana pod uwagę w przyjętych przez IMO „Szczególnie wrażliwych obszarach morskich” (PSSA). Są to obszary uważane za zasługujące na specjalną ochronę ze względu na ich znaczenie ekologiczne, społeczno-gospodarcze lub naukowe. Komitet Ochrony Środowiska Morskiego (MEPC) na swoim posiedzeniu w kwietniu 2018 r. odnotował szereg zgłoszeń dotyczących hałasu podwodnego. Kilka delegacji zgłosiło potrzebę dalszych badań w celu lepszego zrozumienia wpływu podwodnego hałasu pochodzącego z transportu morskiego na życie w morzu. Zachęcano państwa członkowskie do dalszego dzielenia się swoimi doświadczeniami związanymi z redukcją hałasu podwodnego powodowanego przez żeglugę [JSK_15].

Prace nad wskaźnikami w ramach UE/HELCOM

W ramach HELCOM opracowywany jest obecnie wskaźnik dotyczący hałasu ciągłego: „Ciągły dźwięk antropogeniczny o niskiej częstotliwości” [JSK_8]. Zanim nastąpi ustalenie progów wskaźnika dla dobrego stanu środowiska, ważne jest ustalenie aktualnych poziomów tła akustycznego.

Podczas spotkania Ministrów Środowiska Krajów Nadbałtyckich w Brukseli w 2018 r. oraz komisarza UE ds. środowiska, państwa członkowskie zobowiązały się do dalszej owocnej współpracy regionalnej, w celu wymiany dobrych praktyk oraz wypełnienie luk w wiedzy i kontynuowanie regionalnych prac nad opracowaniem wartości progowych dla hałasu podwodnego [JSK_9].

Krajowe prace nad wskaźnikami

W „Zestawie celów środowiskowych dla wód morskich”, które zostały zaakceptowane przez Radę Ministrów 6 listopada 2015 r., został zawarty wskaźnik podstawowy ciągłego hałasu podwodnego na niskich częstotliwościach 11.2. dotyczący tła akustycznego (żegluga morska): „Tendencje w zakresie poziomu tła akustycznego w pasmach o szerokości 1/3 oktawy w zakresie częstotliwości 63 i 125 Hz (częstotliwość środkowa) (re 1 μ Pa RMS; średni poziom hałasu w pasmach o tej szerokości oktawy w okresie jednego roku) mierzony na stacjach obserwacyjnych i/lub przy wykorzystaniu – tam, gdzie stosowne – modeli”. W Aktualizacji wstępnej oceny z 2018 r. zaproponowano użycie wartości progowej dla hałasu ciągłego na poziomie wartości 95 percentyla uśrednionego z danych z projektu BIAS, równego 108 dB [JSK_12].

Ocena sytuacji w POM

Od 2015 r. prowadzony jest pilotażowy monitoring hałasu podwodnego zgodnie z zapisami Programu Monitoringu Wód Morskich. W Aktualizacji wstępnej oceny z 2018 r. dokonano próby oceny stanu środowiska w POM w oparciu o dane monitoringowe z 2016 r. oraz z projektu BIAS. Dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego został osiągnięty dobry stan środowiska. Natomiast dla wschodniego Basenu Bornholmskiego nie został osiągnięty dobry stan środowiska [JSK_12].

W POM w listopadzie i grudniu 2018 r. został przeprowadzony monitoring hałasu podwodnego w sześciu lokalizacjach obszaru badań, obejmującego polską strefę ekonomiczną, ze szczególnym rozgraniczeniem na Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański oraz obszary polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Rejestracja dźwięku podwodnego odbyła się w formie zapisu ciągłego z częstotliwością próbkowania 48 kHz. Analizowano tendencje poziomów tła akustycznego w pasmach o szerokości 1/3 oktawy w zakresie częstotliwości 63 i 125 Hz. Wyniki wskazały na dużą zmienność poziomu hałasu w zależności od lokalizacji pomiarów, potwierdzając, że transport morski stanowi bardzo istotne źródło hałasu ciągłego w POM. Odnotowano

najwyższe wartości poziomu hałasu w obszarach Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego (140 dB re 1 μ Pa i więcej), a niższe wartości, nieprzekraczające 130 dB re 1 μ Pa, zarejestrowano w Basenie Gdańskim [JSK_13].

Prognoza rozwoju sytuacji w scenariuszu BaU

Hałas generowany przez statki jest kluczowym źródłem hałasu ciągłego w Bałtyku. Jego poziom będzie prawdopodobnie wzrastał w przyszłości wraz ze zwiększającym się ruchem statków. Powstanie planowanych morskich farm wiatrowych w POM prawdopodobnie nie zwiększy znacząco poziomu hałasu ciągłego na skutek ich eksploatacji, gdyż poziomy generowanych dźwięków podczas pracy wiatraków nie są znacząco wyższe od poziomu tła akustycznego.

Propozycje dotyczące opracowania wskaźników

W „Zestawie celów środowiskowych dla wód morskich”, które zostały zaakceptowane przez Radę Ministrów 6 listopada 2015 r., został zawarty wskaźnik podstawowy 11.2. dotyczący dźwięków ciągłych: „Tendencje w zakresie poziomu tła akustycznego w pasmach o szerokości 1/3 oktawy w zakresie częstotliwości 63 i 125 Hz (częstotliwość środkowa) (re 1 μ Pa RMS; średni poziom hałasu w pasmach o tej szerokości oktawy w okresie jednego roku) mierzonego na stacjach obserwacyjnych i/lub przy wykorzystaniu – tam, gdzie stosowne – modeli”. Należałoby kontynuować systematyczną kampanię monitoringową hałasu ciągłego w POM, aby móc badać jego trendy w przyszłości.

Ocena zasadności działań ochronnych pomimo braku wskaźników

Działalność antropogeniczna spowodowała wzrost poziomu hałasu podwodnego w ciągu ostatnich kilku dziesięcioleci i stanowi dużą część całkowitego poziomu hałasu otoczenia dla zwierząt morskich. Dźwięki ciągłe wytwarzane przez żeglugę mogą powodować maskowanie sygnałów zwierząt i zmiany w ich zachowaniu. Monitoring poziomu hałasu morskiego może znacząco przyczynić się do poprawy działań ochronnych w przyszłości – poprzez zebrane dane historyczne będzie można racjonalnie oceniać wdrażane wskaźniki podstawowe. Ponadto, dostępność danych z kampanii monitoringowych będzie stanowić ważne źródło danych dla opracowań naukowych.

Propozycje działań ochronnych

Sugeruje się prowadzenie systematycznej kampanii monitoringowej hałasu ciągłego oraz kontrolę ruchu statków w POM. Ponad to ustanawiając ograniczenia dopuszczalnej maksymalnej prędkości statków można zmniejszyć poziom hałasu generowanego przez jednostki pływające i tym samym zminimalizować oddziaływanie na zwierzęta w wodzie.

Podsumowanie 5 analizy luk

5 Podsumowanie analizy luk

5.1 Podsumowanie analizy luk w działaniach

Podsumowując szczegółowe informacje przedstawione w rozdziale 3, poniżej w postaci zbiorczej tabeli przedstawiono wyniki analizy luk w działaniach, w podziale na analizowane akweny, w dwóch horyzontach czasowych – możliwości osiągnięcia GES do 2027 r. (zakończenie II cyklu planistycznego) (Tab. 5.1-1) i 2050 r. (Tab. 5.1-2).

Założono następujące scenariusze w ramach analizy luk w działaniach:

- 1) BaU: Polska nie wdraża KPOWM/aPOWM, pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;
- 2) KPOWM_1: Polska wdraża KPOWM do 2036 r. w zakresie rolnictwa, pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;
- 3) KPOWM_2: Polska wdraża KPOWM do 2036 r., pozostałe państwa HELCOM w 2036 r. osiągają NIC;
- 4) aPOWM_1: Polska wdraża aPOWM i Strategię redukcji biogenów do 2036 r. (tj. osiąga National Input Ceiling (NIC)), pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;
- 5) aPOWM_2: Polska wdraża aPOWM i Strategię redukcji biogenów do 2036 r. (tj. osiąga National Input Ceiling (NIC)), pozostałe państwa HELCOM w 2036 r. również osiągają NIC;
- 6) MAI: Wszystkie państwa HELCOM osiągają NIC/MAI w 2036 r.

Legenda do Tab. 5.1-1i Tab. 5.1-2:

Legenda:	
Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe	A
Osiągnięcie GES mało prawdopodobne	B
Osiągnięcie GES dość prawdopodobne	C
Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne	D
Osiągnięcie GES niemal pewne	E
Prognozowanie skrajnie niepewne	DD
Wskaźnik nie dotyczy podakwenu	

Tab. 5.1-1. Tabela podsumowująca luki w działaniach w perspektywie możliwości osiągnięcia GES do 2027 r.

Wskaźniki	Liczba akwenów ocenionych																																																
	Scenariusz BaU							KPOWM_1					KPOWM_2					aPOWM_1					aPOWM_2					MAI																					
	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D														
Stan reprodukcji foki szarej	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	1 1	0 1	1 1	0 0	0 0	0 0	0 0	1 1	0 1	1 1	0 0	0 0	0 0	0 0							
Liczebność wodnych ptaków lęgowych	7	1	6	0	0	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0
Chlorofil "a" średnia z VI-IX	1 4	1 2	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	1 4	1 2	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	1 4	1 2	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	1 4	1 2	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	1 4	1 2	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	1 4	1 2	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0							
Azot mineralny średnia z roku	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0
Fosfor fosforanowy średnia z roku	1 1	7 7	0 0	1 1	0 0	3 3	0 0	1 1	7 7	0 0	0 0	1 1	3 3	0 0	1 1	6 6	1 1	0 0	1 1	3 3	0 0	1 1	6 6	1 1	0 0	1 1	3 3	0 0	1 1	6 6	1 1	0 0	1 1	3 3	0 0	1 1	2 2	5 5	0 0	1 1	3 3	0 0							
Przezroczystość średnia z VI-IX	1 4	6 6	3 3	4 4	0 0	1 1	0 0	1 4	6 6	3 3	4 4	0 0	1 1	0 0	1 4	6 6	3 3	4 4	0 0	1 1	0 0	1 4	6 6	2 2	5 5	0 0	1 1	0 0	1 4	6 6	1 1	6 6	0 0	1 1	0 0	1 4	6 6	1 1	6 6	0 0	1 1	0 0							
Azot ogólny średnia z roku	7	4	0	2	1	0	0	7	4	0	2	1	0	0	7	4	0	1	2	0	0	7	4	0	1	2	0	0	7	4	0	1	2	0	0	7	4	0	1	2	0	0	7	4	0	1	2	0	0
Fosfor ogólny średnia z roku	7	1	2	2	1	1	0	7	1	2	2	1	1	0	7	1	2	2	1	1	0	7	1	2	2	1	1	0	7	1	2	2	1	1	0	7	0	2	2	2	1	0							

Wskaźniki	Liczba akwenów ocenionych																																								
	Scenariusz BaU						KPOWM_1					KPOWM_2					aPOWM_1					aPOWM_2					MAI														
	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D						
Rozpuszczalny azot mineralny średnia z zimy	1	0	4	1	2	2	1	0	1	0	4	1	2	2	1	0	1	0	4	1	2	2	1	0	1	0	4	1	2	2	1	0	1	0	4	1	2	2	1	0	
Rozpuszczalny fosfor mineralny średnia z zimy	1	4	0	0	1	0	3	0	1	4	0	0	0	1	3	0	1	4	9	1	0	1	3	0	1	4	9	1	0	1	3	0	1	4	9	1	0	1	3	0	
Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu B	1	4	7	5	2	0	0	0	1	4	7	5	2	0	0	0	1	4	7	5	2	0	0	0	0	1	4	7	5	2	0	0	0	1	4	7	5	2	0	0	0
Wskaźnik stanu makrofitów SM1	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0
Makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach ESMIz	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0
Toksyczne zakwity sinic CyaBI	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	3
Wskaźnik zmian	1	4	3	0	2	1	8	0	1	4	3	0	2	1	8	0	1	4	3	0	2	1	8	0	1	4	3	0	2	0	9	0	1	4	3	0	2	0	9	0	

Wskaźniki	Liczba akwenów ocenionych																																									
	Scenariusz BaU							KPOWM_1					KPOWM_2					aPOWM_1					aPOWM_2					MAI														
	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D							
odporności ekosystemu WskZm																																										
Trendy w napływie nowych gatunków obcych	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0
Indeks wielkich ryb LFI	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	0	2	0	0	0	1
Wskaźnik SI	7	3	3	1	0	0	0	7	3	3	1	0	0	0	7	3	3	1	0	0	0	7	3	0	3	1	0	0	7	0	3	1	3	0	0	7	0	3	0	3	1	0
Śmiertelność połowowa	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0
Biomasa stada tarłowego SSB	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0
Aldehyd mrówkowy w wodzie	1				1		1	1				1		1	1				1		1	1				1		1	1				1		1							
PBDE w biotach	4	0	0	0	3	0	1	4	0	0	0	3	0	1	4	0	0	0	3	0	1	4	0	0	0	3	0	1	4	0	0	0	3	0	1	4	0	0	0	3	0	1
Rtęć w biotach	1						1	1					1	1					1	1						1	1						1									
Kadm w biotach	4	2	6	0	0	0	6	4	2	6	0	0	0	6	4	2	6	0	0	0	6	4	2	6	0	0	0	6	4	2	6	0	0	0	6	4	2	6	0	0	0	6
	1						1	1					1	1					1	1						1	1						1									
	4	3	0	0	0	0	1	4	3	0	0	0	0	1	4	3	0	0	0	0	1	4	3	0	0	0	0	1	4	3	0	0	0	0	1	4	3	0	0	0	0	1

Wskaźniki	Liczba akwenów ocenionych																																																
	Scenariusz BaU							KPOWM_1					KPOWM_2					aPOWM_1					aPOWM_2					MAI																					
	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D							
Ołów w biotach	1	0	3	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	1
Heptachlor w biotach	1	1	4	0	0	0	9	1	1	4	0	0	0	9	1	1	4	0	0	0	9	1	1	4	0	0	0	9	1	1	4	0	0	0	9	1	1	4	0	0	0	9	1	1	4	0	0	0	9
Cez 137	1	0	0	2	1	0	1	1	0	0	2	1	0	1	1	0	0	2	1	0	1	1	0	0	2	1	0	1	1	0	0	2	1	0	1	1	0	0	2	1	0	1	1	0	0	2	1	0	1
Test mikrojądrowy	1	0	2	1	0	0	1	1	0	2	1	0	0	1	1	0	2	1	0	0	1	1	0	2	1	0	0	1	1	0	2	1	0	0	1	1	0	2	1	0	0	1	1	0	2	1	0	0	1
PBDE w żywności (ryby)	0						0	0						0	0						0	0						0	0						0	0						0							
Odpady na plażach	1	0	0	3	0	0	7	1	0	0	3	0	0	7	1	0	0	3	0	0	7	1	0	0	3	0	0	7	1	0	0	3	0	0	7	1	0	0	3	0	0	7	1	0	0	3	0	0	7
Dług tlenowy	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0							
Tlen przy dnie	1	3	1	1	4	2	0	1	3	1	1	4	2	0	1	3	1	1	4	2	0	1	3	1	1	4	2	0	1	3	1	1	4	2	0	1	3	1	1	4	2	0	1	3	1	1	4	2	0

Tab. 5.1-2. Tabela podsumowująca luki w działaniach w perspektywie możliwości osiągnięcia GES do 2050 r.

Wskaźniki	Liczba akwenów ocenionych																																			
	Scenariusz BaU						KPOWM_1						KPOWM_2						POWM_1						POWM_2						MAI					
	Razem	A	B	C	D	D	Razem	A	B	C	D	D	Razem	A	B	C	D	D	Razem	A	B	C	D	D	Razem	A	B	C	D	D	Razem	A	B	C	D	D
Stan reprodukcji foki szarej	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	0 0	1 1	1 1	0 0	0 0	0 0	0 0	1 1	0 1	1 0	0 0	0 0	0 0	1 1	0 1	1 0	0 0	0 0	0 0	1 1	0 1	1 0	0 0	0 0	0 0	1 1	0 0	0 0	1 1	0 0	0 0
Liczebność wodnych ptaków lęgowych	7	1	6	0	0	0	7	0	1	2	0	4	7	0	1	2	0	4	7	0	1	2	0	4	7	0	1	2	0	4	7	0	1	2	0	4
Chlorofil "a" średnia z VI-IX	1 4	1 2	1 1	1 0	0 0	0 0	1 4	1 1	1 2	0 0	0 0	0 0	1 4	9 2	2 3	0 0	0 0	0 0	1 4	5 4	4 4	1 0	0 0	0 0	1 4	3 2	7 2	2 0	0 0	0 0	1 4	1 2	8 3	0 0	0 0	0 0
Azot mineralny średnia z roku	4	1	0	0	0	3	4	0	1	0	0	3	5	1	1	0	0	3	4	0	0	1	0	3	4	0	0	1	0	3	4	0	0	1	0	3
Fosfor fosforanowy średnia z roku	1 1	7 0	0 1	0 0	3 0	0 0	1 1	5 1	1 2	0 0	3 0	0 0	1 1	5 0	2 1	3 0	0 0	1 1	4 1	2 1	3 0	0 0	0 0	1 1	3 1	3 1	3 0	0 0	0 0	1 1	2 1	2 2	4 0	0 0	0 0	
Przezroczystość średnia z VI-IX	1 4	7 2	4 4	0 0	1 0	0 0	1 4	0 6	7 7	0 0	1 0	0 0	1 4	0 4	8 0	2 0	0 0	1 4	0 1	1 0	2 0	0 0	0 0	1 4	0 0	0 2	2 2	0 0	0 0	1 4	0 0	8 4	2 0	0 0	0 0	
Azot ogólny średnia z roku	7	4	0	3	0	0	7	1	3	3	0	0	7	1	3	3	0	0	7	0	3	3	1	0	7	0	1	4	2	0	7	0	1	3	3	0
Fosfor ogólny średnia z roku	7	3	1	2	1	0	7	0	1	5	0	1	7	0	0	5	1	1	7	0	0	4	2	1	7	0	0	1	5	1	7	0	0	4	3	0
Rozpuszczalny azot mineralny średnia z zimy	1 0	5 1	1 3	1 0	0 0	0 0	1 0	4 1	4 1	0 0	0 0	0 0	1 0	4 0	5 1	0 0	0 0	1 0	4 0	3 3	0 0	0 0	0 0	1 0	3 1	3 3	0 0	0 0	0 0	1 0	3 1	3 3	0 0	0 0	0 0	
Rozpuszczalny fosfor	1 4	1 0	0 0	1 0	3 0	0 0	1 4	7 2	2 2	0 0	3 0	0 0	1 4	7 0	3 1	3 0	0 0	1 4	4 3	3 1	3 0	0 0	0 0	1 4	3 1	6 1	3 0	0 0	0 0	1 4	2 1	4 3	4 0	0 0	0 0	

Wskaźniki	Liczba akwenów ocenionych																																													
	Scenariusz BaU						KPOWM_1					KPOWM_2					POWM_1					POWM_2					MAI																			
	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D											
mineralny średnia z zimy																																														
Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu B	1	1					1	7	5	2	0	0	0	1	4	7	5	2	0	0	0	1	4	3	9	0	2	0	0	1	4	1	5	6	2	0	0	1	4	1	5	6	2	0	0	
Wskaźnik stanu makrofitów SM1	4	1	2	1	0	0	0	4	1	2	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0	4	0	0	3	1	0	0	0	4	0	0	1	3	0	0	0	4	0	0	1	3	0	0	0	
Makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach ESMlz	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	1	2	0	0	0	0	3	3	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	3	0	0	0	
Toksyczne zakwity sinic CyaBl	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0	0	0	3	
Wskaźnik zmian odporności ekosystemu WskZm	1							1	3	2	1	8	0	0	1	4	3	2	1	8	0	0	1	4	1	2	0	2	9	0	1	4	1	2	0	2	9	0	1	4	1	2	0	2	9	0
Trendy w napływie nowych gatunków obcych	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	0	

Wskaźniki	Liczba akwenów ocenionych																																									
	Scenariusz BaU						KPOWM_1					KPOWM_2					POWM_1					POWM_2					MAI															
	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D							
Indeks wielkich ryb LFI	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	0	2	0	0	0	1	3	0	2	0	0	0	1	3	0	2	0	0	0	1	3	0	0	2	0	0	1
Wskaźnik SI	7	6	1	0	0	0	0	7	2	4	1	0	0	0	7	0	3	2	2	0	0	7	0	3	0	3	1	0	7	0	0	3	0	4	0	7	0	0	2	1	4	0
Śmiertelność połowowa	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0
Biomasa stada tarłowego SSB	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	3	0	2	1	0	0	0	3	0	0	2	1	0	0
Aldehyd mrówkowy w wodzie	1				1		1	1				1		1	1				1		1	1				1		1	1				1		1							
PBDE w biotach	4	0	2	4	2	0	6	4	0	2	4	2	0	6	4	0	2	4	2	0	6	4	0	2	4	2	0	6	4	0	2	4	2	0	6	4	0	2	4	2	0	6
Rtęć w biotach	1						1	1						1	1						1	1						1	1						1							
Kadm w biotach	4	0	8	0	0	0	6	4	0	8	0	0	0	6	4	0	8	0	0	0	6	4	0	8	0	0	0	6	4	0	8	0	0	0	6	4	0	8	0	0	0	6
Ołów w biotach	1						1	1						1	1						1	1						1	1						1							
Heptachlor w biotach	4	0	3	0	0	0	1	4	0	3	0	0	0	1	4	0	3	0	0	0	1	4	0	3	0	0	0	1	4	0	3	0	0	0	1	4	0	3	0	0	0	1
Cez 137	1						1	1						1	1						1	1						1	1						1							
Test mikrojądrowy	4	0	0	3	0	0	1	4	0	0	3	0	0	1	4	0	0	3	0	0	1	4	0	0	3	0	0	1	4	0	0	3	0	0	1	4	0	0	3	0	0	1
PBDE w żywności (ryby)	0						0	0						0	0						0	0						0	0						0							

Wskaźniki	Liczba akwenów ocenionych																																									
	Scenariusz BaU							KPOWM_1					KPOWM_2					POWM_1					POWM_2					MAI														
	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D	Razem	A	B	C	D	E	D							
Odpady na plażach	1	0	0	0	3	0	7	1	0	0	3	0	0	7	1	0	0	0	3	0	0	7	1	0	0	0	3	0	7	1	0	0	0	3	0	7						
Dług tlenowy	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	2	1	0	0	0	0						
Tlen przy dnie	1	4	1	4	2	0	0	1	3	1	1	4	2	0	1	0	2	2	2	5	0	1	0	0	2	3	6	0	1	0	0	0	2	9	0	1	0	0	0	2	9	0

5.2 Podsumowanie analizy luk w wiedzy

Podsumowując szczegółowe informacje przedstawione w rozdziale 3, poniżej w postaci zbiorczej tabeli przedstawiono wyniki analizy luk w działaniach (Tab. 5.2-1).

Tab. 5.2-1. Tabela podsumowująca luki w wiedzy

Nr cechy	Kryteria	Rodzaj kryterium	Opis luki
1	Stan ochrony morświna (wszystkie kryteria deskryptora D1)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak konkretnych wskaźników HELCOM odnoszących się do morświna, ale trwają prace nad ich wprowadzeniem. – Brak długoterminowego programu regionalnego monitoringu liczebności morświna (ostatni tj. SAMBAH zakończył się w 2016 r.).
1	Przyłów ssaków morskich (kryterium D1C1)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak dokładnego i skutecznego monitoringu odławianych przypadkowo ssaków morskich. – Mały nakład obserwacji w POM w porównaniu do niewielkiej populacji morświnów.
1	Siedliska ssaków morskich (kryterium D1C5)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak wskaźników HELCOM dla morświna, ale trwają prace nad ich wprowadzeniem. – Brak długoterminowego programu monitoringu siedlisk morświna w Morzu Bałtyckim (ostatni tj. SAMBAH zakończył się w 2016 r.).
1	Przyłów ryb (kryterium D1C1)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak ustalonych wskaźników i progów GES, rekomendacje ICES dotyczą usprawnienia systemu rejestracji i raportowania przyłówów ryb.
1	Siedliska ryb (kryterium D1C5)	Podstawowe dla gatunków objętych	<ul style="list-style-type: none"> – Systemy monitorowania i oceny siedlisk w Morzu Bałtyckim, m. in. Helcom Underwater Biotope and Habitat Classification System oraz

Nr cechy	Kryteria	Rodzaj kryterium	Opis luki
		załącznikami II, IV i V do dyrektywy 92/43/EWG i drugorzędne w odniesieniu do innych gatunków:	dane o występowaniu kluczowych gatunków ichtiofauny (Abundance of key coastal fish species) i ich grup funkcjonalnych (Abundance of coastal fish key functional groups) nie obejmują informacji z POM, ze względu na brak standardowego monitoringu ichtiofauny w wodach przybrzeżnych Polski. Obecnie informacje o stanie siedlisk ichtiofauny i gatunków ryb dotyczą niemal wyłącznie wód przejściowych.
1	Przylów ptaków morskich (kryterium D1C1)	Drugorzędne	<ul style="list-style-type: none"> – Brak wskaźnika regionalnego (wskaźnik opisowy HELCOM, nie uwzględniany w oceanie GES) i krajowego. – Progi GES w fazie eksperymentalnej tylko dla trzech gatunków ptaków wodnych (w skali regionalnej). – Brak skoordynowanego monitoringu i rzetelnych danych.
1	Zasięg gatunków ptaków i struktura gatunkowa awifauny (kryterium D1C4)	Drugorzędne	<ul style="list-style-type: none"> – Brak wskaźnika regionalnego i krajowego wskaźnika. – Brak monitoringu na wodach otwartych.
1	Siedliska ptaków (D1C5)	Drugorzędne	<ul style="list-style-type: none"> – Brak wskaźnika regionalnego i krajowego wskaźnika dotyczących jakości i stanu siedlisk ptaków.
1	Struktura wielkościowa i zasoby zooplanktonu MSTs – Basen Bornholmski i Basen Gotlandzki (kryterium D1C6)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak ustalonych progów GES dla uzgodnionego na poziomie regionalnym wskaźnika MSTs.
2	Grupy gatunków i siedliska zmienione przez gatunki obce (kryterium drugorzędne D2C3)	Drugorzędne	<ul style="list-style-type: none"> – Brak regionalnych i krajowych wskaźników opisujących wpływ gatunków obcych na siedliska i gatunki rodzime.

Nr cechy	Kryteria	Rodzaj kryterium	Opis luki
3	Przekrój wiekowy i wielkościowy populacji ryb (kryterium D3C3)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak metodyki łączenia ocen poszczególnych wskaźników w ramach jednego kryterium, kryterium wymaga dalszych prac metodologicznych i nie było wykorzystane w Aktualizacji wstępnej oceny w 2018 r.
1, 2, 3, 4	Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych (kryteria D1C2, D1C3, D2C1, D2C2, D3C2, D3C3, D4C1)	Podstawowe, D2C2 - drugorzędne	<ul style="list-style-type: none"> – Dotychczas stosowany w PMŚ indeks stanu ichtiofauny SI jest wykorzystywany jedynie do oceny wód przejściowych, co powoduje istnienie luki w wiedzy związanej z brakiem oceny stanu ichtiofauny w JCWP wód przybrzeżnych oraz brakiem połowów monitoringowych wykonywanych w tej kategorii wód.
6	Integralność dna morskiego – wody otwarte (kryteria D6C1, D6C2, D6C3, D6C5)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak regionalnych i krajowych wskaźników dotyczących czasowych zakłóceń dna m.in. w wyniku trałowania. – Brak regionalnych i krajowych wskaźników zmian w siedliskach wywołanych zakłóceniami.
6	Zasięg utraty siedlisk morskich (kryterium D6C4)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak wskaźników regionalnych i krajowych dotyczących skali utraty siedlisk morskich, z uwzględnieniem znaczenia poszczególnych typów siedlisk dla bioróżnorodności. – Zaawansowane prace regionalne nad wskaźnikiem stanu siedlisk bentosowych.
6	Zasięg antropogenicznych zmian siedlisk morskich (kryterium D6C5)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak regionalnego wskaźnika dotyczącego makrofitów w estuariach (w użyciu jest krajowy wskaźnik ESMLz). – Zaawansowane prace regionalne nad wskaźnikiem stanu siedlisk bentosowych.
8	Zasięg przestrzenny i czas trwania znaczących zanieczyszczeń	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none"> – Brak regionalnych i krajowych wskaźników dotyczących innych substancji niż ropopochodne. – Brak jakichkolwiek wskaźników dotyczących emisji niebezpiecznych substancji z zatopionej amunicji, wraków i platform wiertniczych.

Nr cechy	Kryteria	Rodzaj kryterium	Opis luki
	o charakterze nagłym (kryterium D8C3)		
8	Oddziaływanie znaczących zanieczyszczeń o charakterze nagłym na zdrowie gatunków i siedlisk (kryterium D8C4)	Drugorzędne	– Brak regionalnych i krajowych wskaźników dotyczących oddziaływania substancji niebezpiecznych na gatunki i siedliska.
10	Odpady (kryterium D10C1)	Podstawowe	– Brak regionalnych i krajowych wskaźników dotyczących składu, ilości i rozmieszczenia przestrzennego odpadów na brzegu, w warstwie powierzchniowej słupa wody i na dnie morza.
10	Mikroodpady w środowisku (kryterium D10C2)	Podstawowe	– Brak regionalnych i krajowych wskaźników dotyczących składu, ilości i rozmieszczenia przestrzennego mikroodpadów na brzegu, w warstwie powierzchniowej słupa wody i w osadzie na dnie morza.
10	Mikroodpady w organizmach (kryterium D10C3)	Podstawowe	– Brak regionalnych i krajowych wskaźników dotyczących ilości odpadów i mikroodpadów połkniętych przez zwierzęta morskie.
10	Wpływ odpadów na zdrowie i śmiertelność organizmów (D10C4)	Podstawowe	– Brak regionalnych i krajowych wskaźników liczby poszczególnych osobników każdego gatunku, które doznały negatywnych skutków z powodu odpadów.
11	Hałas impulsowy (kryterium D11C1)	Podstawowe	– Brak konkretnego wskaźnika HELCOM odnoszącego się do hałasu impulsowego, ale trwają prace nad jego wprowadzeniem „Dystrybucja w czasie i przestrzeni głośnego, impulsowego dźwięku o niskiej i średniej częstotliwości”. – W POM nie jest prowadzony systematyczny rejestr hałasu impulsowego.

Nr cechy	Kryteria	Rodzaj kryterium	Opis luki
			<ul style="list-style-type: none">– Polska zaraportowała do HELCOM jedynie dane o eksplozjach. Nie ma ogólnodostępnych danych odnośnie badań sejsmicznych oraz użycia sonarów.
11	Hałas ciągły (kryterium D11C2)	Podstawowe	<ul style="list-style-type: none">– Brak konkretnego wskaźnika HELCOM odnoszącego się do hałasu ciągłego, lecz trwają prace nad jego wprowadzeniem „Ciągły dźwięk antropogeniczny o niskiej częstotliwości”.

Spis rycin

Ryc. 2.1-1 Prognoza polskiego PKB wg OECD	19
Ryc. 2.1-2 Współzależność powierzchni gruntów rolnych i leśnych.....	19
Ryc. 2.1-3 Znormalizowane ładunki azotu wprowadzane do Bałtyku Właściwego w 2018 r. oraz w Scenariuszach prognostycznych.....	33
Ryc. 2.1-4 Znormalizowane ładunki fosforu wprowadzane do Bałtyku Właściwego w 2018 r. oraz w Scenariuszach	33
Ryc. 2.2-1 Źródła rtęci w Bałtyku Właściwym oraz ładunki rzeczne i emisje rtęci do powietrza z Polski.....	35
Ryc. 2.2-2 Zmiany wielkości i struktury emisji rtęci do powietrza z Polski.....	35
Ryc. 2.2-3 Przewidywany trend emisji rtęci do powietrza z Polski	36
Ryc. 2.2-4 Struktura pochodzenia depozycji atmosferycznej rtęci do Bałtyku Właściwego	37
Ryc. 2.2-5 Źródła kadmu w Bałtyku Właściwym oraz ładunki rzeczne i emisje kadmu do powietrza z Polski.....	39
Ryc. 2.2-6 Zmiany wielkości i struktury emisji kadmu do powietrza z Polski	39
Ryc. 2.2-7 Struktura pochodzenia depozycji atmosferycznej kadmu do Bałtyku Właściwego.....	40
Ryc. 2.2-8 Źródła ołowiu w Bałtyku Właściwym oraz ładunki rzeczne i emisje kadmu do powietrza z Polski.....	41
Ryc. 2.2-9 Zmiany wielkości i struktury emisji ołowiu do powietrza z Polski.....	42
Ryc. 2.2-10 Struktura pochodzenia depozycji atmosferycznej ołowiu do Bałtyku Właściwego.....	42
Ryc. 2.3-1 Podstawowe trendy w ruchu turystycznym w województwach nadmorskich w latach 2004-2019.....	44
Ryc. 2.3-2 Dynamika liczby noclegów na tle wzrostu PKB w latach 2005-2017.....	45
Ryc. 2.5-1 Obszary nadmorskie wg. Eurostat/GUS, Źródło: [ODPADY_2]	47
Ryc. 2.5-2 Odpady komunalne zebrane w Polsce w latach 2014 – 2019 (Mg/rok).....	48
Ryc. 2.5-3 Emisja plastiku z rzek, Źródło: [ODPADY_12].....	51
Ryc. 2.5-4 Odpady tworzyw sztucznych zebrane w Polsce w latach 2014 – 2019 (Mg/rok)	52
Ryc. 2.6-1 Eksplozje w POM w latach 2011–2016, zarejestrowane przez HELCOM [JSK_7]	54
Ryc. 2.6-2 Udział poszczególnych poziomów eksplozji w obszarze Basenu Gdańskiego w latach 2011–2016 (kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski) (źródło danych MON) [JSK_12]	55
Ryc. 2.6-3 Udział poszczególnych typów siły eksplozji w obszarze Basenu Bornholmskiego w latach 2011–2016 (kolor ciemnoczerwony – poziom bardzo wysoki, kolor czerwony –	

poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski) (źródło danych MON) [JSK_12]	55
Ryc. 2.6-4 Przewidywana produkcja energii elektrycznej w morskich farmach wiatrowych Morza Bałtyckiego w latach 2010-2030 w megawatach (MW) [JSK_30]	56
Ryc. 2.6-5 Żegluga Bliskiego Zasięgu towarów w UE w latach 2005-2018 [JSK_14].....	57
Ryc. 2.6-6 Wartość eksportu i importu morskiego w Polsce w latach 2005-2019 [JSK_14]	58
Ryc. 2.6-7 Prognoza światowego transportu na lata 2030 i 2050	58
Ryc. 2.6-8 Dynamika przeładunków w Gdańsku w latach 2009-2019	59
Ryc. 3.2-1 Wskaźnik liczebności populacji czernicy w Polsce. Źródło: Monitoring Ptaków Mokradeł, GIOŚ	76
Ryc. 3.2-2 Wskaźnik liczebności populacji mewy siwej w Polsce. Źródło: Monitoring Ptaków Mokradeł, GIOŚ	77
Ryc. 3.2-3 Wskaźnik liczebności populacji rybitwy rzecznej w Polsce. Źródło: Monitoring Ptaków Mokradeł, GIOŚ.....	78
Ryc. 3.2-4 Wskaźnik liczebności populacji rybitwy czubatej w Polsce. Źródło: Monitorng Rybitwy Czubatej, GIOŚ	79
Ryc. 3.2-5 Monitoring ohara. Kwadraty: czerwone - więcej niż 1 para, zielone - 1 para, obrys - brak stwierdzeń. Źródło: MONITORING PTAKÓW WYBRZEŻA I RZEK, GIOŚ	80
Ryc. 3.2-6 Monitoring sieweczki obrożnej. Kwadraty: czerwone - więcej niż 1 para, zielone - 1 para, obrys - brak stwierdzeń. Źródło: MONITORING PTAKÓW WYBRZEŻA I RZEK , GIOŚ	81
Ryc. 3.2-7 Wskaźnik liczebności populacji biegusa zmiennego w Polsce. Źródło: MONITORING BIEGUSA ZMIENNEGO (MBZ), GIOŚ	81
Ryc. 3.9-1 Skumulowana liczba gatunków obcych w Bałtyku wg danych HELCOM (źródło: [PK_35])	99
Ryc. 3.9-2 Stwierdzenia nowych gatunków obcych w Bałtyku wg danych HELCOM (źródło: [PK_35])	100
Ryc. 3.9-3. Skumulowana liczba gatunków obcych w POM	100
Ryc. 3.9-4. Nowe stwierdzenia gatunków obcych w POM.....	101
Ryc. 3.12-1 Efektywność inwestycji w redukcję ładunków azotu ze ścieków komunalnych	110
Ryc. 3.12-2 Efektywność inwestycji w redukcję ładunków fosforu ze ścieków komunalnych	110

Spis tabel

Tab. 2.1-1 Znormalizowany bilans rzecznych ładunków azotu w 2018 r.	25
Tab. 2.1-2 Znormalizowany bilans rzecznych ładunków fosforu w 2018 r.	25
Tab. 2.1-3 Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków azotu w 2050 r. – Scenariusz 1 (BaU)	25
Tab. 2.1-4 Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków fosforu w 2050 r. – Scenariusz 1 (BaU)	26
Tab. 2.1-5 Pozostałe do osiągnięcia redukcje biogenów w ramach KPOWM [tony/rok] ..	27
Tab. 2.1-6 Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków azotu w 2050 r. – Scenariusze KPOWM_1 i KPOWM_2	28
Tab. 2.1-7 Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków fosforu w 2050 r. – Scenariusze KPOWM_1 i KPOWM_2	28
Tab. 2.1-8 Zestawienie przewidywanych redukcji biogenów wynikających z pełnej realizacji aPOWM	29
Tab. 2.1-9 Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków azotu w 2050 r. – scenariusze aPOWM_1 i aPOWM_2	31
Tab. 2.1-10 Prognoza znormalizowanego bilansu rzecznych ładunków fosforu w 2050 r. – scenariusze aPOWM_1 i aPOWM_2	31
Tab. 2.1-7 Ładunki jednostkowe azotu i fosforu trafiające do Bałtyku z państw HELCOM (2018 r.).....	32
Tab. 2.5-1 Odpady komunalne zebrane w Polsce w latach 2014 – 2019 (Mg/rok).....	48
Tab. 2.5-2 Odpady tworzyw sztucznych zebrane w Polsce w latach 2014 – 2019 (Mg/rok)	51
Tab. 2.6-1 Odnotowane poziomy hałasów z eksploatowanych farm wiatrowych	61
Tab. 3.2-1 Gatunki lęgowe uwzględniane we wskaźniku zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych z uwzględnieniem oceny HELCOM, liczebności w Polsce i trendu populacji w Polsce. Kolor zielony oznacza pozytywną ocenę wskaźnika, kolor czerwony – negatywną	73
Tab. 3.5-1. Prawdopodobieństwo osiągnięcia przez wskaźnik B wartości GES w horyzontach czasowych 2027 r. i 2050 r.	92
Tab. 3.6-1. Prawdopodobieństwo osiągnięcia przez wskaźnik SM1 wartości GES w horyzontach czasowych 2027 r. i 2050 r.	94
Tab. 3.7-1. Prawdopodobieństwo osiągnięcia przez wskaźnik SM1 wartości GES w horyzontach czasowych 2027 r. i 2050 r.	96
Tab. 3.9-1. Prawdopodobieństwo osiągnięcia przez wskaźnik „Trendy w pojawianiu się nowych gatunków” wartości GES w horyzontach czasowych 2027 r. i 2050 r.	102
Tab. 3.12-1. Skala ocen prawdopodobieństwa osiągnięcia GES przez podstawowe wskaźniki eutrofizacji.....	112

Tab. 3.12-2. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Azot ogólny - średnia roczna” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	113
Tab. 3.12-3. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Azot ogólny - średnia z lata” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	114
Tab. 3.12-4. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Azot mineralny (DIN) – średnia z zimy” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	114
Tab. 3.12-5. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Azot mineralny (DIN) – średnia roczna” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	115
Tab. 3.12-6. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Fosfor ogólny – średnia roczna” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	115
Tab. 3.12-7. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Fosfor ogólny – średnia z lata” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	116
Tab. 3.12-8. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Fosfor mineralny (DIP) – średnia z zimy” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	116
Tab. 3.12-9. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Chlorofil „a” – średnia z lata” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	117
Tab. 3.12-10. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Widzialność krążka Secchiego – średnia z lata” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	118
Tab. 3.12-11. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Długość tlenowy” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	118
Tab. 3.12-12. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania oceny GES przez wskaźnik „Minimalne stężenie przy dnie latem” w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	119
Tab. 3.12-13. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez cechę D5 oceny GES w 2050 r. na podstawie średnich z ocen wskaźników przedstawionych w Tabelach 3.12-2-3.12-12.	119
Tab. 3.15-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik PDBE oceny GES w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	126
Tab. 3.16-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Rtęć w organizmach oceny GES.	129
Tab. 3.17-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Kadm w organizmach oceny GES w perspektywie 2027 i 2050 r.	132
Tab. 3.18-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Ołów w organizmach oceny GES w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	134
Tab. 3.19-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Heptachlor w organizmach oceny GES w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	137
Tab. 3.20-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Cez-137 oceny GES w perspektywie 2027 r. i 2050 r.	139
Tab. 3.21-1. Ocena prawdopodobieństwa uzyskania przez wskaźnik Test mikrojądrowy oceny GES w 2027 r. i 2050 r.	141
Tab. 4.2-1. Wartości progowe przypadkowych połowów morświna.	150

Tab. 4.6-1. Wartości progowe tymczasowe dla wskaźnika do kryterium D1C1: przyłów ptaków. Źródło: LIK_5	163
Tab. 5.1-1. Tabela podsumowująca luki w działaniach w perspektywie możliwości osiągnięcia GES do 2027 r.	207
Tab. 5.1-2. Tabela podsumowująca luki w działaniach w perspektywie możliwości osiągnięcia GES do 2050 r.	211
Tab. 5.2-1. Tabela podsumowująca luki w wiedzy	215

Bibliografia

- PK_01 Opracowanie bilansu ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych rzekami do Morza Bałtyckiego – PLC 7. KZGW, 2020
- PK_02 GUS. 2014. Prognoza ludności na lata 2014-2050. GUS, Warszawa 2014
- PK_03 World Population Prospects 2019 Data Booklet. United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2019
- PK_04 <https://data.oecd.org>
- PK_05 The Long View How will the global eco116, order change by 2050? Price Waterhouse Cooper, February 2017
- PK_06 Kaliszewski A., Wysocka-Fijorek E., Młynarski W., Jabłoński M., Aktualizacja Krajowego Programu Zwiększania Lesistości Kraju. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, październik 2014
- PK_07 <https://bdl.stat.gov.pl/BDL/start>
- PK_08 The future of food and agriculture. Alternative pathways to 2050. Summary version. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2018.
- PK_09 <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/>
- PK_10 https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/aei_fm_usefert/default/table?lang=en
- PK_11 Polski handel zagraniczny produktami mięsnymi w 2019 r. Krajowy Ośrodek Wsparcia Rolnictwa. Biuro Analiz i Strategii, Warszawa, 13 lutego 2020
- PK_12 Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich I TZO za lata 1990 – 2018. Raport syntetyczny. Ministerstwo Klimatu, Warszawa, 2020
- PK_13 Tipping E., Benham S., Boyle J.F., Crow P., Davies J., Fischer U., Guyatt H., Helliwell R., Jackson-Blake L., Lawlor A.J., Monteith D.T., Rowe E.C., Toberman H., Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. Environmental Sci: Processes and Impacts DOI: 10.1039/c3em00641g, February 2014
- PK_14 https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_ww_con/default/table?lang=en
- PK_15 <https://www.eumofa.eu/data>
- PK_16 Hryszko K., Lirski A., Myszkowski L., Wolnicki J., Niezależne sprawozdanie z obrotu ryb i skorupiaków krajowej akwakultury - ocena dobrych, zrównoważonych perspektyw rynkowych. IRŚ, Olsztyn, 2018
- PK_17 Kause A., Tobin D., Houlihan D.F., Martin S.A., Mäntysaari E.A., Ritola O., Ruohonen K., Feed efficiency of rainbow trout can be improved through selection: different

- genetic potential on alternative diets. *J Anim Sci.* 2006 Apr; 84(4): 807-17. doi: 10.2527/2006.844807x.
- PK_18 Hasan M., Soto D. Improving feed conversion ratio and its impact on reducing greenhouse gas emissions in aquaculture. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome 2017
- PK_19 Kause, A., Kiessling, A., Martin, S., Houlihan, D., & Ruohonen, K. (2016). Genetic improvement of feed conversion ratio via indirect selection against lipid deposition in farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). *British Journal of Nutrition*, 116(9), 1656-1665. doi:10.1017/S0007114516003603
- PK_20 Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 11 grudnia 2017 r. w sprawie przyjęcia Krajowego programu ochrony wód morskich. Dz.U. 2017 poz. 2469
- PK_21 Wyciąg z bazy danych HELCOM DataForMAIndicatorInputs20200916.xlsx
- PK_22 Dane EMEP o depozycji metali ciężkich do Bałtyku (1990-2017)
- PK_23 Annex_I_PL_LRTAP_1990-2018.xlsx, KOBIZE, 2019
- PK_24 Identyfikacja presji w regionach wodnych i na obszarach dorzeczy, Część II. KZGW, 2019
- PK_25 Opracowanie analizy presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia lądowego na wody morskie, KZGW, 2017
- PK_26 „Aktualizacje wykazów wielkości emisji i stężeń emisji substancji priorytetowych oraz innych substancji powodujących zanieczyszczenie, dla których zostały określone środowiskowe normy jakości”, sporządzone dla obszarów działania 10 Regionalnych Zarządów Gospodarki Wodnej w 2018 r.
- PK_27 Gusev A., (ed) Atmospheric deposition of heavy metals on the Baltic Sea. EMEP, 2015
- PK_28 Gusev. A. Atmospheric deposition of heavy metals on the Baltic Sea, EMEP, 2019
- PK_29. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/kultura-turystyka-sport/turystyka/>
- PK_30 Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. GIOŚ, Warszawa, marzec 2018
- PK_31 <https://maps.helcom.fi/website/mapservice/>
- PK_32 Korpinen S. Observed non-indigenous and cryptogenic species in the Baltic Sea. HELCOM, 2012
- PK_33 Szaniawska A. Gatunki obce w Morzu Bałtyckim: inwazja czy zasiedlanie? Instytut Oceanografii UG, 2015
- PK_34 <https://clearseas.org/en/invasive-species/>

- PK_35 <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/pressures-and-their-status/non-indigenous-species/>
- PK_36 Tykarska M.B. Gatunki obce – w Morzu Bałtyckim i w systemie prawnym. Tutoring Gedanensis 2(1) 32–36 (2017)
- PK_37 Dziubińska A. Mytilopsis leucophaeata, an alien dreissenid bivalve discovered in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). OCEANOLOGIA, 53(2), 2011. pp. 651–655.
- PK_38 <https://hel.ug.edu.pl/2015/01/06/nowe-muszelki-w-zatoce-gdanskiej/>
- PK_39 HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration. Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea. 3 October 2013, Copenhagen, Denmark
- PK_40 <https://www.wios.olsztyn.pl>
- PK_41 Sprawozdanie z realizacji KPOŚK za 2018 r. PGW Wody Polskie 2019
- PK_42 Vítěz T., Vítězová M., Nováčková M., Kushkevych I., Activated Sludge Respiration Activity Inhibition Caused by Mobile Toilet Chemicals. Processes. 2020; 8(5):598. <https://doi.org/10.3390/pr8050598>
- PK_43 Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Baltic Sea. Baltic Marine Environment Protection Commission. BSEP no 172, HELCOM, 2020
- PK_44 Science for Environment Policy. In-depth report 15. Tackling mercury pollution in the EU and worldwide. European Commission, November 2017
- PK_45 HELCOM Indicators. Metals (mercury, cadmium lead). HELCOM core indicator report, July 2018
- PK_46 HELCOM Indicators. State of the soft-bottom macrofauna community. HELCOM core indicator report, July 2018
- PK_47 Howarth, L.M., Waggitt J.J., Bolam S.G., Eggleton J., Somerfield P.J., Hiddink J.G., Effects of Bottom Trawling and Primary Production on the Composition of Biological Traits in Benthic Assemblages. Marine Ecology Progress Series 602 (2018): 31–48. <https://www.jstor.org/stable/26508785>.
- PK_48 Jones J. B. Environmental impact of trawling on the seabed: A review. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 26:1, 59-67
- PK_49 Nelson Beyer W., Krynitsky A. J. Long-Term Persistence of Dieldrin, DDT, and Heptachlor Epoxide in Earthworms. Ambio, Vol. 18, No. 5 (1989), pp. 271-273 (3 pages)
- PK_50 HELCOM, 2010 Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B.

- PK_51 HELCOM Indicators. Operational oil spills from ships. HELCOM core indicator report July 2018
- PK_52 HELCOM Indicators. Zooplankton mean size and total stock (MSTS). HELCOM core indicator report July 2018
- PK_53 <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/pressures-and-their-status/seabed-loss-and-disturbance/#bottom-trawling>
- PK_54 HELCOM, 2013. HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.
- PK_55 HELCOM Indicator “Condition of benthic habitats” Method description and test cases. version 10-18-2017
- PK_56 <https://www.conserve-energy-future.com/climate-change-threat-to-cod-population-and-fisheries.php>
- PK_57 <https://en.wikipedia.org/wiki/Cason>
- PK_58 https://en.wikipedia.org/wiki/Deepwater_Horizon_oil_spill
- PK_59 Informacja o wynikach kontroli. Przeciwdziałanie zagrożeniom wynikającym z zalegania materiałów niebezpiecznych na dnie morza bałtyckiego. Najwyższa Izba Kontroli, Delegatura w Gdańsku. LGD.430.001.2020, Nr ewid. 192/2019/P/19/068/LGD
- PK_60 Margoński P., Całkiewicz J. Testowanie wskaźnika MSTS dla akwenów Basenu Bornholmskiego i Wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz dla Basenu Gdańskiego. MIR, GIOŚ, Gdynia 25.11.2020
- PK_61 https://www.gios.gov.pl/bip/zamowienie_publiczne.php?id=925

Hałas (JSK)

- JSK_1 Betke, K. (2014). Underwater construction and operational noise at alpha ventus, Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus, 2014, p. 171-180
- JSK_2 Dyndo, M., Wiśniewska, D. M., Rojano-Doñate, L., & Madsen, P. T. (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. Scientific Reports, 5
- JSK_3 Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., Dooling, R. (2016). Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. Marine Pollution Bulletin, 103: 15-38.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.007>
- JSK_4 Global Compact Poland (2016). Bałtyk dla Wszystkich, w ramach Programu Bałtyk 2015 – 2020

- JSK_5 Greene, C. R., & Richardson, W. J. (1988). Characteristics of marine seismic survey sounds in the *Beaufort Sea*. *Journal of the Acoustical Society of America*, 83(6), 2246-2254. doi:10.1121/1.396354
- JSK_6 Greene, C. R., & Moore, S. E. (1995). Man-made Noise. In W. J. Richardson, C. R. Greene, C. Malme, & D. H. Thomson (Eds.), *Marine Mammals and Noise* (pp. 101-158). San Diego: Academic Press
- JSK_7 HELCOM, <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/pressures-and-their-status/underwater-sound/#impulsive-sound>
- JSK_8 HELCOM (2018). Implementation of the Baltic Sea Action Plan 2018
- JSK_9 HELCOM (2018). Declaration of the Ministers of the Environment of the Baltic Coastal Countries and the EU Environment Commissioner, HELCOM Brussels Declaration 2018
- JSK_10 Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., & Madsen, P. T. (2014). High frequency component of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of the Acoustical Society of America*, 136(4), 1640-1653.
- JSK_11 Hermannsen, L., Tougaard, J., Beedholm, K., Nabe-Nielsen, J., & Madsen, P. T. (2015). Characteristics and Propagation of Airgun Pulses in Shallow Water with Implications for Effects on Small Marine Mammals. *Plos One*, 10(7). doi:10.1371/journal.pone.0133436
- JSK_12 IMGW (2018). Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich
- JSK_13 IMGW (2020). Warunki meteorologiczne i hydrologiczne oraz charakterystyka elementów fizycznych, chemicznych i biologicznych południowego Bałtyku w 2018 roku
- JSK_14 IMO. Maritime transport statistics - short sea shipping of goods - Statistics Explained (europa.eu)
- JSK_15 IMO. Ship noise (imo.org)
- JSK_16 ITF OECD/International Transport (2019). ITF Transport Outlook 2017. OECD, Paryż, 2019
- JSK_17 Matuschek, R., & Betke, K. (2009). Measurements of Construction Noise During Pile Driving of Offshore Research Platforms and Wind Farms. Proc. NAG/DAGA 2009 - Rotterdam Int. Conf. on Acoustics (Rotterdam)
- JSK_18 McDonald, M. A., Hildebrand, J. A., & Wiggins, S. M. (2006). Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. *Journal of the Acoustical Society of America*, 120(2), 711-718

- JSK_19 National Research Council (2003). Ocean Noise And Marina Mammals. Washington, DC: The National Academies Press
- JSK_20 Nedwell, J.R., Parvin, S.J., Edwards, B., Workman, R., Brooker, A.G., Kynoch, J.E. (2007). Measurement and interpretation of underwater noise during construction and operation of offshore windfarms in UK waters, Subacoustech Report, 2007, No. 544R0738 to COWRIE Ltd. ISBN: 978-0-9554279-5-4
- JSK_21 Norro, A, Sigray, P., Marven WP. (2015), Underwater noise measurements at Belgium offshore wind farm. Appendix to Thomsen at al
- JSK_22 Port Gdańsk, <https://www.portgdansk.pl>
- JSK_23 Ross, D. (1976). Mechanics of Underwater Noise. New York: Pergamon Press
- JSK_24 Richardson, W. J., Greene, C. R., Malme, C., & Thomson, D. H. (1995). Marine Mammals And Noise: Academic Press
- JSK_25 Spence J., Fischer R., Bahtiarian M., Boroditsky L., Jones N., Dempsey R. (2007). Review of Existing and Future Potential Treatments for Reducing Underwater Sound from Oil and Gas Industry Activities, London: Joint Industry Programme on E&P Sound and Marine Life
- JSK_26 Thomsen, F., Laczny, M., Piper, W. (2006). A recovery of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the southern North Sea? A case study off Eastern Frisia, Germany, *Helgol Mar Res*, 60, 189–195
- JSK_27 Thomsen, F., Gill, A., Kosecka, M., Andersson, M., Andre, M., Degraer, S., Folegot, T., Gabriel, J., Judd, A., Neumann, T., Norro, A., Risch, D., Sigray, P., Wood, D., Wilson, B. (2015). MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy, Final study report, RTD-KI-NA-27-738-EN-N, doi:10.2777/272281
- JSK_28 Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H., & Rasmussen, P. (2009a). Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *Journal of the Acoustical Society of America*, 126(1), 11-14. doi:10.1121/1.3132523
- JSK_29 Tougaard, J., Henriksen, O.D., Miller, L.A. (2009b) Underwater noise from three types of offshore wind turbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals, *J. Acoust. Soc. Am.*, 125(6):3766–3773
- JSK_30 WWF (2010). Przyszłość Morza Bałtyckiego – tendencje rozwojowe. Program WWF na rzecz ochrony Ekoregionu Bałtyckiego
- JSK_31 Van Radecke, H., Benesch, M. (2012) Messung der Betriebsgeräusche von Offshore-WEA zur Bestimmung des Schalleintrags durch die Schallübertragungsfunktion

zwischen Tumor und Wasser an Anlagen im Testfeld Offshore, Schlussbericht, Förderkennzeichen, 0327687

Odpady (Odpady)

ODPADY_1 Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea. B. Graca, K. Szewc, D. Zakrzewska, A. Dołęga, M. Szczerbowska-Boruchowska.

ODPADY_2 Analizy statystyczne GUS – turystyka 2019 r. Urząd Statystyczny w Rzeszowie – Ośrodek Statystyki Sportu i Turystyki, Podkarpacki Ośrodek Badań Regionalnych.

ODPADY_3 Analizy statystyczne GUS – turystyka 2018 r. Urząd Statystyczny w Rzeszowie – Ośrodek Statystyki Sportu i Turystyki, Podkarpacki Ośrodek Badań Regionalnych.

ODPADY_4 Bank Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego: grupa G233-odpady komunalne, podgrupa P2174-odpady zebrane w ciągu roku.

ODPADY_5 Bank Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego: grupa G233-odpady komunalne, podgrupa P2175-odpady zebrane selektywnie w ciągu roku.

ODPADY_6 Tygodnik-Gospodarczy - Polski Instytut Ekonomiczny-01-2020.

ODPADY_7 Analizy Polskiej Izby Opakowań. Waław Wasiaś, dyrektor Polskiej Izby Opakowań.

ODPADY_8 DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY (UE) 2018/852 z dnia 30 maja 2018 r. zmieniająca dyrektywę 94/62/WE sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych.

ODPADY_9 The Baltic sea blueprint - Kompleksowy plan działania dotyczący zagubionych sieci rybackich – rekomendacje z projektu MARELITT Baltic. Vesa Tschernij Marek Press Sylwia Migdał Dr. Andrea Stolte Jochen Lamp.

ODPADY_10 Lei Mai, Xiang-Fei Sun, Lin-Lin Xia, Lian-Jun Bao, Liang-Ying Liu, Eddy Y. Zeng. Global Riverine Plastic Outflows. Environmental Science & Technology 2020.

ODPADY_11 Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 347(6223).

ODPADY_12 River plastic emissions to the world's oceans Laurent C. M. Lebreton, Joost van der Zwet, Jan-Willem Damsteeg, Boyan Slat, Anthony Andrady & Julia Reisser.

Ptaki (LIK)

LIK_0 HELCOM. (2018a). Abundance of waterbirds in the breeding season Key Message. In HELCOM core indicator report. Retrieved from www.helcom.fi

- LIK_1 Chodkiewicz, T., Kuczyński, L., Sikora, A., Chylarecki, P., Neubauer, G., & Ławicki, Ł. (2015). Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008 – 2012. *Ornis Polonica*, 56, 149–189.
- LIK_2 Chylarecki P., Chodkiewicz T., Neubauer G., Sikora A., Meissner W., Woźniak B., Wylegała P., Ławicki Ł., Marchowski D., Betleja J., Bzoma S., Cenian Z., Górski A., Korniluk M., Moczarska J., Ochocińska D., Rubacha S., Wieloch M., Zielińska M., Zieliński P., Kuczyński L. 2018. Trendy liczebności ptaków w Polsce. *GIOŚ*, Warszawa.
- LIK_3 HELCOM (2018b): State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings*
- LIK_4 Žydelis, R., J. Bellebaum, H. Österblom, M. Vetemaa, B. Schirmeister, A. Step Niece, M. Dagys, M. van Eerden & S. Garthe (2009): Bycatch in gillnet fisheries – an overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation* 142: 1269-1281.
- LIK_5 HELCOM, 2013. HELCOM core indicators: Final report of the HELCOM CORESET project. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 136
- LIK_6 Koschinski, S., Dierschke, V., Carlström, J., & Linkowski, T. (2013). Number of drowned mammals and waterbirds in fishing gear. *HELCOM Core Indicator Report*, (July), 1–22. Retrieved from http://www.helcom.fi/Core_Indicators/HELCOM-CoreIndicator-Number_of_drowned_mammals_and_waterbirds_in_fishing_gear.pdf
- LIK_7 Kraśniewski, W., Zalewska, T., & Danowska, B. (2018). Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.
- LIK_8 Psuty I., L. Szymanek, J. Całkiewicz, Ł. Dziemian, A. Ameryk, M. Ramutkowski, K. Spich, T. Wodzinowski, A. Woźniczka, R. Zaporowski. 2017. Opracowanie podstaw racjonalnego monitorowania przyłowu ptaków w celu zrównoważonego zarządzania rybołówstwem przybrzeżnym namorskich obszarach NATURA 2000. Gdynia. Morski Instytut Rybacki -Państwowy Instytut Badawczy. ISBN 978- 83-61650-20-1. Dostępny w: przylowy.mir.gdynia.pl/monografia
- LIK_9 Vallecillo, S., Maes, J., Polce, C., & Lavalle, C. (2016). A habitat quality indicator for common birds in Europe based on species distribution models. *Ecological Indicators*, 69(June), 488–499. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.008>
- LIK_10 Palialexis A., D. Connor, D. Damalas, J. Gonzalvo, D. Micu, I. Mitchel, S. Korpinen, A. F. Rees and F. Somma. Indicators for status assessment of species, relevant to MSFD Biodiversity Descriptor. EUR 29820 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-09156-1, doi:10.2760/282667, JRC117126
- LIK_11 BirdLife International and the Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels (ACAP) Bycatch Mitigation Introduction Sept 2014

- LIK_12 BirdLife International (2013) BirdLife is working with Regional Fisheries Management Organisations to reduce albatross declines. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 24/11/2020
- LIK_13 Anderson, O. R. J., Small, C. J., Croxall, J. P., Dunn, E. K., Sullivan, B. J., Yates, O., & Black, A. (2011). Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research*, 14(2), 91–106. <https://doi.org/10.3354/esr00347>
- LIK_14 Brothers, N., Duckworth, A. R., Safina, C., & Gilman, E. L. (2010). Seabird bycatch in pelagic longline fisheries is grossly underestimated when using only haul data. *PLoS ONE*, 5(8).
- LIK_15 Brothers, N. P., Cooper, J., & Løkkeborg, S. (1999). The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation. *FAO Fisheries Circular* (937), 100p.
- LIK_16 KOMISJA EUROPEJSKA. (2012). Plan działania na rzecz ograniczenia przypadkowego chwytania ptaków morskich w narzędzia połowowe. KOMUNIKAT KOMISJI DO PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY, pp. 1–6.
- LIK_17 Birdlife International. (2014b). Practical information on seabird bycatch mitigation measures Trawl Fisheries: Net entanglement.
- LIK_18 Birdlife International. (2014a). Practical information on seabird bycatch mitigation measures Trawl Fisheries: Warp strike.
- LIK_19 Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. (2013). Warp strike mitigation devices in use on trawlers > 28 m in length operating in New Zealand fisheries
- LIK_20 Bukaciński D., Bukacińska M. 2015. Kluczowe gatunki ptaków siewkowych na środkowej Wiśle: biologia, ekologia, ochrona i występowanie. STOP, Warszawa.
- LIK_21 Chodkiewicz T, Neubauer G., Sikora A., Ławicki Ł., Meissner W., Bobrek R., Chylarecki, P. (2018). Monitoring Ptaków Polski w latach 2016–2018.

Ssaki morskie (EK)

- EK_1 Bjørge A. and Tolley K.A., 2009, Harbor Porpoise: *Phocoena phocoena*, *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second Edition), pp 530-533.
- EK_2 SAMBAH, 2017, Final report, pp 77, dostępny: <http://www.sambah.org/SAMBAH-Final-Report-FINAL-for-website-April-2017.pdf>
- EK_3 Kinze C.C., 1994, Incidental catches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish waters, 1986-89, Report of the International Whaling Commission, Special Issue 15: 183–187.

- EK_4 <http://maps.helcom.fi/website/mapservice/?datasetID=af508434-13f6-4453-95ce-523c96f8dc47>
- EK_5 Klinowska M., 1991, Harbour porpoise. In: Dolphins, Porpoises and Whales of the World, The IUCN Red Data Book. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, K: 88–101.
- EK_6 Lockyer C., 2003, Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters, NAMMCO Scientific Publications 5: 71–89.
- EK_7 http://morskiesiedliska.gios.gov.pl/images/1351_Morswin_OST.pdf
- EK_8 Koschinski S., 2001, Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea, *Ophelia*, 55:3, 167-197, DOI: 10.1080/00785326.2001.10409483.
- EK_9 Hammond P.S., Bearzi G., Bjorge A., Forney K.A., Karczmarski L., Kasuya T., Perrin W., Scott M.D., Wang J.Y., Wells R.S. and Wilson B., 2016, *Phocoena Phocoena* (Baltic Sea subpopulation), The IUCN Red List of Threatened Species e.T17031A98831650.
- EK_10 ASCOBANS, 2002, ASCOBANS Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises (Jastarnia Plan), dostępny: www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/artenschutz/pdf/Jastarnia_Plan.pdf
- EK_11 ASCOBANS, 2009, ASCOBANS Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises—Jastarnia Plan (2009 Revision), dostępny: [ASCOBANS_JastarniaPlan_MOP6.pdf](http://www.ascobans.org/en/document/small-cetaceans-european-atlantic-and-north-sea-scans-ii)
- EK_12 HELCOM, 1996, Protection of harbour porpoise in the Baltic Sea area, HELCOM Recommendation 17/2, dostępny: https://helcom.fi/media/recommendations/Rec-17-2_revised-2020.pdf
- EK_13 https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/HELCOM_Thematic-assessment-of-biodiversity-2011-2016_pre-publication.pdf
- EK_14 Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie Ochrony Siedlisk Przyrodniczych oraz Dzikiem Fauny i Flory.
- EK_15 Rozporządzenie Ministra Środowiska z 14 października 2014 r. w sprawie Ochrony Gatunkowej Zwierząt (Dz. U. z 2014 r. poz. 1348), Załącznik I.
- EK_16 SCANS-II - Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea; dostępny na: <https://www.ascobans.org/en/document/small-cetaceans-european-atlantic-and-north-sea-scans-ii>
- EK_17 https://link.wwf.pl/baza_ssaki/public/raport
- EK_18 Herr H, Fock H.O., and Siebert U, 2009, Spatio-temporal associations between Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and specific fisheries in the German Bight, *Biol Conserv* 142:2962–72.
- EK_19 P. Berggren P.R., Wade J., Carlström A.J., Read, 2002, Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region, *Biol. Conserv.*, 103, pp. 313–322.

- EK_20 Fock H., 2011, Integrating Multiple Pressures at Different Spatial and Temporal Scales: A Concept for Relative Ecological Risk Assessment in the European Marine Environment, Human and Ecological Risk Assessment, 17:1, 187-211, DOI: 10.1080/10807039.2011.538634.
- EK_21 Skóra K.E. and Kuklik I., 2003, Bycatch as a potential threat to harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Polish Baltic Waters, NAMMCO Scientific Publication 5: 303–315.
- EK_22 Skóra K.E., 1991, Notes on Cetacea observed in the Polish Baltic Sea 1979–1990, *Aquat Mamm* 17:67–70.
- EK_23 Christensen O., 1991, Bycatches in the salmon drift net fishery in the Baltic Sea. International Council for the Exploration of the Sea, Anadromous and Catadromous Fish Committee, ICES CM M:26.
- EK_24 Lunneryd S.G., Hemmingsson M., Tärnlund S., Fjälling A., 2005, A voluntary logbook scheme as a method of monitoring the by-catch of seals in Swedish coastal fisheries, In ICES CM (X:04), International Council for the Exploration of the Sea, Köpenhagen, Denmark.
- EK_25 <https://helcom.fi/action-areas/fisheries/ecosystem-effects-of-fisheries/helcom-actions/>
- EK_26 Rozporządzenie Rady (WE) Nr 812/2004 ustanawiające środki dotyczące przypadkowych odłowów waleni na łowiskach i zmieniające rozporządzenie (WE) nr 88/98.
- EK_27 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.
- EK_28 Ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim, Dz. U. z 2015 poz. 222, dostępna na: <http://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20150000222/U/D20150222Lj.pdf>
- EK_29 Berggren, P., 1994, Bycatches of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Swedish Skagerrak, Kattegat and Baltic Seas; 1973-1993, Report of the International Whaling Commission Special Issue 15: 212–215.
- EK_30 Siebert U., Gilles A., Lucke K., Ludwig M., Benke H., Kock K.H. and Scheidat M., 2006, A decade of harbour porpoise occurrence in German Waters – Analysis of aerial surveys, incidental sightings and strandings, *Journal of Sea Research* 56: 65-80.

- EK_31 ASCOBANS Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises, Jastarnia Plan (2016 Revision), dostępny: https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/ASCOBANS_JastarniaPlan_M_OP8.pdf
- EK_32 Rozporządzenie rady Ministrów z dnia 11 grudnia 2017 r. w sprawie przyjęcia Krajowego programu ochrony wód morskich, dostępny na: <http://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20170002469/O/D20172469.pdf>
- EK_33 WWF, Ochrona Ssaków i Ptaków Morskich i ich Siedlisk, 2016-2020, dostępny na: https://chronbaltyk.pl/wp-content/uploads/2020/08/RAPORT_SIEDLISKA_ostateczny.pdf
- EK_34 Pawliczka I., Górski W., Hylla – Wawryniuk A., 2013, Ocena stanu ochrony gatunku foka szara *Halichoerus grypus* w obszarach NATURA 2000 w rejonie Zatoki Gdańskiej.
- EK_35 https://chronbaltyk.pl/wp-content/uploads/2020/10/Monitoring-ptaków-wodnych-i-ssaków-morskich-na-Ryfie-Mew-2018_2019_logotypy.pdf
- EK_36 <https://fokarium.pl/foki/foki-z-helu/projekt-restytucji-fok/>
- EK_37 https://chronbaltyk.pl/wp-content/uploads/2020/08/RAPORT_SIEDLISKA_ostateczny.pdf

Foka (JS)

- JS_1 Abt K., Engler J. (2009). Rapid increase of the grey seal (*Halichoerus grypus*) breeding stock at Helgoland. *Helgol Mar Res* (2009) 63:177–180, DOI 10.1007/s10152-008-0143-6
- JS_2 Bergman A., Olsson M. (1986). Pathology of Baltic grey seal and ringed seal females with special reference to adrenocortical hyperplasia: is environmental pollution the cause of a widely distributed disease syndrome? - *Finnish Game Research* 44: 47-62.
- JS_3 Bergman A. (1999). Health condition of the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) during two decades. *APMIS* 107:270-82.
- JS_4 Bignert A., Olsson M., Persson W., Jensen S., Zakrisson S., Litzén K., Eriksson U., Häggberg, L., & Alsberg, T. (1998). Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967–1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures. *Environmental Pollution*, 99(2), 177-198.
- JS_5 Bowen W. D., McMillan J., Mohn R. (2003). Sustained exponential population growth of grey seals at Sable Island, Nova Scotia. *ICES J Mar Sci* 60:1265–1274
- JS_6 Bäcklin B., Eriksson L., and Olovsson M. (2003). Histology of uterine leiomyoma and occurrence in relation to reproductive activity in the Baltic gray seal *Halichoerus grypus*. *Vet. Pathol.* 40:175-180.

- JS_7 Bäcklin B., Moraeus Ch., Roos A., Eklöf E., Lind Y. (2011). Health and age and sex distributions of Baltic grey seals (*Halichoerus grypus*) collected from bycatch and hunt in the Gulf of Bothnia, ICES Journal of Marine Science, Volume 68, Issue 1, January 2011, Pages 183–188, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq131>
- JS_8 Folegot T., Clorennec D., Chavanne R., R. Gallou (2016). Mapping of ambient noise for BIAS. Quiet-Oceans technical report QO.20130203.01.RAP.001.01B, Brest, France, December 2016
- JS_9 Galatius A., Teilmann J., Dähne M., Ahola M., Westphal L., Kyhn L. A., Pawliczka I., Olsen M. T., Dietz R. (2020). Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat, *Wildlife Biology* 2020: wlb.00711.
- JS_10 GIOS, przewodnik metodyczny - foka szara. Dostępny na: 1364 Foka szara (gios.gov.pl)
- JS_11 GIOS, Foka szara - Monitoring gatunków i siedlisk morskich (gios.gov.pl)
- JS_12 Gójska A., Pawliczka I. (2012). Program ochrony foki szarej – Projekt. Fundacja WWF Polska, s. 104
- JS_13 Harding C., Härkönen T. J. (1999). Development in the Baltic Grey Seal (*Halichoerus grypus*) and Ringed seal (*Phoca hispida*) Populations during the 20th Century. *AMBIO A Journal of the Human Environment* 28(7):619-627.
- JS_14 HELCOM (2017a). Guideline for monitoring reproductive status of seals in the HELCOM area. Dostępny na: [Guidelines-for-monitoring-reproductive-status-of-seals-in-the-HELCOM-area.pdf](#)
- JS_15 HELCOM (2017b). First version of the 'State of the Baltic Sea' report – June 2017 – to be updated in 2018. Dostępny na: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi>
- JS_16 HELCOM (2018a). Reproductive status of seals. Dostępny na: [Reproductive-status-of-seals-HELCOM-core-indicator-2018.pdf](#)
- JS_17 HELCOM (2018b). Implementation of the Baltic Sea Action Plan 2018. Dostępny na: [Implementation-of-the-BSAP-2018.pdf](#) (helcom.fi)
- JS_18 HELCOM (2018c): State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings*
- JS_19 HELCOM (2018d). Proposal for Monitoring guidelines for seal abundance and distribution in the HELCOM area. Dostępny na: [Guidelines-for-monitoring-Seal-abundance-and-distribution-in-the-HELCOM-area.pdf](#)
- JS_20 Helle E. (1980). Aerial census of ringed seals *Pusa hispida* basking on the ice of the Bothnian Bay, Baltic. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1980.tb00724.x>
- JS_21 IMGW (2018). Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich

- JS_22 Jensen S., Johnels A. G., Olsson M., Otterlind G. (1969). DDT and PCB in Marine Animals from Swedish Waters. *Nature* 224, 247–250 (1969). <https://doi.org/10.1038/224247a0>
- JS_23 Ministry of the Environment and Energy (1993). Bekendtgørelse om Rødsand Vildtreservat. Miljøministeriets bekendtgørelse af 20. September 1993. Miljøministeriet J.nr. D 1100-0045: 2f).
- JS_24 Kjellqvist S. A., Haug T., Øritsland .(1995). Trends in age-composition, growth and reproductive parameters of Barents Sea harp seals, *Phoca groenlandica*. *ICES J Mar Sci* 52:197–208
- JS_25 WWF, Ochrona Ssaków i Ptaków Morskich i ich Siedlisk, 2016-2020, dostępny na: https://chronbaltyk.pl/wp-content/uploads/2020/08/RAPORT_SIEDLISKA_ostateczny.pdf

Ryby (PPr)

- PPr_1 Aktualizacja Programu Monitoringu Wód Morskich. 2020. Raport do Komisji Europejskiej. Opracowuje Główny Inspektor Ochrony Środowiska. <https://rdsm.gios.gov.pl/images/projekt-aktualizacji-PMWM.pdf>
- PPr_2 Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. 2018. https://rdsm.gios.gov.pl/images/aktualizacja_wstepnej_oceny_stanu_srodowiska_wod_morskich.pdf
- PPr_3 Błachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J., Bartel R., Białokoz W., Borzęcka I., Chybowski Ł., Depowski R., Dębowski P., Domagała J., Drożdżyński K., Hausa P., Kukuła K., Kubacka D., Kulesza K., Ligieza J., Ludwiczak M., Pawłowski M., Picińska-Fałtynowicz J., Lisiński K., Witkowski A., Zgrabczyński D., Zgrabczyńska M. 2010. Ocena potrzeb i priorytetów udroźnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa, ss. 56.
- PPr_4 Brylińska M. 2000. Ryby słodkowodne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 521.
- PPr_5 Council agreement on 2021 catch limits in the Baltic sea, press release, Luxembourg, 19 October 2020.
- PPr_6 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. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 125. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017D0848&from=pl>

- PPr_7 Dz.U. 2016 poz. 2183. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt. <http://prawo.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20160002183>
- PPr_8 Dz.U. 2019, poz. 2149. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych.
- PPr_9 Dziemian Ł., Spich K., Kolada A., Kutyla S., Piekło B. 2020. Ryby w wodach przejściowych i przybrzeżnych. W: Kolada A. [red.] Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa. Str. 369-406.
- PPr_10GIOŚ 2020. Klasyfikacja_i_ocena_stanu_TW_CW_2014-2019. https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Klasyfikacja_i_ocena_stanu_TW_CW_2014-2019.xlsx
- PPr_11Helcom Underwater Biotope and Habitat Classification System. <https://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/helcom-hub/>
- PPr_12HELCOM. 2011. Salmon and Sea Trout Populations and Rivers in the Baltic Sea – HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 126A.
- PPr_13HELCOM. 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment. Proceedings 155. www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2018/reports-and-materials/
- PPr_14HELCOM. 2019. /Gessner J., Arndt G.M., Kapusta A., Shibayev S., Gushin A., Pilinkovskij A., Povliūnas J., Medne R., Purvina S., Tambets M., Møller P.R., 2019/. HELCOM Action Plan for the protection and recovery of Baltic sturgeon *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* in the Baltic Sea area. Baltic Sea Environment Proceedings n°168.
- PPr_15Horbowy J. 2016. Biologiczne i matematyczne podstawy zarządzania zasobami ryb – przegląd metod. W: 95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo. Red. I. Psuty, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, str. 7-16. Materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl
- PPr_16ICES. Stock assessment graphs. Portal on-line [dostęp 2016. Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC), 1–5 February 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:27. 82 pp.
- PPr_17ICES. 2017. Fisheries Overviews Baltic Sea Ecoregion. Published 20 December 2017 DOI: 10.17895/ices.pub.3053

- PPr_18ICES. 2018. Fisheries Overviews Baltic Sea Ecoregion. Published 30 November 2018
<https://doi.org/10.17895/ices.pub.4648>
- PPr_19ICES. 2018a. Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion
Published 31 May 2017 cod.27.24-32 Version 2: 1 June 2017 Version 3: 8 June 2017
Version 4: 8 March 2018.
<http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2017/2017/cod.27.24-32.pdf>
- PPr_20ICES. 2018b. Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion
Published 31 May 2018 cod.27.24-32.
<http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2018/2018/cod.27.24-32.pdf>
- PPr_21ICES. 2019. Baltic Sea Ecosystem – Fisheries Overview. In Report of the ICES
Advisory Committee, 2019. ICES Advice 2019, section 4.2. 28 pp.
<https://doi.org/10.17895/ices.advice.5566>
- PPr_22ICES. 2019a. Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea ecoregion
Published 29 May 2019.
<http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2019/2019/cod.27.24-32.pdf>
- PPr_23ICES. 2019b. Report on eastern Baltic cod bycatch in non-targeted fisheries, mixing
with western Baltic cod in SD24, and stock situation in SDs 27-32 (Ad hoc). ICES
Scientific Reports. 1:76. 69 pp.
- PPr_24ICES. 2020a. Advice on fishing opportunities, catch, and effort Published 29 May
2020 cod.27.24-32 Version 2: 3 June 2020.
<http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2020/2020/cod.27.24-32.pdf>
- PPr_25ICES. 2020b. Komunikat o stanie zasobów ryb Bałtyku i zalecanych przez ICES
wielkości kwot połowowych w roku 2020. MIR. Strona [http](http://www.mir.gov.pl).
- PPr_26ICES. ICES Advice 2020, Section 4.1, <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7635>.
- PPr_27LIFE Nature project “Marine Protected Areas in the Eastern Baltic Sea” Reference
number: LIFE 05 NAT/LV/000100 Action C1 – Assessing and reducing impact of
fishery by-catch on species of Community interest Action leader P13, Institute of
Ecology of Vilnius University
http://www.balticseaportal.net/media/upload/File/Deliverables/Action%20reports/C1_final_report.pdf
- PPr_28Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). 2012. Monitoring gatunków zwierząt.
Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa. 748 ss.
- PPr_29Naukowcy zalecają ograniczenie połowów dorsza. 2008. Portal Morski. PORTAL
INFORMACYJNY ISSN 2545-0735.

- PPr_30Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015–2018.
http://morskiesiedliska.gios.gov.pl/images/Biuletyn_monitoringu_przyrody_18.pdf
- PPr_31PolyBDEs EQS dossier 2011. <https://circabc.europa.eu/sd/a/d07ed9f5-0760-4561-b642-04bc1e4a580e/PBDE%20EQS%20dossier%202011.pdf>
- PPr_32Probst W. N., Oesterwind D. 2014. How good are alternative indicators for spawning-stock biomass (SSB) and fishing mortality (F)? Short Communication. ICES Journal of Marine Science (2014), 71(5), 1137–1141. doi:10.1093/icesjms/fst207
- PPr_33Projekt aktualizacji zestawu celów środowiskowych dla wód morskich. Załącznik do uchwały nr 170 Rady Ministrów z dnia 15 listopada 2018 r. (poz. 173) w sprawie wyrażenia zgody na przedłożenie Komisji Europejskiej projektu aktualizacji zestawu celów środowiskowych dla wód morskich. Monitor Polski, Warszawa, 13 lutego 2019 r. Poz. 173.
- PPr_34Prus. P., Adamczyk M. 2020. Ryby w rzekach. W: Kolada A. [red.] Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa. Str. 175-217.
- PPr_35Raport roczny dotyczący działań zmierzających do osiągnięcia równowagi pomiędzy zdolnością połowową a wielkością dopuszczalnych połowów za okres od 1 stycznia do 31 grudnia 2016 r. (wraz z Planem działania). MGMIŻŚ Warszawa, <https://mgm.gov.pl/rybolowstwo/rybolowstwo-morskie/raporty-i-opracowania/>
- PPr_36Raport roczny dotyczący działań zmierzających do osiągnięcia równowagi pomiędzy zdolnością połowową a wielkością dopuszczalnych połowów za okres od 1 stycznia do 31 grudnia 2015 r. (wraz z Planem działania). MGMIŻŚ Warszawa, <https://mgm.gov.pl/rybolowstwo/rybolowstwo-morskie/raporty-i-opracowania/>
- PPr_37Raport roczny dotyczący działań zmierzających do osiągnięcia równowagi pomiędzy zdolnością połowową a wielkością dopuszczalnych połowów za okres od 1 stycznia do 31 grudnia 2014 r. (wraz z Planem działania).
- PPr_38Rozporządzenie Komisji (WE) Nr 1881/2006 z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalające najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych. Dziennik Urzędowy UE <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=EN>
- PPr_39Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu celów środowiskowych dla wód morskich (Dz. U. poz. 569).
- PPr_40Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1241 z dnia 20 czerwca 2019 r. w sprawie zachowania zasobów rybnych i ochrony ekosystemów morskich za pomocą środków technicznych zmieniające rozporządzenia Rady (WE) nr 2019/2006, (WE) nr 1224/2009 i rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1380/2013, (UE) 2016/1139, (UE) 2018/973, (UE) 2019/472 i (UE)

- 2019/1022 oraz uchylające rozporządzenia Rady (WE) nr 894/97, (WE) nr 850/98, (WE) nr 2549/2000, (WE) nr 254/2002, (WE) nr 812/2004 i (WE) nr 2187/2005.
- PPr_41 Rozporządzenie Rady WE nr 1100/2007 z dnia 18 września 2007 r. ustanawiające środki służące odbudowie zasobów węgorka europejskiego (Dz. Urz. UE L 248 z 22.9.2007, str. 17).
- PPr_42 Rybołówstwo nadal ze wsparciem UE. 12/06/2018.
https://ec.europa.eu/poland/news/180612_fisheries_pl
- PPr_43 Uchwała nr 67 Rady Ministrów z dnia 16 lipca 2019 r. w sprawie przyjęcia „Polityki ekologicznej państwa 2030 – strategii rozwoju w obszarze środowiska i gospodarki wodnej” Monitor Polski Dziennik Urzędowy Rzeczypospolitej Polskiej, Warszawa, dnia 6 września 2019 r. Poz. 794.
- PPr_44 Uchwała nr 213 Rady Ministrów z dnia 6 listopada 2015 r. w sprawie zatwierdzenia Programu ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z Planem działań na lata 2015–2020.
<http://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WMP20150001207>
- PPr_45 Zrzeszenie Rybaków Morskich – Organizacja Producentów. 2017. Ochrona i odbudowa morskiej różnorodności biologicznej i ekosystemów morskich w ramach zrównoważonej działalności połowowej, polegającej na zbieraniu utraconych narzędzi połowowych i odpadów morskich. Raport końcowy.
https://fundacjamare.pl/file/repository/R2_DARL.pdf
- PPr_46 Baltic Sea Environment Proceedings No. 24 Progress Reports on Cadmium, Mercury, Copper and Zinc. Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission. December 1987. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/10/BSEP24.pdf>
- PPr_47 Long-Term Persistence of Dieldrin, DDT, and Heptachlor Epoxide in Earthworms W. Nelson Beyer and Alexander J. Krynitsky Ambio Vol. 18, No. 5 (1989), pp. 271-273.
- PPr_48 Projekt: Analiza znaczących oddziaływań antropogenicznych wraz z oceną ich wpływu na stan wód oraz ryzykiem nieosiągnięcia celów środowiskowych” KZGW – PGW WP, 2000.
- PPr_49 Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2017/852 z dnia 17 maja 2017 r. w sprawie rtęci oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 1102/2008 (Tekst mający znaczenie dla EOG). Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 137/1.
<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex%3A32017R0852>
<https://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/helcom-hub/2013>. Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 138.
https://helcom.fi/media/documents/Red-List_Baltic-Sea-underwater-biotopes-habitats-and-biotope-complexes_BSEP138.pdf

- PPr_50HELCOM. HELCOM Checklist 2.0 of Baltic Sea Macrospecies. Baltic Sea Environment Proceedings n°174.
- PPr_5126.05.2021]. <https://standardgraphs.ices.dk/stockList.aspx>
- PPr_52ICES. Latest advice Portal on-line [dostęp 26.05.2021].
<https://www.ices.dk/advice/Pages/Latest-Advice.aspx>
- PPr_53ICES. 2017. Fisheries Overviews Baltic Sea Ecoregion. Published 20 December 2017
DOI: 10.17895/ices.pub.3053
- PPr_54ICES. 2018. Fisheries Overviews Baltic Sea Ecoregion. Published 30 November 2018
<https://doi.org/10.17895/ices.pub.4648>
- PPr_55ICES.
<http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2017/2017/cod.27.24-32.pdf>ICES. 2019. Baltic Sea Ecosystem – Fisheries Overview. In Report of the ICES Advisory Committee, 2019. ICES Advice 2019, section 4.2. 28 pp.
<https://doi.org/10.17895/ices.advice.5566>
- PPr_56<http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2019/2019/cod.27.24-32.pdf><http://doi.org/10.17895/ices.pub.5635><http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2020/2020/cod.27.24-32.pdf>2020c. Baltic Sea Ecoregion – Ecosystem overview. In Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, Section 4.1, <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7635>. ICES. 2020d. Baltic Sea ecoregion – Fisheries overview. In Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, section 4.2. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7607>.
- PPr_57http://www.balticseaportal.net/media/upload/File/Deliverables/Action%20reports/C1_final_report.pdf<https://www.portalmorski.pl/rybolowstwo/8790-naukowcy-zalecaja-ograniczenie-polowow-dorsza><https://circabc.europa.eu/sd/a/d07ed9f5-0760-4561-b642-04bc1e4a580e/PBDE%20EQS%20dossier%202011.pdf>MGMiżŚ Warszawa, <https://mgm.gov.pl/rybolowstwo/rybolowstwo-morskie/raporty-i-opracowania/><https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=EN>Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu celów środowiskowych dla wód morskich (Dz. U. 2021, poz. 569).
- PPr_582019/1241 z dnia 20 czerwca 2019 r. w sprawie zachowania zasobów rybnoochrony ekosystemów morskich za pomocą środków technicznychrozporządzenia2019/2006 (WE) nr 1224/2009 i rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1380/2013, (UE) 2016/1139, (UE) 2018/973, (UE) 2019/472 i (UE) 2019/1022 oraz rozporządzenia Rady (WE) nr 894/97, (WE) nr 850/98, (WE) nr 2549/2000, (WE) nr 254/2002, (WE) nr 812/2004 i (WE) nr 2187/2005.
- PPr_59Rozporządzenie Rady WE nr 1100 z dnia 18 września 2007 r. ustanawiające środki służące odbudowie zasobów węgorza europejskiego (Dz. Urz. UE L 248 z 22.9.2007,

- str. 17).
https://ec.europa.eu/poland/news/180612_fisheries_pl
https://fundacjamare.pl/file/repository/R2_DARL.pdf
<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/10/BSEP24.pdf>
- PPr_60 Rozporządzenie ministra infrastruktury z dnia 25 lutego 2021 r. w sprawie przyjęcia aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. U. poz. 568).
- PPr_61 HELCOM Indicators. Metals (mercury, cadmium lead). HELCOM core indicator report, July 2018.
- PPr_62 Rozporządzenie (We) Nr 178/2002 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 28 stycznia 2002 r. ustanawiające ogólne zasady i wymagania prawa żywnościowego, powołujące Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności oraz ustanawiające procedury w zakresie bezpieczeństwa żywności (Dz. U. L 031 z 1.2.2002, z późn. zm.).
- PPr_63 Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2017/625 z dnia 15 marca 2017 r. w sprawie kontroli urzędowych i innych czynności urzędowych przeprowadzanych w celu zapewnienia stosowania prawa żywnościowego i paszowego oraz zasad dotyczących zdrowia i dobrostanu zwierząt, zdrowia roślin i środków ochrony roślin, zmieniające rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 999/2001, (WE) nr 396/2005, (WE) nr 1069/2009, (WE), nr 1107/2009, (UE) nr 1151/2012, (UE) nr 652/2014, (UE) 2016/429 i (UE) 2016/2031, rozporządzenia Rady (WE) nr 1/2005 i (WE) nr 1099/2009 oraz dyrektywy Rady 98/58/WE, 1999/74/WE, 2007/43/WE, 2008/119/WE i 2008/120/WE, oraz uchylające rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 854/2004 i (WE) nr 882/2004, dyrektywy Rady 89/608/EWG, 89/662/EWG, 90/425/EWG, 91/496/EWG, 96/23/WE, 96/93/WE i 97/78/WE oraz decyzję Rady 92/438/EWG (rozporządzenie w sprawie kontroli urzędowych) (z późn. zm.).
- PPr_64 Ustawa z dnia 25 sierpnia 2006 r. o bezpieczeństwie żywności i żywienia (Dz. U. poz. 1225).
- PPr_65 Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1139 z dnia 6 lipca 2016 r. ustanawiające wieloletni plan zmieniające rozporządzenie Rady (WE) nr 2187/2005 i uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 1098/2007.
- PPr_66 Załącznik do wniosku dotyczącego Rozporządzenia Rady ustalającego uprawnienia do połowów na 2022 rok w odniesieniu do niektórych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniającego rozporządzenie (UE) 2021/92 w odniesieniu do uprawnień do połowów w innych wodach (https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:517786c3-0654-11ec-b5d3-01aa75ed71a1.0020.02/DOC_2&format=PDF).
- PPr_67 [Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego](#)

oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. poz. 1475).